

Fernando Paz Pellat
Alma Velázquez Rodríguez
Marlén Rojo Martínez
Editores

Serie: Síntesis Nacionales

Estado Actual
del Conocimiento
del Ciclo del Carbono
y sus Interacciones en México:
Síntesis a 2018

Programa Mexicano del Carbono
Instituto Tecnológico de Sonora

Programa Mexicano del Carbono



Programa Mexicano del Carbono

RED TEMÁTICA DEL CONACYT



INSTITUTO TECNOLÓGICO DE SONORA
Educar para Trascender



Forma correcta de citar:

Paz, F., A. Velázquez y M. Rojo (Editores). 2018. Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2018. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con el Instituto Tecnológico de Sonora. Texcoco, Estado de México, México. ISBN pendiente. 686 p.

ISBN: 978-607-96490-6-7



Programa Mexicano del Carbono A.C.
Calle Chiconautla No. 8 Interior A
Colonia Lomas de Cristo, Texcoco, Estado de México, México

www.pmcarbono.org

Esta obra fue elaborada por el Programa Mexicano del Carbono (PMC).
Se prohíbe la reproducción parcial o total de esta obra, por cualquier medio.

Diseño Gráfico: Oscar J. Velázquez R.

Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2018

Fernando Paz, Alma Velázquez y Marlén Rojo

EDITORES

Programa Mexicano del Carbono.
Instituto Tecnológico de Sonora.

Álamos, Sonora

2018

ISBN: 978-607-96490-6-7

ISBN: 978-607-96490-6-7



9 786079 649067

Índice de Revisores

JAIME GARATUZA PAYÁN

Instituto Tecnológico de Sonora

BEN DE JONG

El Colegio de la Frontera Sur

ENRICO YÉPEZ GONZÁLEZ

Instituto Tecnológico de Sonora

FERNANDO PAZ PELLAT

Colegio de Postgraduados

GEORGINA SANDOVAL FABIÁN

Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco, A.C.

LUIS CALDERÓN AGUILERA

Centro de Investigaciones Científicas y de Educación Superior de Ensenada

JORGE ALFREDO HERRERA SILVEIRA

Centro de Investigación y de Estudios Avanzados, Unidad Mérida, Instituto Politécnico Nacional

JOSÉ RUBÉN LARA LARA

Centro de Investigaciones Científicas y de Educación Superior de Ensenada

JULIO CÉSAR RODRÍGUEZ

Universidad de Sonora

MARCOS CASIANO DOMÍNGUEZ

Programa Mexicano del Carbono

MARGARET SKUTSCH

Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental, Universidad Nacional Autónoma de México

MARIELA FUENTES PONCE

Universidad Autónoma Metropolitana

MARIO MANZANO CAMARILLO

Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey

OSCAR BRIONES VILLARREAL

Instituto de Ecología, A.C.

RAMÓN SOSA ÁVALOS

Centro Universitario de Investigaciones Oceanológicas, Universidad de Colima

Prólogo

El Programa Mexicano del Carbono se complace en presentar al público, como cada año desde su formación en 2005, la Síntesis Nacional del 2018, obra que conjunta el esfuerzo realizado por numerosos científicos, tanto nacionales como extranjeros, para impulsar la investigación y conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México.

Como ya es tradición, durante el Noveno Simposio Internacional del Carbono en México se presentaron más de 100 contribuciones en las diversas áreas temáticas que conforman el Comité Científico: Ecosistemas Terrestres, Ecosistemas Acuáticos, Atmósfera, Dimensión Social, Bioenergía y Sistemas Humanos. En esta ocasión, el evento tuvo lugar en la Ciudad de Álamos, Sonora, bajo el auspicio del Programa Mexicano del Carbono y el Instituto Tecnológico de Sonora. Los trabajos expuestos, todos de excelente calidad académica, se sometieron a la opinión de la comunidad científica, dando lugar a intensas jornadas de discusión, con una visión multidisciplinaria y multi institucional, siempre bajo una óptica de integración del conocimiento de las diferentes áreas sobre el Ciclo del Carbono y sus Interacciones.

Con una importante participación de jóvenes científicos y, teniendo como premisa el interés común, se discutieron los nuevos paradigmas de investigación sobre el Ciclo del Carbono y sus tecnologías de estudio, con la finalidad de continuar con la labor emprendida por sus mentores hace trece años, de desarrollar modelos y estrategias *ex profeso* para México, acordes con sus necesidades, su realidad política, económica, social y ambiental. Cada investigación aquí plasmada representa, por tanto, el esfuerzo de la comunidad científica por mejorar las condiciones del país.

Gracias por el interés y entusiasmo de este colectivo científico; esperamos que esta publicación sea un aliciente más para continuar en la consecución de las metas en tan relevante tema. Los esperamos en Nayarit 2019.

Fernando Paz Pellat

Coordinador General

Programa Mexicano del Carbono



CONTENIDO

| | |
|--|-----------|
| CAPÍTULO 1: | 17 |
| ATMÓSFERA | |
| 1.1 Emisiones de carbono provenientes de los principales dispositivos de cocción con leña en CBC | 19 |
| 1.2 Intercambio neto del ecosistema en tres ecosistemas de la zona del monzón de Norteamérica | 24 |
| 1.3 The role of green-lawns on urban CO ₂ and water fluxes | 30 |
| 1.4 Emisiones de GEI en suelos de bosques templados con manejo forestal | 36 |
| 1.5 Productividad neta del agroecosistema en un cultivo de trigo de invierno en el Valle del Yaqui | 41 |
| 1.6 Variación temporal de las emisiones de CO ₂ y N ₂ O en respuesta al riego con agua residual | 47 |
| 1.7 Variación estacional de los flujos de carbono y agua sobre la selva baja caducifolia Yucateca en la Reserva Estatal “El Palmar” | 53 |
| 1.8 Productividad neta del ecosistema, sus componentes y evapotranspiración en un bosque tropical seco maduro en el Noroeste de México | 61 |
| 1.9 Los agroecosistemas ¿funcionan como sumidero de carbono? | 69 |
| 1.10 Climatic drivers of divergence in carbon and water fluxes in two adjacent Australian semi-arid ecosystems | 77 |
| 1.11 Emisiones potenciales de GEI producidas por la quema de diferentes clases de combustibles forestales en el Estado de Jalisco | 84 |
| 1.12 Flujos anuales de carbono en ecosistemas terrestres de México | 90 |
| 1.13 Flujos de C entre dos ecosistemas contrastantes del Noroeste de México | 100 |
| 1.14 Emisiones de metano de diferentes tipos de manglar en Yucatán | 106 |
| 1.15 Biosphere 2 – landscape evolution observatory: Un experimento a gran escala | 112 |
| 1.16 Medición de las emisiones de dióxido de carbono, óxido nitroso y metano en tepetates habilitados para uso agrícola | 117 |

| | |
|--|------------|
| CAPÍTULO 2: | 125 |
| BIOENERGÍA | |
| 2.1 Disponibilidad de subproductos de la industria primaria de la madera para la generación de energía | 127 |
| 2.2 Producción y caracterización de un coctel enzimático para la hidrólisis o tratamiento de bagazos para su uso como sustrato para biocombustibles y otras industrias | 132 |
| 2.3 Índice de preferencia para el consumo de leña en Villaflores, Chiapas, México | 137 |
| 2.4 Compostaje para disminuir toxinas en biocarbón | 142 |
| CAPÍTULO 3: | 147 |
| DIMENSIÓN SOCIAL | |
| 3.1 Resiliencia socio-ecológica ante la crisis del café en la Sierra Madre de Chiapas, México | 149 |
| 3.2 Explaining the Mexican sink | 156 |
| 3.3 La asignación eficiente de la biomasa: calidad ambiental <i>versus</i> bienestar material | 163 |
| 3.4 Costos de oportunidad de los Sistemas de producción de café orgánico en la Sierra Madre de Chiapas, México | 168 |
| CAPÍTULO 4: | 175 |
| ECOSISTEMAS ACUÁTICOS | |
| 4.1 Limitada preservación de carbonato de calcio en una laguna costera tropical del Golfo de California | 177 |
| 4.2 Tendencias de verdor y almacenes de carbono en los manglares de México | 182 |
| 4.3 Análisis del cambio de uso de suelo del manglar de la barra San José, Chiapas, México | 187 |
| 4.4 Almacenes de carbono en biomasa de pastos marinos costeros tropicales de regiones cársticas | 193 |
| 4.5 Almacenes de carbono aéreo en manglares del caribe mexicano | 200 |
| 4.6 Pérdida en los almacenes de carbono del ecosistema de manglar ocasionados por la construcción de una carretera | 207 |



| | | |
|------|--|-----|
| 4.7 | Carbono azul en manglares de la Laguna de Términos, Campeche | 213 |
| 4.8 | Almacenes y flujos de carbono en diferentes tipos ecológicos de manglares en Celestun, Yucatán | 219 |
| 4.9 | Efecto en el bentos de las granjas de engorda de atún en la Península de Baja California, México | 226 |
| 4.10 | Almacén y captura de carbono aéreo por <i>Rhizophora mangle</i> y <i>Avicennia germinans</i> en una zona de restauración ecológica | 229 |
| 4.11 | Variabilidad del sistema del CO ₂ en el Parque Nacional Islas Marietas (PNIM), Bahía de Banderas, Nayarit | 235 |
| 4.12 | Estudio del sistema del dióxido de carbono en aguas de un sistema ostrícola | 243 |
| 4.13 | La pesca frente al cambio climático global | 246 |
| 4.14 | Constituyentes del sistema de carbono en una surgencia costera en el Golfo de California | 253 |
| 4.15 | Metanogénesis en los manglares áridos del Noreste de México mediante un balance isotópico de masas | 259 |
| 4.16 | Variación temporal de flujos de carbono, agua y energía en un manglar semiárido del sur de Sonora | 266 |
| 4.17 | Los cultivos de macroalgas como potenciales sumideros artificiales de carbono | 273 |
| 4.18 | Variabilidad temporal de biomasa de carbono de picoplancton en una estación costera de Baja California | 280 |
| 4.19 | Simulación del transporte de carbono orgánico particulado a la Laguna de Términos, Campeche | 287 |
| 4.20 | Distribución espacial y temporal del carbono inorgánico disuelto en la Plataforma de Yucatán | 294 |
| 4.21 | Evaluación de almacén de carbono aéreo de los manglares, en la zona centro de Laguna Madre, Tamaulipas | 299 |
| 4.22 | Flujos de nutrientes y metabolismo neto del estero Siuti (eurihalino, subtropical) en el Golfo de California | 306 |
| 4.23 | Base de datos del balance de nutrientes (C, N, P) en lagunas costeras de México | 313 |
| 4.24 | Sistema del CO ₂ en Bahía de los Ángeles (B.C.) en condiciones de verano e invierno | 320 |

| | | |
|------|---|-----|
| 4.25 | Estudio comparativo del flujo de CO ₂ océano-atmósfera frente al norte de Sinaloa | 326 |
| 4.26 | Flujos de CO ₂ en un ambiente hipersalino influenciado por la presencia de tapetes microbianos | 332 |
| 4.27 | Influencia de la cuenca hidrográfica en las propiedades ópticas del agua, costa de Nayarit | 338 |
| 4.28 | Análisis de macroelementos de diferentes componentes edáficos asociados al carbono en manglares de Paraíso, Tabasco | 344 |
| 4.29 | Mediciones de variables del sistema del carbono para caracterizar las condiciones oceanográficas superficiales que sigue tiburón ballena en Bahía de los Ángeles 2017 | 349 |
| 4.30 | Estado trófico de tres lagunas costeras subtropicales del Golfo de California | 355 |
| 4.31 | Producción primaria bruta en bosques submarinos de la región Bahía Todos Santos | 361 |
| 4.32 | El sistema del dióxido de carbono frente a Baja California en dos condiciones oceanográficas distintas | 367 |
| 4.33 | Carbono inorgánico disuelto en el Pacífico Sur Mexicano durante la temporada de tormentas tropicales y huracanes | 374 |
| 4.34 | Validación del algoritmo OC2 para LANDSAT 8 aplicado al Lago Cráter de Santa María del Oro, Nayarit | 380 |
| 4.35 | Variación temporal (2007-2016) de la producción primaria y biomasa del fitoplancton en una estación costera al sur de la Corriente de California | 388 |
| 4.36 | Biomasa de los macroinvertebrados bentónicos en tres lagos urbanos del Bosque de Chapultepec, México | 393 |
| 4.37 | Producción primaria nueva y regenerada en un lago oligotrófico profundo | 400 |
| 4.38 | Redes tróficas y flujo de carbono en dos lagos tropicales de alta montaña | 406 |
| 4.39 | Variación de la biomasa fitoplanctónica a lo largo del Río Usumacinta durante temporadas hidrológicas contrastantes | 412 |
| 4.40 | Tasas de producción primaria en las regiones de Coatzacoalcos y Perdido en el Golfo de México | 419 |

CAPÍTULO 5: ECOSISTEMAS TERRESTRES

425

| | | |
|------|---|-----|
| 5.1 | Estimación del contenido de carbono orgánico en el suelo (COS) en el municipio de El Llano, Aguascalientes | 427 |
| 5.2 | Influencia de la vegetación en las características de los Histosoles de tres comunidades de humedales | 434 |
| 5.3 | Variabilidad y ajuste de datos para el cálculo del contenido de carbono orgánico del suelo | 440 |
| 5.4 | Tasa de captura de carbono en ecosistemas forestales de <i>Pinus oocarpa</i> en la región Frailesca, Chiapas | 446 |
| 5.5 | Viabilidad de implementación de proyectos forestales de captura de carbono en Xilitla, San Luis Potosí, México | 452 |
| 5.6 | Papel del parque ecológico de la Ciudad de México como sumidero de carbono | 458 |
| 5.7 | Determinación de almacenes de carbono en suelos de áreas verdes urbanas en zonas áridas | 465 |
| 5.8 | Distribución de carbono en biomasa de quinua (<i>Chenopodium quinoa</i> Willd.) y su aporte al suelo | 472 |
| 5.9 | Ecuaciones preliminares para estimar biomasa aérea en <i>Pinus oocarpa</i> en un bosque de Guerrero, México | 477 |
| 5.10 | Análisis espacio-temporal de la macrofauna edáfica en Calakmul, Campeche | 484 |
| 5.11 | Relación carbono: fósforo en suelos mexicanos - una revisión | 492 |
| 5.12 | Breeding drought resistance and heat tolerance to mitigate climatic change effects on crops | 497 |
| 5.13 | Modelo ecológico de predicción de carbono en pastizales de Chihuahua | 503 |
| 5.14 | Carbono orgánico en un suelo con cultivo de caña en el Estado de Morelos | 508 |
| 5.15 | Biomasa aérea y almacén de carbono en dos leguminosas y una cactácea del Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México | 513 |
| 5.16 | Factores topográficos determinantes de la mortandad de árboles inducida por una helada severa en un bosque tropical seco | 521 |
| 5.17 | Estrategias de manejo en huertos frutales para incrementar la fijación y almacenamiento de CO ₂ | 529 |

| | | |
|------|--|-----|
| 5.18 | Evaluación de la metodología de resinas de intercambio iónico para la cuantificación de flujos de nutrientes en ecosistemas naturales | 535 |
| 5.19 | Tracking avocado production in Michoacan, México - A twenty-years land use analysis | 542 |
| 5.20 | Cuantificación del carbono orgánico en los suelos de Quintana Roo | 550 |
| 5.21 | Representación de producción primaria en ecosistemas tropicales y semiáridos mediante el uso de indicadores fenológicos | 555 |
| 5.22 | Efecto de perturbaciones en almacenamiento de carbono en suelos de Villaflores, Chiapas, México | 562 |
| 5.23 | Carbono arbóreo aéreo almacenado en la zona de manejo forestal de Santiago Xiacuí, Oaxaca, México | 571 |
| 5.24 | Biomasa microbiana asociada al carbono en la selva baja caducifolia del Noroeste de México | 577 |
| 5.25 | Catálogo de especies de sombra en cafetales de la Sierra Madre de Chiapas | 582 |
| 5.26 | Composición florística y almacén de carbono en la biomasa aérea de dos asociaciones vegetales del Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México | 592 |
| 5.27 | Relación biomasa y topografía: de cómo los patrones de biomasa forestal se relacionan con la topografía | 601 |
| 5.28 | El carbono del suelo como promotor de la anidación en lagartijas de alta montaña en el centro de México | 608 |
| 5.29 | Aboveground and belowground carbon in treated and untreated western juniper (<i>Juniperus occidentalis</i>) systems in Oregon | 615 |
| 5.30 | Necromasa en el bosque tropical seco tras el paso del Huracán Patricia | 620 |
| 5.31 | Protocolo operativo de espectroradiometría de campo para el seguimiento fenológico de la vegetación en selvas y matorrales | 625 |
| 5.32 | Carbono edáfico en Acrisoles transformados de pastizales a plantaciones de <i>Acacia mangium</i> en Tabasco, México | 633 |
| 5.33 | Comparación de índices de reverdecimiento para la estimación de productividad primaria bruta en un cultivo de trigo en el Valle del Yaqui | 637 |
| 5.34 | Biodiversidad y cobertura en cafetales bajo distinto manejo en la Sierra Madre de Chiapas | 644 |



| | | |
|------|--|-----|
| 5.35 | Avances y retos para la estimación de biomasa área y subterránea de matorrales y pastizales con base en ecuaciones alométricas | 652 |
| 5.36 | Almacenes de carbono en sistemas agroforestales cafetaleros de la Sierra Madre de Chiapas | 671 |
| 5.37 | Almacén de carbono en encinos en un gradiente altitudinal en Jalisco, México | 678 |



1

Atmosfera

1.1 Emisiones de carbono provenientes de los principales dispositivos de cocción con leña en CBC

López-Orozco Minerva¹; Martínez-Cinco Marco A.¹; Masera-Cerutti Omar R².; Ruiz-García Víctor M.^{2,3}; y Vázquez-Tinoco Juan C.²

¹División de Estudios de Posgrado, Facultad de Ingeniería Química, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo (UMSNH), Gral Francisco J. Múgica S/N, Ciudad Universitaria. CP: 58030. Morelia, Michoacán, México.

²Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), Antigua Carretera a Pátzcuaro 8701, Ex-Hacienda de San José de la Huerta. CP: 58190 Morelia, Michoacán, México.

³Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), Avenida Universidad 3000, Ciudad Universitaria. CP: 04510 Ciudad de México, México.

Autor para correspondencia: minervalopez-iq@hotmail.com

Resumen

El carbono negro es considerado como la segunda emisión humana más importante en términos del calentamiento global, además de ser asociado con la morbilidad y mortalidad cardiopulmonar debido a su exposición. A pesar de su gran importancia aún no hay suficiente información disponible de emisiones domiciliarias por cocinado con biomasa, particularmente en el territorio mexicano. Se midieron las emisiones de chimenea de tres estufas mejoradas y el tradicional fogón U, con la prueba del ciclo de cocinado (CBC), analizando el carbono mediante dos técnicas: óptica (transmisor óptico SootScan) para carbono negro y termo-óptica (Analizador de carbono CM-150) para carbono elemental y orgánico. Encontrándose los factores de emisión de carbono elemental: PATSARI 0.19 ± 0.17 gC kg⁻¹, ECOSTUFA 0.25 ± 0.27 gC kg⁻¹, ONIL 0.06 ± 0.02 gC kg⁻¹. Los factores de emisión de carbono orgánico: PATSARI 1.90 ± 0.38 gC kg⁻¹, ECOSTUFA 2.80 ± 1.24 gC kg⁻¹, ONIL 0.59 ± 0.16 gC kg⁻¹. Se corroboró que el estimado de carbono elemental más materia orgánica en factor de emisión concuerda bien con el factor de emisión de material particulado 2.5

Palabras clave: *gases de efecto invernadero; material particulado 2.5; estufas mejoradas; carbono negro; factores de emisión.*

Abstract

The black carbon is the second largest contributor to climate change, besides it is associated with the cardiopulmonary morbidity and mortality for their exposition. Despite its great importance, there is still not enough information available from household emissions by cooking with biomass, particularly in the Mexican territory. Chimney emissions from three improved stoves and a traditional U-shaped open fire were measured with the controlled burning cycle (CBC), analyzing carbon by two techniques: optics for black carbon (SootScan transmissometer) and thermo-optics for elemental and organic carbon (CM 150 Carbon Analysis). Finding the elemental carbon emission factors PATSARI 0.19 ± 0.17 gC kg⁻¹, ECOSTUFA 0.25 ± 0.27 gC kg⁻¹, ONIL 0.06 ± 0.02 gC kg⁻¹. The organic carbon emission factors: PATSARI 1.90 ± 0.38 gC kg⁻¹, ECOSTUFA 2.80 ± 1.24 gC kg⁻¹, ONIL 0.59 ± 0.16 gC kg⁻¹. It was corroborated that the estimate of elemental carbon plus organic matter in emission factor agrees well with the emission factor of particulate matter 2.5

Key words: *greenhouse gases; particulate matter 2.5; improved cook-stoves; black carbon; emission factor.*

Introducción

Los combustibles de biomasa como la leña son una fuente potencial de las energías renovables. Aproximadamente el 10 % de la demanda energética global se suministra por la madera y más de 3 mil millones de personas queman diario alguna forma de bio-combustible para obtener energía (L'Orange, 2012). Se calcula que, sólo en México, entre 22 y 25 millones de personas utilizan madera para cocinar o como calefacción, principalmente en zonas rurales de los estados de Chiapas, Guanajuato, Guerrero, Hidalgo, Michoacán, Oaxaca, Puebla, Quintana Roo, Tabasco, Veracruz y Yucatán. Aunque la adopción de estufas más limpias y eficientes aumenta gradualmente, los fogones abiertos tradicionales y menos eficientes siguen predominando (CCA, 2015).

Del aerosol producto de la combustión, el material carbonoso es el principal componente con un diámetro aerodinámico menor de 2.5 micrómetros, siendo relacionado con el impacto en la salud, la visibilidad y el clima. La fracción carbonosa del material particulado consiste en carbono elemental (EC) y una variedad de compuestos orgánicos. El carbono elemental tiene una estructura similar al grafito impuro y es emitido directamente a la atmósfera por combustión. El carbono orgánico (OC) puede ser emitido (OC primario) o formado "in situ" (OC secundario) (Seinfeld, 1998). El EC en la atmósfera es calentado fuertemente, el OC y la OM tienen un efecto enfriante en la atmósfera (MacCarty *et al.*, 2008). Se estima que el carbono negro es la segunda emisión humana más importante en términos de cambio climático atmosférico en el presente; sólo el dióxido de carbono es considerado con mayor fuerza (Jacobson, 2001; Bond, 2013).

Ante la inminente necesidad de una transición energética hacia combustibles limpios, nuevamente las energías renovables cobran importancia, y los dispositivos mejorados aparecen continuamente; para implementar a los mejores modelos de estufas de cocción de alimentos, las que tienen un mejor funcionamiento se requiere que se desarrollen estándares de desempeño, para lo cual se necesita conocer el inventario de emisiones regionales y nacionales, dado que en México no se cuenta con inventario de emisiones de carbono negro, carbono elemental y carbono orgánico para estufas de leña, basados en mediciones en el país con la prueba de ciclo de cocinado, el objetivo del presente trabajo es contribuir en la creación de dicho inventario. Con esta información disponible se puede apoyar a el gobierno federal en sus metas de mitigación al 2050.

Materiales y Métodos

Se eligieron los siguientes dispositivos por su distribución: estufa PATSARI estufa ONIL y estufa ECOSTUFA. Se estima que el total de estas estufas instaladas en campo es de más de 450 000 unidades (Medina, 2016).

La prueba del ciclo de cocinado o controlled burning cycle (CBC) es un protocolo útil para conducir pruebas en estufas durante la etapa de diseño, para comparar alteraciones con las iteraciones previas de la estufa. El CBC provee la oportunidad de cerrar la brecha entre campo y laboratorio; estandarizando la prueba a la vez que se ajusta a las condiciones locales, por lo que ayuda a promover el desarrollo de estufas con mayores eficiencias de combustión y transferencia de calor, al mismo tiempo que permite estimaciones preliminares de emisiones de gases de efecto invernadero (Kshirsagar y Kalamkar, 2014).

Las estufas se evaluaron en la cabaña simulada, que se construyó con las características de las cocinas de la región, agregando además la función de que el techo sirva como una campana para la medición de las emisiones fugitivas, que se encuentra en la propiedad del Grupo Interdisciplinario de tecnología Rural Apropiada (GIRA) en Tzetzénguaro, Michoacán. Las emisiones provenientes de los dispositivos de cocción se captaron por medio de una campana de emisiones de chimenea y se transportaron por medio de un tren de muestreo con las recomendaciones de la norma ISO CD 19869:2016, la recolección de la muestra se llevó a cabo por tres sondas dirigidas en dirección contraria al flujo de gases en el túnel de dilución, dos de ellas se conectaron al sistema gravimétrico,

que consta de una bomba que succiona, gracias al orificio crítico, un flujo de 16.7 L/min para el filtro de fibra de vidrio de 4 pulgadas de diámetro, que se colocó en el casete para filtro (ILPH-102, HI-Q Environmental Products; San Diego, CA) con su respectivo ciclón o impactador de partículas para separar PM_{2.5} (URG-2000-30 EHS, URG; Chapel Hill, NC); dicha bomba también hace succión para el filtro de cuarzo de 47mm de diámetro colocado en su portafiltro., asegurando 3 L/min por su orificio crítico, cuenta con su respectivo ciclón para separar material particulado 2.5. la tercera sonda se conectó al PEMS. El tren de muestreo de las emisiones intramuros va desde el techo que funciona como campana hasta la toma de muestra, la recolección de la muestra se hizo por medio de el Q-TRAK y el sistema gravimétrico, que consta de una bomba SKC que provee un flujo de operación de 4 IL/min para capturar material particulado 2.5 en un filtro de fibra de vidrio de 37mm que se colocó en un casete con su respectivo portacasete y ciclón.

Se analizó OC y EC con el método termo-óptico (CM 150 Analizador de carbono por combustión y detección coulométrica) y CN con el método óptico (SootScan Transmisor óptico).

Un parámetro importante es la eficiencia nominal de combustión (ENC) la cual se determinó mediante la relación molar (moles) de CO₂ dividida entre la sumatoria de la cantidad de CO₂ y CO, de acuerdo con la Ecuación 1:

$$ENC = \frac{\text{moles de } CO_2}{\text{moles de } (CO_2 + CO)} * 100 \quad (1)$$

donde ésta debe ser mayor de 90% para estufas mejoradas y mayor de 80% para el fogón.

Los factores de emisión (EF) se determinan con la cantidad de contaminante en función del combustible consumido (g de carbón/kg de leña quemada). Por ejemplo, la ecuación 2 para el CO₂:

$$EFCO_2 = \frac{CO_2(g)}{(Carbón(g)/Fracción de carbón)} \quad (2)$$

Para determinar el impacto agregado del calentamiento de las emisiones gaseosa de los dispositivos, las contribuciones al calentamiento global se calcularon de acuerdo con la ecuación 3 tomada de Johnson *et al* (2008):

$$GWC = \sum GWPI * GHGi \quad (3)$$

donde GWC es la contribución de las emisiones gaseosas, GWPI es el potencial de calentamiento a 100 años de cada gas, GHGi es la cantidad de cada gas.

Resultados y Discusión

De las pruebas de ciclo de cocinado realizadas en los cuatro distintos dispositivos se obtuvieron los resultados mostrados en el Cuadro 1.

Cuadro 1. Consumo de leña, eficiencia nominal de combustión y tiempo de cocinado en CBC por dispositivo.

| N | Dispositivo | Consumo leña (g) | ENC (%) | Tiempo (min) |
|---|-------------|------------------|------------|--------------|
| 2 | Patsari | 3 935±340 | 93.39±1.46 | 151±18 |
| 4 | Ecostufa | 3 600±1237 | 91.55±0.97 | 135±56 |
| 3 | Onil | 4 071±409 | 93.7±1.61 | 148±10 |
| 5 | Fogón U | 6 161±551 | 85.55±2.14 | 107±17 |

El contenido de carbono orgánico y elemental encontrado mediante el método termo-óptico, y carbono negro en el óptico esta mostrado en el Cuadro 2.

**Cuadro 2. Gramos de carbono orgánico OC, carbono elemental EC y carbono negro BC en ciclos de cocinado CBC.**

| Dispositivo | OC (g) | EC (g) | BC (g) |
|-------------|--------------|-------------|-------------|
| Patsari | 7.46 ± 1.40 | 0.49 ± 0.48 | 1.25 ± 0.07 |
| Ecostufa | 10.70 ± 7.37 | 0.65 ± 0.71 | 1.30 ± 0.07 |
| Onil | 2.55 ± 0.49 | 0.26 ± 0.13 | 0.62 ± 0.12 |

n= 5

La materia orgánica se estimó multiplicando el OC por 1.9 como recomienda Roden (2006) para combustión de pino o encino. La masa total asociada con aerosoles carbonaceos, definida como materia orgánica más carbono elemental fue estimada de las mediciones de EC y OC.

Típicamente: OM/OC = 1.2 a 3.1 (se usó 1.9), por lo que en el Cuadro 3 al 5 se muestran los resultados obtenidos.

Cuadro 3. Material orgánico estimado en CBC.

| Dispositivo | OM (g) |
|-------------|-------------|
| Patsari | 14.18± 2.66 |
| Ecostufa | 20.33 ± 14 |
| Onil | 4.84 ± 0.93 |

n=5

Cuadro 4. Factores de emisión (expresados como gramos de carbono por kilogramo de leña seca consumida).

| N | Dispositivo | CO (gC kg ⁻¹) | CO ₂ (gC kg ⁻¹) | PM 2.5 (gC kg ⁻¹) |
|---|-------------|---------------------------|--|-------------------------------|
| 2 | Patsari | 31±7 | 423±3 | 4.15±0.51 |
| 4 | Ecostufa | 41±5 | 403±6 | 5.98±2.49 |
| 3 | Onil | 30±8 | 423±9 | 1.87±0.52 |

Cuadro 5. Factores de emisión (expresados como gramos de carbono por kilogramo de leña seca consumida).

| Dispositivo | OC (gC kg ⁻¹) | EC (gC kg ⁻¹) | OM (gC kg ⁻¹) |
|-------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|
| Patsari | 1.90 ± 0.38 | 0.19 ± 0.17 | 3.61 ± 0.71 |
| Ecostufa | 2.80 ± 1.24 | 0.25 ± 0.27 | 5.31 ± 2.36 |
| Onil | 0.59 ± 0.16 | 0.06 ± 0.02 | 1.12 ± 0.31 |

n=5

Generalmente el estimado OM + EC (factor de emisión) concuerda bien con el factor de emisión de PM (Roden y Bond 2006, Turpin y Lim 2001), Cuadro 6.

Cuadro 6. Efecto neto de contribución al calentamiento y entre dispositivos.

| Dispositivo | WGC (g kg ⁻¹) |
|-------------|---------------------------|
| Patsari | 433.7 |
| Ecostufa | 389.5 |
| Onil | 467.8 |

Conclusiones

Las mediciones en campo son muy tardadas y de costo elevado, por lo que los datos obtenidos son valiosos, aunque es necesario aumentar el número de repeticiones para poder hacer una correcta correlación o comparación de métodos. La eficiencia nominal de combustión fue mayor de 90% para las estufas mejoradas y mayor de 80% para el fogón. Los factores de emisión obtenidos de carbono elemental: PATSARI $0.19 \pm 0.17 \text{ gC kg}^{-1}$, ECOSTUFA $0.25 \pm 0.27 \text{ gC kg}^{-1}$, ONIL $0.06 \pm 0.02 \text{ gC kg}^{-1}$ y los factores de emisión de carbono orgánico: PATSARI $1.90 \pm 0.38 \text{ gC kg}^{-1}$, ECOSTUFA $2.80 \pm 1.24 \text{ gC kg}^{-1}$, ONIL $0.59 \pm 0.16 \text{ gC kg}^{-1}$ ayudarán a la creación de un inventario nacional. Se corroboró que el estimado de carbono elemental más materia orgánica en factor de emisión concuerda bien con el factor de emisión de material particulado 2.5. Las contribuciones al calentamiento global del impacto agregado de las emisiones gaseosas de las estufas mejoradas son: PATSARI 433.7 g kg^{-1} , ECOSTUFA 389.5 g kg^{-1} y ONIL 467.8 g kg^{-1} .

Agradecimientos

A la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo (UMSNH), la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), el Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad (IIES), la unidad de Ecotecnologías y al Clúster de Biocombustibles Sólidos (BCS).

Literatura citada

- Bond, T. C. and H. Sun. 2005. Can reducing black carbon emissions counteract global warming?, *Environmental Science and Technology* 39:5921-5926.
- CCA (Comisión para la Cooperación Ambiental). 2015. Directrices para la estimación de las emisiones de carbono negro de América del Norte: métodos recomendados, Comisión para la Cooperación Ambiental, Montreal, 105 p.
- Jacobson, M. Z. 2001. Strong radiative heating due to the mixing state of black carbon in atmospheric aerosols. *Nature* 409: 695–697.
- Kshirsagar, M. P. and V. R. Kalamkar. 2014. A comprehensive review on biomass cookstoves and a systematic approach for modern cookstove design. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 30:580-603 doi.org/10.1016/j.rser.2013.10.039.
- L'Orange, C., J. Volckens and M. DeFoort. 2012. "Influence of stove type and cooking pot temperature on particulate matter emissions from biomass cook stoves". *Energy for Sustainable Development* 16:448-455.
- MacCarty, N., D. Ogle, D. Still, T. Bond and C. Roden. 2008. A laboratory comparison of the global warming impact of five major types of biomass cooking stoves. *Energy for Sustainable Development* 12:5-14.
- Medina, P., V. Berrueta, M. Martínez, V. Ruiz, R. D. Edwards and O. Masera. 2016. Comparative performance of five Mexican plancha-type cookstoves using water boiling tests. *Development Engineering* 2:20-28 doi.org/10.1016/j.deveng.2016.06.001.
- Roden, C. A. and T. C. Bond. 2006. Emission factors and real-time optical properties of particles emitted from traditional wood burning cookstoves. *Environmental Science and Technology* 40: 6750-6757.
- Seinfeld, J. and S. Pandis. 1998. *Atmospheric Chemistry and Physics – From Air Pollution to Climate Change*, John Wiley & Sons, Inc., New York.
- Turpin, B. J. and H. J. Lim. 2001, Species contributions to PM_{2.5} mass concentrations: revisiting common assumptions for estimating organic mass. *Aerosol Science and Technology* 35:602-610.

1.2 Intercambio neto del ecosistema en tres ecosistemas de la zona del monzón de Norteamérica

Pérez-Ruiz Elí R.^{1,6}; Vivoni Enrique R.^{1, 2}; Adams David K.³; Rodríguez Julio C.⁴ y Verduzco Vivian S.⁵

¹School of Earth and Space Exploration, Arizona State University, Tempe, AZ, EUA 85287.

²School of Sustainable Engineering and the Built Environment, Arizona State University, Tempe, AZ, EUA 85287.

³Centro de Ciencias de la Atmósfera, Universidad Nacional Autónoma de México, Circuito Exterior s/n, Coyoacan, Ciudad Universitaria, Cd. Universitaria, 04510 Ciudad de México, CDMX, México.

⁴Departamento de Agricultura y Ganadería, Universidad de Sonora, Carr. Bahía Kino Km. 21, Apdo. Postal 305, Hermosillo, Sonora, México.

⁵Departamento de Ciencias del Agua y Medio Ambiente, Instituto Tecnológico de Sonora, 5 de Febrero 818 Sur, Col. Centro, CP 85000, Ciudad Obregón, Sonora, México.

⁶Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Instituto de Ingeniería y Tecnología, Universidad Autónoma de Ciudad Juárez, Av. del Charro no. 450 Nte., Col. Partido Romero, CP 32310, Ciudad Juárez, Chihuahua, México.

Autor para correspondencia: eli.perez@asu.edu

Resumen

El monzón de Norteamérica se caracteriza por un cambio drástico en las condiciones meteorológicas y los flujos de materia y energía entre la superficie y la atmósfera debido a un incremento sustancial de precipitación en el noroeste de México y el suroeste de los Estados Unidos. Para cuantificar los flujos de carbono, o Intercambio Neto del Ecosistema (NEE), durante la evolución del monzón, se estableció una red densa de sensores en la zona central de Sonora, México de Mayo a Octubre de 2017 como parte del experimento Red GPS-Hidrometeorológico del Monzón 2017. El área de estudio fue delimitada por tres torres micrometeorológicas equipadas con sistema de covarianza de vórtices (Eddy Covariance), sistemas GPS-meteorológico y otras mediciones relevantes de temperatura, humedad relativa y precipitación. Las torres se localizaron en un matorral subtropical (~650 msnm), un bosque de mezquites (~700 msnm) y un bosque de encino (~1400 msnm) en una forma triangular con distancias de aproximadamente 30 km entre cada torre. Los datos recabados fueron procesados de acuerdo con los estándares de la comunidad internacional de flujos. Se presentan resultados preliminares de la transición en los flujos de carbono al comienzo del monzón, la evolución en periodos secos y los cambios al finalizar la temporada de lluvias. El entendimiento de los flujos carbono es fundamental para determinar la respuesta de los ecosistemas a la variabilidad del monzón de Norteamérica, así como los cambios en las condiciones de la superficie.

Palabras clave: *covarianza de vórtices; flujos de carbono; matorral subtropical; bosque de mezquites; bosque de encino.*

Abstract

The North American monsoon is characterized by a drastic change in meteorological conditions and fluxes of energy and matter between the Surface and the atmosphere due to a substantial increase in precipitation in the Northwest of Mexico and Southwest of the US. To quantify the carbon fluxes, or Net Ecosystem Exchange (NEE), during the evolution of the monsoon, a dense sensors network was deployed in the central zone of Sonora, Mexico from May to October 2017 as part of the experiment GPS-Hydrometeorological of the Monsoon 2017. The study area was delimited by three micrometeorological towers equipped with an Eddy Covariance (EC) system, GPS-meteorological systems and additional measurements of temperature, relative humidity and precipitation. The towers were located in a sub-tropical scrubland (~650 masl), a mesquite forest (~700 masl) and a oak forest

(~1400 masl) in a triangular shape with average distance of 30 km between each tower. Data obtained was processed according to the standards of the international flux community. Preliminary results of the transition of carbon fluxes at the beginning of the monsoon, the evolution of dry period and changes at the end of the rain season are presented. The understanding of the carbon fluxes is key to determine the response of ecosystems to the variability of the North American monsoon as well as the shifts in the land surface conditions.

Key words: *eddy covariance; carbon fluxes; sub-tropical scrubland; mesquite forest; oak forest.*

Introducción

El Monzón de Norteamérica se caracteriza por un incremento pronunciado de la precipitación durante los meses de Julio a Septiembre, precedido por un periodo seco durante los meses de Abril a Junio (Adams y Comrie, 1997). Dicho fenómeno conlleva un incremento sustancial en la actividad biológica de los ecosistemas, causando un impacto considerable en las condiciones de la superficie, modificando los flujos de carbono, agua y energía entre la superficie y la atmósfera, principalmente por la disponibilidad sincronizada de agua (precipitación y humedad de suelo) y radiación solar (Méndez-Barroso y Vivoni, 2010; Perez-Ruiz *et al.*, 2010; Forzieri *et al.*, 2011; Méndez-Barroso *et al.*, 2014; Verduzco *et al.*, 2015; Verduzco *et al.*, 2018).

El conocimiento de los procesos ecosistémicos que regulan el ciclo de carbono y la dinámica de la vegetación en la zona del monzón de Norteamérica son escasos (Forzieri *et al.*, 2011; Verduzco *et al.*, 2018). El Intercambio Neto del Ecosistema (NEE) depende en gran medida de la variabilidad anual y estacional de la precipitación, principalmente por la estrecha relación entre la disponibilidad de agua y la actividad biológica de los ecosistemas (Verduzco *et al.*, 2015).

En este trabajo se presentan resultados preliminares de flujos de carbono en tres ecosistemas de la zona del Monzón de Norteamérica.

Materiales y Métodos

Una densa red de sensores meteorológicos se instaló en el área núcleo del Monzón de Norteamérica, en la zona centro-norte del estado de Sonora, México, como parte del experimento Red GPS-Hidrometeorológico 2017 (Figura 1), incluyendo como parte central, tres sistemas de correlación turbulenta (Eddy Covariance, EC) (Baldocchi *et al.*, 2001; Baldocchi, 2003) para la medición de flujos de carbono (Intercambio Neto del Ecosistema, NEE) (Cuadro 1).

Los sistemas EC fueron instalados en tres ecosistemas típicos de la zona:

- Un bosque de mezquite cerca de la localidad de Opodepe, a aproximadamente 690 msnm.
- Un bosque de Encino en Sierra Los Locos, a aproximadamente 1350 msnm.
- Un matorral subtropical cerca de la localidad de Rayón, a aproximadamente 630 msnm.

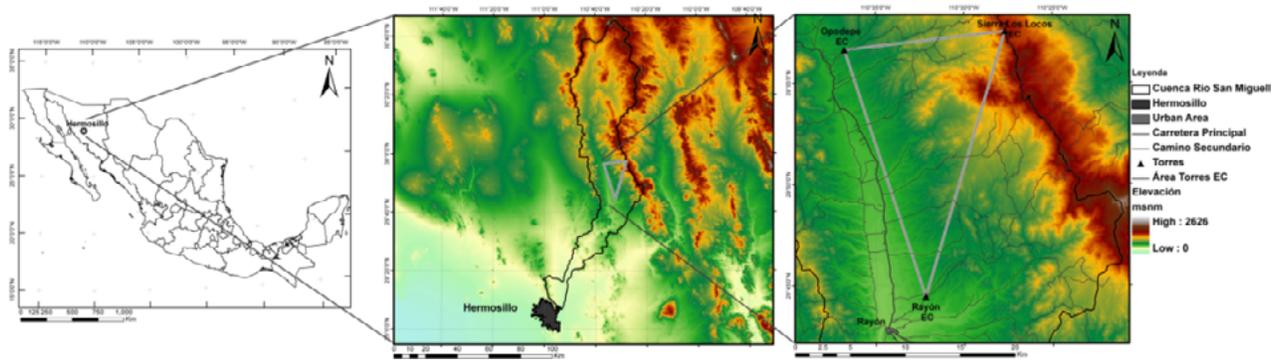


Figura 1. Ubicación de la zona de estudio delimitada por un área triangular formada por los tres sistemas de covarianza de vórtices.

Cuadro 1. Instrumentos utilizados en cada sistema de covarianza de vórtices.

| Sitio | Analizador de Gases | Anemómetro Sónico 3-D | Frecuencia |
|------------------|---------------------|-----------------------|------------|
| Opodepe | LI-7500 | CSAT-3 | 10 Hz |
| Sierra Los Locos | LI-7500RS | Gill Windmaster Pro | 20 Hz |
| Rayón | LI-7500 | CSAT-3 | 20 Hz |

El periodo de muestreo correspondió del 29 de Mayo al 9 de Octubre de 2017. Sensores de temperatura de aire, humedad relativa, radiación neta, humedad y temperatura de suelo y precipitación complementaron las mediciones de flujos. Valores del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) fueron obtenidos por medio de MODIS Global Subsets Tool (<https://modis.ornl.gov/cgi-bin/MODIS/global/subset.pl>) para el pixel de 250-m donde se encontraba cada torre. Durante el periodo de muestreo, el sitio Opodepe dejó de funcionar los días del año 203 al 225.

Los flujos fueron procesados utilizando la configuración básica del software EddyPro versión 6.2.0, y filtrados utilizando un criterio de u^* de 0.15 m/s y límites máximos y mínimos de flujos ($LE = \min - 50 \text{ W/m}^2$ y $\max 450 \text{ W/m}^2$, $H = \min 200 \text{ W/m}^2$ y $\max 800 \text{ W/m}^2$, y $NEE = \pm 3 \text{ mg/m}^2 \text{ s}$). Un llenado de huecos (Gap Filling) fue realizado usando la Online Gap Filling and Flux Partitioning Tool basada en el método estandarizado de Reichstein *et al* (2005) (<https://www.bgc-jena.mpg.de/bgi/index.php/Services/REddyProcWeb>).

Resultados y Discusión

La Figura 2 muestra los valores diarios de NEE, valores diarios de precipitación y valores de compuestos de NDVI de 8 días para cada uno de los sitios. En cada uno de los sitios se pueden apreciar claramente las condiciones previas, durante y después del monzón. Previo al monzón, los tres sitios presentan valores de NEE cercanos a cero y valores bajos de NDVI (alrededor de 0.2), sin embargo, ligeros valores negativos de NEE (captura) se pueden observar en Opodepe (mesquite) y Sierra los locos (encino), indicando algo de actividad biológica previo al monzón. Con la llegada del monzón, la cual vario en temporal e intensidad, vemos un incremento sustancial en los valores positivos de NEE, indicando una emisión considerable de CO_2 con la llegada de las lluvias. De igual manera, la magnitud y duración de este pulso de valores positivos de NEE vario de sitio en sitio.

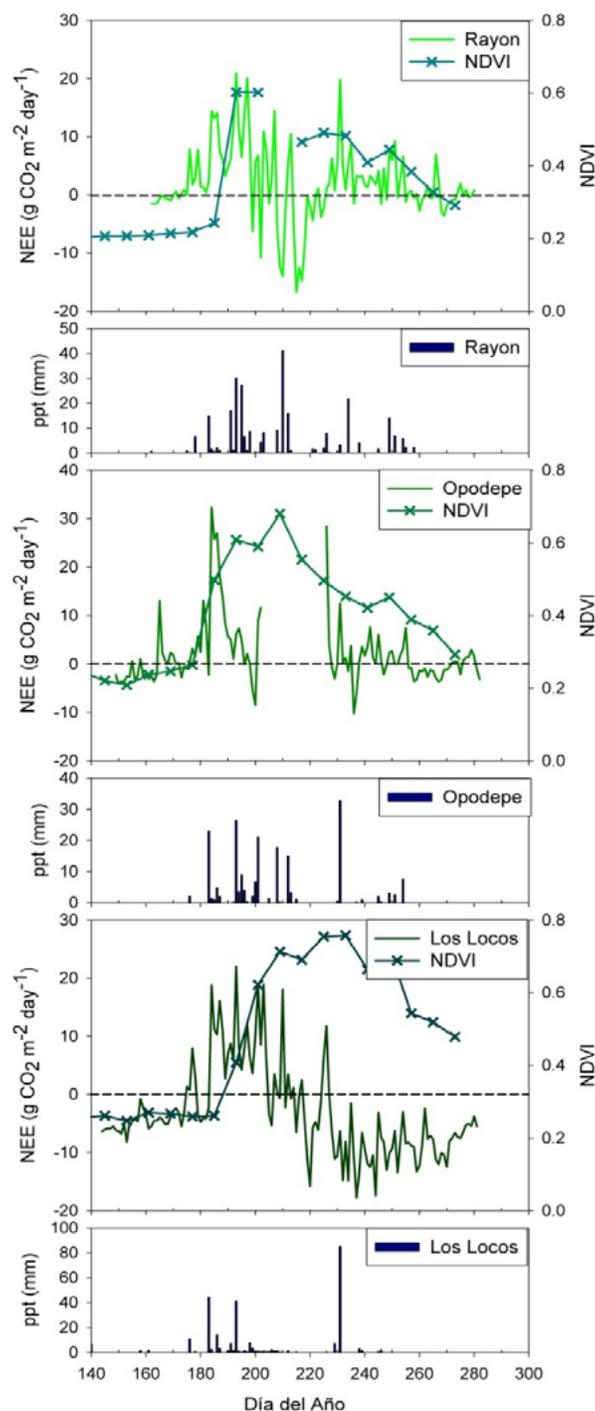


Figure 2. Valores diarios de NEE y precipitación, y valores compuestos de NDVI de cada 8 días para cada sistema de covarianza de vórtices.

El periodo posterior al inicio del monzón mostro características distintas en cada sitio. En el caso de Rayón (matorral subtropical), un periodo de valores negativos de NEE (captura) comienza después de un reverdecimiento súbito de la vegetación ($NDVI = 0.6$) alrededor del día 200 hasta aproximadamente el día 230. El resto del monzón, a pesar de tener valores considerables de NDVI, los flujos permanecieron negativos. En el caso de Opodepe (mesquite), el pulso positivo es más corto que en Rayón y, a pesar de la falta de datos, podemos ver un comportamiento similar al de Rayón, con flujos

positivos o alrededor de cero después de aproximadamente el día 230, a pesar de mantenerse valores elevados de NDVI. Por algún motivo, pareciera que el periodo de captura o valores negativos de NEE no correspondió en extensión al periodo de reverdecimiento de la vegetación. Sierra Los Locos mostró un periodo de emisión (NEE positivo) más amplio, comenzando aproximadamente el día 190 y terminando el día 210, mientras que el periodo de captura se extendió hasta el final del periodo de monitoreo.

Para ejemplificar mejor las diferencias y similitudes en los sitios, la Figura 3 muestra las curvas diurnas promedio de NEE para cada mes. En todos los casos, los máximos flujos diurnos correspondieron a agosto, sin embargo, la evolución del resto de los meses fue distinta. Si bien durante todos los meses hubo flujos negativos alrededor de mediodía, Sierra Los Locos mostro valores de captura más grandes, con máximos durante agosto y septiembre. En el caso de Rayón los valores máximos de captura fueron los meses de julio y agosto, mientras que en Opodepe los máximos fueron en agosto. En todos los casos, el aumento en los flujos de captura durante el día se correspondió con máximos flujos negativos (emisión) durante la noche.

La sucesión de ciclos diurnos más amplios o más cortos se corresponde con la duración de los periodos de emisión y captura mencionados en el análisis de la Figura 2. De igual manera, en todos los casos hay una disminución de los flujos, con valores alrededor de cero, con el término de la temporada del monzón.

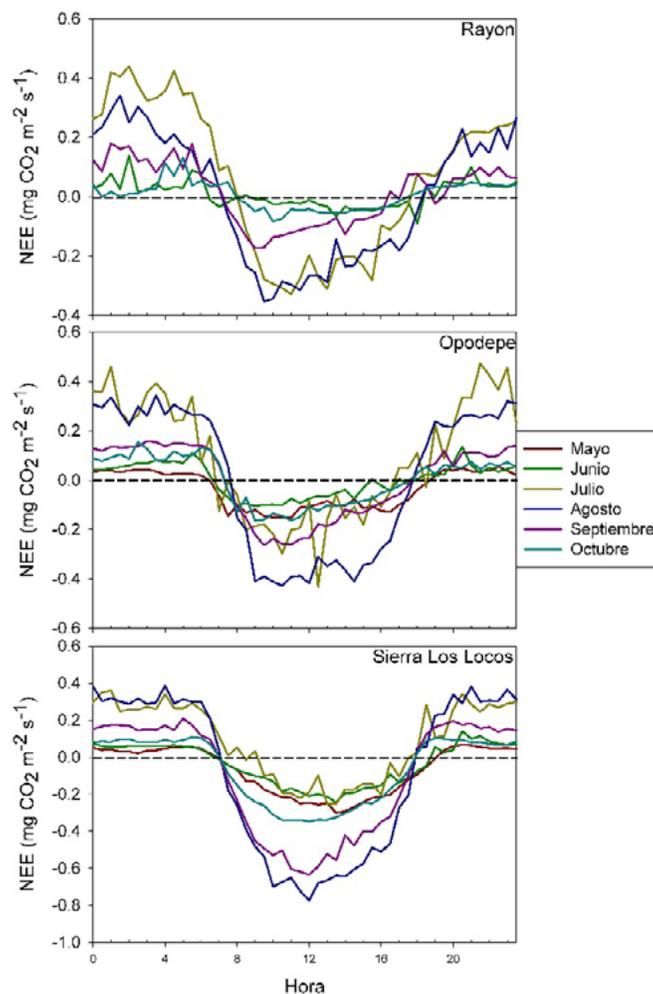


Figura 3. Flujos diurnos promedio mensuales de NEE para los tres sitios de estudio.

Conclusiones

Se obtuvo el Intercambio Neto del Ecosistema en tres diferentes ecosistemas durante el monzón de Norteamérica en el verano de 2017. Los tres ecosistemas mostraron cuatro etapas típicas de respuesta al monzón, con diferencias en magnitud y temporalidad: 1) un pre-monzón, con flujos alrededor de cero (Rayón) y ligeramente negativos (Opodepe y Sierra Los Locos); 2) inicio del monzón, con un aumento súbito en valores positivos de NEE (emisión), que varió en amplitud y temporalidad; 3) un periodo de captura coincidente con el máximo reverdecimiento, que varió en amplitud y temporalidad, y que no necesariamente coincidió en extensión al periodo de reverdecimiento; y 4) un post-monzón, con flujos volviendo a valores alrededor de cero, arribando antes de la senescencia en Rayón y Opodepe, y extendiendo hasta el fin del periodo de estudio en Sierra Los Locos. Existe una gran variabilidad en la respuesta de la actividad biológica de los ecosistemas en función de la variabilidad en la magnitud, temporalidad y amplitud de las precipitaciones en la zona del monzón de Norteamérica.

Agradecimientos

Los autores desean agradecer a todos los participantes del experimento Red GPS-Hidrometeorológico del Monzón de Norteamérica 2017 por su valioso apoyo en la realización de la campaña de investigación de verano. E.R.P.R agradece al Programa de Desarrollo Profesional Docente Tipo Superior, SES-SEP, y al programa Fulbright-García Robles (Grantee ID: 15160092) por el apoyo para realizar estudios de doctorado.

Literatura citada

- Adams, D. K. and A. C. Comrie. 1997. The north American monsoon. *Bulletin of the American Meteorological Society* 78:2197-2213.
- Baldocchi, D., E. Falge, L. Gu, R. Olson, D. Hollinger, S. Running, P. Anthoni, Ch. Bernhofer, K. Davis, R. Evans, J. Fuentes, A. Goldstein, G. Katul, B. Law, X. Lee, Y. Malhi, T. Meyers, W. Munger, W. Oechel, K. T. Paw U., K. Pilegaard, H. P. Schmid, R. Valentini, S. Verma, T. Vesala, K. Wilson and S. Wofsy. 2001. FLUXNET: A new tool to study the temporal and spatial variability of ecosystem-scale carbon dioxide, water vapor, and energy flux densities. *Bulletin of the American Meteorological Society* 82:2415-2434 doi.org/10.1175/1520-0477(2001)082<2415:FANTTS>2.3.CO;2.
- Baldocchi, D. D. 2003. Assessing the eddy covariance technique for evaluating carbon dioxide exchange rates of ecosystems: past, present and future. *Global change biology* 9:479-492.
- Forzieri, G., F. Castelli and E. R. Vivoni. 2011. Vegetation dynamics within the North American monsoon region. *Journal of Climate* 24:1763-1783.
- Méndez-Barroso, L. A. and E. R. Vivoni. 2010. Observed shifts in land surface conditions during the North American Monsoon: Implications for a vegetation-rainfall feedback mechanism. *Journal of Arid Environments* 74: 549-555.
- Méndez-Barroso, L. A., E. R. Vivoni, A. Robles-Morua, G. Mascaro, E. A. Yépez, J. C. Rodríguez, C. J. Watts, J. Garatuzza-Payán and J. A. Saíz-Hernández. 2014. A modeling approach reveals differences in evapotranspiration and its partitioning in two semiarid ecosystems in Northwest Mexico. *Water Resources Research* 50:3229-3252 doi.org/10.1002/2013WR014838.
- Perez-Ruiz, E. R., J. Garatuzza-Payan, C. J. Watts, J. C. Rodríguez, E. A. Yépez and R. L. Scott. 2010. Carbon dioxide and water vapour exchange in a tropical dry forest as influenced by the North American Monsoon System (NAMS). *Journal of Arid Environments* 74:556-563.
- Reichstein, M., E. Falge, D. Baldocchi, D. Papale, M. Aubinet, P. Berbigier, C. Bernhofer, N. Buchmann, T. Gilmanov, A. Granier, T. Grünwald, K. Havránková, H. Ilvesniemi, D. Janous, A. Knohl, T. Laurila, A. Lohila, D. Loustau, G. Matteucci, T. Meyers, F. Miglietta, J. M. Ourcival, J. Pumpanen, S. Rambal, E. Rotenberg, M. Sanz, J. Tenhunen, G. Seufert, F. Vaccari, T. Vesala, D. Yakir and R. Valentini. 2005. On the separation of net ecosystem exchange into assimilation and ecosystem respiration: review and improved algorithm. *Global Change Biology* 11:1424-1439 doi: 10.1111/j.1365-2486.2005.001002.x.
- Verduzco, V. S., J. Garatuzza-Payán, E. A. Yépez, C. J. Watts, J. C. Rodríguez, A. Robles-Morua and E. R. Vivoni. 2015. Variations of net ecosystem production due to seasonal precipitation differences in a tropical dry forest of northwest Mexico. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 120:2081-2094.
- Verduzco, V. S., E. R. Vivoni, E. A. Yépez, J. C. Rodríguez, C. J. Watts, T. Tarin, J. Garatuzza-Payán, A. Robles-Morua and V. Y. Ivanov. 2018. Climate Change Impacts on Net Ecosystem Productivity in a Subtropical Shrubland of Northwestern México. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 123: 688-711 doi.org/10.1002/2017JG004361.

1.3 The role of green-lawns on urban CO₂ and water fluxes

Sanchez-Mejia Zulia M.¹; Barreras-Apodaca Aylin C.¹; Papuga Shirley A.² y Tiburcio-Sanchez Argelia³

¹Departamento de Ciencias del Agua y Medioambiente, Instituto Tecnológico de Sonora, 5 de Febrero 818 sur Col. Centro, CP 85000, Ciudad Obregón, Sonora.

²Wayne State University Department of Geology 0224 Old Main 4841 Cass Avenue Detroit, MI 48202 USA.

³Catedrático CONACyT- Instituto Tecnológico Superior de Cajeme Carretera Internacional a Nogales Km. 2 s/n CP. 85024. Cd. Obregón, Sonora, México.

Autor para correspondencia: zulia.sanchez@itson.edu.mx

Resumen

Las áreas urbanas son una fuente importante de dióxido de carbono (CO₂) a la atmósfera. Sin embargo, en la planeación y desarrollo urbano se contemplan áreas verdes; estas zonas proveen servicios importantes como la regulación térmica y el secuestro de CO₂ a través de fotosíntesis. La capacidad de secuestro de CO₂ de las áreas verdes estará en función de la vegetación seleccionada, condiciones climáticas y el uso del agua para mantener dicha vegetación. Para evaluar la capacidad de secuestro y el uso del agua de un área verde en una región semiárida se instaló un sistema de covarianza de vórtices (Eddy Covariance, EC) en el Instituto Tecnológico de Sonora (Ciudad Obregón, Sonora). Se observó que el sitio de estudio reduce las emisiones de CO₂ a la atmósfera y logra secuestrar hasta 0.216 gC m⁻², pero esto viene con un costo hídrico importante. El reto para la planificación urbana en regiones semiárida es encontrar tecnologías que resulten en un uso eficiente del agua. Finalmente, las áreas verdes logran mitigar los efectos del cambio climático, y adicionalmente son importantes centros de esparcimiento y tienen un alto valor económico y cultural.

Palabras clave: *covarianza de vórtices; infraestructura verde; desarrollo urbano sustentable.*

Abstract

Urban areas are an important source of CO₂ to the atmosphere. However, in urban development, green-lawns are a key feature in a city; these areas provide important ecosystem services such as thermal regulation and CO₂ sequestration via photosynthesis. The CO₂ sequestration potential goes side by side with the selected vegetation, environmental conditions, and the water used for maintenance. An eddy covariance system was installed in the Instituto Tecnológico de Sonora (Ciudad Obregón, Sonora) to evaluate de CO₂ sequestration capacity and water use of a green-lawn. We observed that this site reduces CO₂ emissions to the atmosphere, capturing up to 0.216 gC m⁻²; but this comes with an hydrological cost. The challenge for urban planners in semiarid regions is to find adequate technologies for efficient water use. Finally, green-lawns do mitigate the effects of climate change, and provide important city centers with high economic and cultural value.

Key words: *eddy covariance, green infrastructure, sustainable urban development.*

Introduction

Urban areas due to population density, and anthropogenic activities (*i.e.* traffic) are generally a source of CO₂ to the atmosphere (Coutts *et al.*, 2007). However, green infrastructure can mitigate the effects of cities, because of the carbon sequestration capacity that vegetation has (Balducchi 2008). Furthermore, vegetation can also have a significant cooling effect on cities (Venhari *et al.*, 2017),

although this cooling effect is less clear in semiarid cities, potentially due to the design in green infrastructure and strong advection processes (Macías-Plata *et al.*, 2017).

To successfully mitigate the effect of human activity on greenhouse gas emissions, there is a need for the integration of researchers, regulators and emitters (Hopkins *et al.*, 2016). Without a monitoring system, there is no information to make decisions and generate strategies. Several studies have attempted to use an eddy covariance system to monitor water, CO₂, CH₄ as well as the energy balance in different areas of the city (Velasco *et al.*, 2005, Nemitz *et al.* 2002). However, most of the studies take place on top of buildings looking at the combine effect of green areas and urban constructions (Velasco *et al.*, 2014, Velasco and Roth, 2010), only a few explore the partitioning of different urban landscapes (Perez-Ruiz *et al.*, 2017). It is particularly challenging to partition specific areas in a city, because of the influence of traffic, buildings and other human activities (Hiller *et al.*, 2011). Therefore, quantifying the role of these green-lawns, usually small or irregular areas in the city is of great value for urban planners.

In this study, we explore the use of an eddy covariance system in a semiarid low density urban city for its potential to understand how a green-lawn contributes to the water, carbon and energy dynamics.

Material and Methods

Study Site

An eddy covariance (EC) system was installed in the green mall of the Sonoran Technological Institute (ITSON) downtown campus, in Obregón City, Sonora, México (27°29'04.4"N 109°56'01.1"W) (Figure 1. a). The climate of this region is classified as BWh (warm desert) by Köppen-Geiger, with a mean temperature in Obregón city of about 25.9 °C, ranging from 11 to 40°C (Figure 1.b), and mean precipitation around 212 mm mostly falling during the summer months (monsoon).

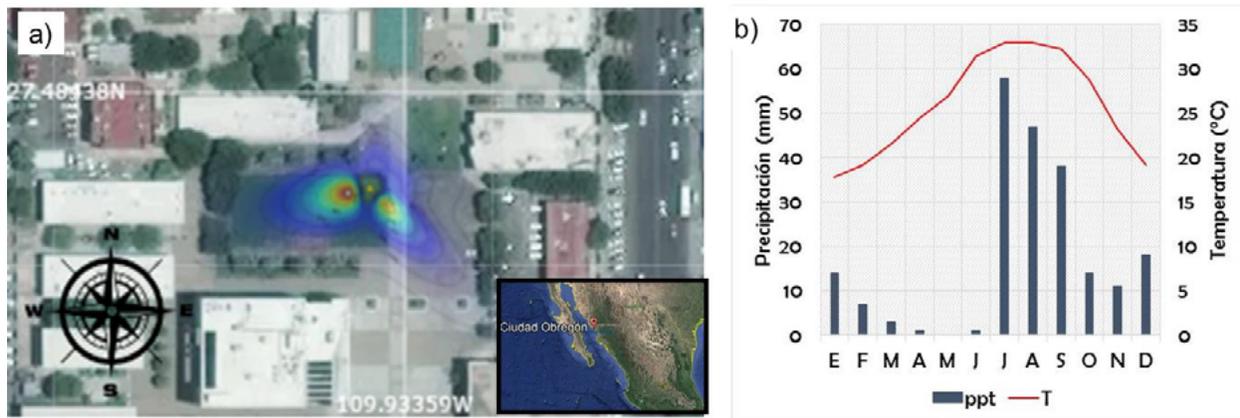


Figure 1. a) Above view of ITSON campus, yellow dot is EC system and in color the fetch that it measures (TOVI, LI-COR Inc.). b) Climograph of the study site (data from climate-data.org).

Methods

EC system was monitoring the green mall for 12 days from April 7 to 19. During this period people traffic was mostly very low, except for one day were a workshop was performed (13 people) and another were a cultural event took place (50~people). The following instruments integrate the EC system: sonic anemometer (Gill Master, Gill Instruments Limited), Infrared Gas Analyzer (LI-7500SD,

LI-COR Inc.), tipping bucket (Texas Instruments), net radiometer (SN-500, Apogee) and, temperature and relative humidity sensor (HMP155, Vaisala) (Figure 4.b).

Fast data (*i.e.* 10 Hz) was collected and integrated to half hour using EddyPro 6.2.1. WPL and angle of attack correction were performed; footprint was calculated using (Kljun *et al.*, 2015). TOVI (LI-COR Inc.) was used to post process data and generate footprint graph. Matlab® was used to generate figures and regression analysis.

Results and Discussion

Energy and water flux – How much water do we lose from watering our green-lawn?

Evapotranspiration (ET) from this green area accounts for 66 mm in a 12 day period; this is about 1/3 of the total rainfall in the city (Figure 2.a). Mostly this water is lost during the maximum radiation hours (Figure 2.b), and magnitude is higher when irrigation is performed. The amount of irrigation is not exactly the same every time, since the irrigation system does not have a timer or pressure leveler.

Green areas are very important in urban development, and grass-lawns play a major role in cultural activities such as playground interactions and provide important ecosystem services such as carbon sequestration (Hedblom *et al.*, 2017). However, the loss of water due to its use and maintenance comes with an economic and ecological cost, and it is important to generate strategies that reduce such cost. To do this, we need accurate methods to estimate water losses (Rabbani and Kazemi 2015).

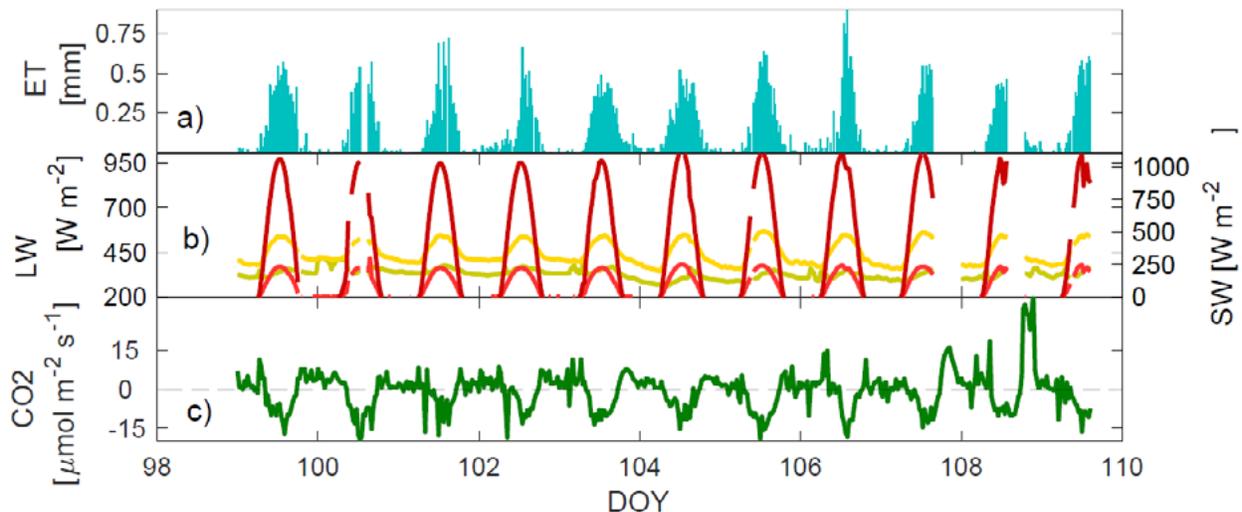


Figure 2. Timeseries of a) ET (mm) b) radiation components longwave radiation (LW) inward (orange line), LW outward (yellow line), shortwave (SW) inward (deep red line), SW outward (light red line), and c) CO₂ fluxes.

For instance, we should consider that this is a well-irrigated lawn. Therefore, latent heat dominates over sensible heat (Figure 3). Usually energy partitioning from the cities is dominated by sensible heat, taking into account the ratio of constructions and vegetation (Christen and Vogt, 2004), since this experiment was performed over a lawn, even though its surrounded by buildings, the footprint of the tower was just the green area (Figure 1.b). Green areas in urban places are important for heat dissipation and decreasing temperature (Gaffin *et al.*, 2009), so we should take this into consideration for further urban development.

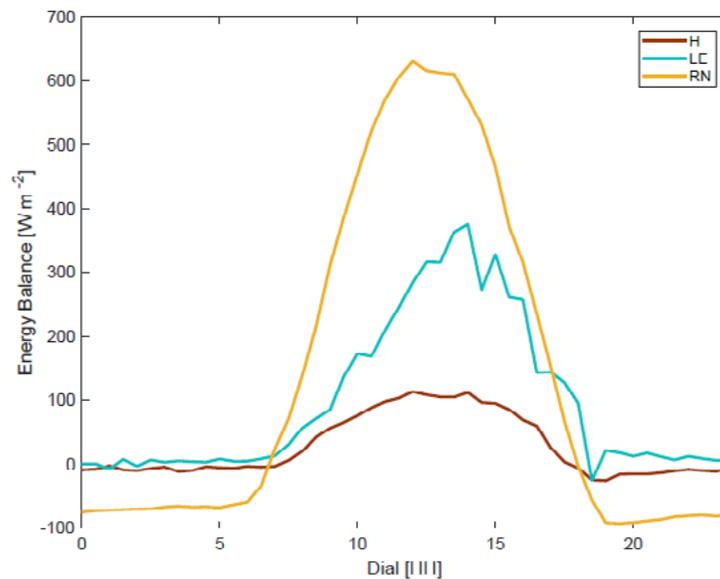


Figure 3. Energy balance, net radiation (RN, yellow line), latent heat (LE, blue line), and sensible heat (H, brown line).

Carbon flux – What is the potential carbon sink of green infrastructure in cities?

Carbon flux from green-lawn follows a typical diurnal pattern of a semiarid terrestrial ecosystem, when is not limited by water (Kurc and Small, 2007). During the day vegetation in this case grass, uptakes carbon via photosynthesis at higher rate than CO_2 is flushed back to the atmosphere via respiration from the plant and microbes (Figure 2.c and 4.b) (Baldocchi, 2008).

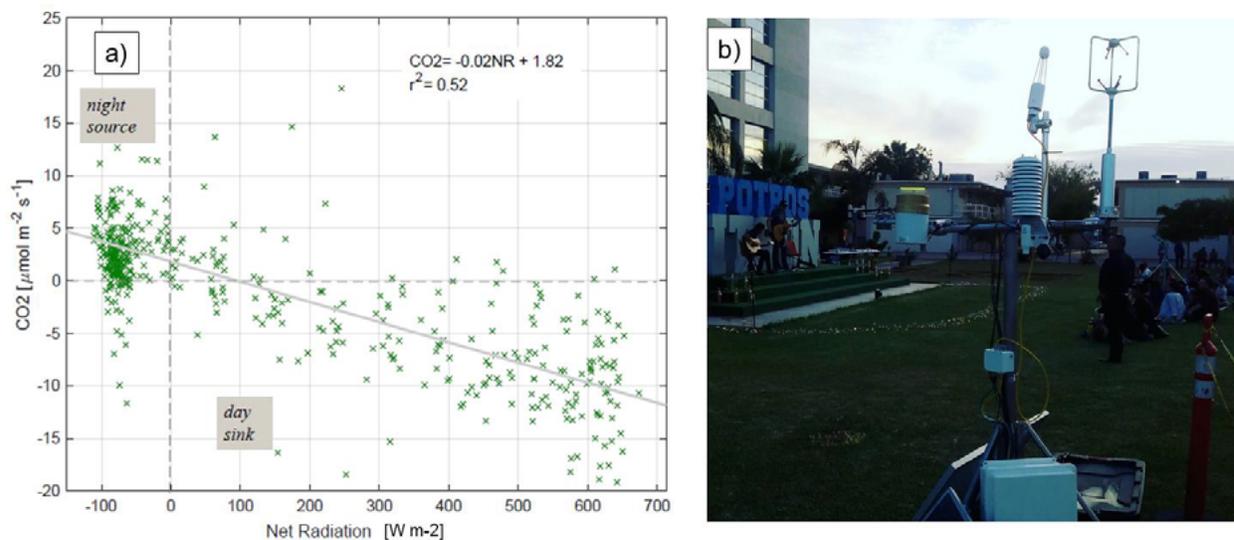


Figure 4. a) Influence of net radiation on CO_2 flux. b) EC system monitoring during cultural event at ITSON (Photo by Christian Anibal Silva Ontiveros).

The CO_2 sink potential of this lawn can go on average up to $-10 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$, this is equal to about 0.216 gC m^{-2} . In addition, if our lawn cover an area of 960 m^2 , this would mean that there is a potential to uptake 207 gC m^{-2} . When this lawn functions as a source, the flux is about the half. However, when we add people the pulse of CO_2 to the atmosphere can go up to twice the average $20 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ (Figure 2.c and 4.a). During the night, longwave radiation will drive the CO_2 efflux (Figure 4.a).



Despite the fact that the potential for climate mitigation decreases when people do activities in green areas. Green infrastructure is a very important feature of a city, and studies suggest that green spaces reduce violence and crime (Bogar and Beyer, 2016).

Conclusión

Urban developers should consider green infrastructure in their development plans. Ciudad Obregon, as most of the cities in Mexico, has less than 50% of surface covered by vegetation. Because of the lack of vegetation, cities tend to be heat islands. Further issues include lack of cultural spaces. In this study, we found that green areas have an important role on sustainable cities. Yet, the challenge is to design green areas that have low water cost, especially in semiarid regions. To design better green areas we should monitor the water use by the vegetation, and make use of watering systems that are more efficient. Another strategy would be the use of strata, so that the canopy provides shade to the understory and less water is lost. Finally, green-lawns have the potential to uptake CO₂ from the atmosphere.

Acknowledgement

Grants: SEMARNAT-CONACYT 278608, PRODEP-2017, PROFAPI-2017. To all the people from ITSON, especially servicios generales and the security guards.

References

- Baldocchi, D. 2008. Breathing of the terrestrial biosphere: lessons learned from a global network of carbon dioxide flux measurement systems. *Australian Journal of Botany* 56:1-26.
- Bogar, S. and K. M. Beyer. 2016. Green space, violence, and crime: A systematic review. *Trauma, Violence, & Abuse* 17:160-171.
- Christen, A. and R. Vogt. 2004. Energy and radiation balance of a central European city. *International journal of climatology* 24:1395-1421.
- Coutts, A. M., J. Beringer and N. J. Tapper. 2007. Characteristics influencing the variability of urban CO₂ fluxes in Melbourne, Australia. *Atmospheric Environment* 41:51-62.
- Gaffin, S. R., R. Khanbilvardi and C. Rosenzweig. 2009. Development of a green roof environmental monitoring and meteorological network in New York City. *Sensors* 9:2647-2660.
- Hedblom, M., F. Lindberg, E. Vogel, J. Wissman and K. Ahrné. 2017. Estimating urban lawn cover in space and time: Case studies in three Swedish cities. *Urban Ecosystems* 20:1109-1119.
- Hiller, R. V., J. P. McFadden and N. Kljun. 2011. Interpreting CO₂ fluxes over a suburban lawn: the influence of traffic emissions. *Boundary-layer meteorology* 138:215-230.
- Hopkins, F. M., J. R. Ehleringer, S. E. Bush, R. M. Duren, C. E. Miller, C. T. Lai, Y. K. Hsu, V. Carranza and J. T. Randerson. 2016. Mitigation of methane emissions in cities: How new measurements and partnerships can contribute to emissions reduction strategies. *Earth's Future* 4:408-425.
- Kljun, N., P. Calanca, M. Rotach and H. Schmid. 2015. A simple two-dimensional parameterisation for Flux Footprint Prediction (FFP). *Geoscientific Model Development* 8:3695-3713 doi.org/10.5194/gmd-8-3695-2015.
- Kurc, S. and E. Small. 2007. Soil moisture variations and ecosystem-scale fluxes of water and carbon in semiarid grassland and shrubland. *Water Resources Research*, 43:1-13 doi.org/10.1029/2006WR005011
- Macías-Plata, L., L. López-Verdugo, Z. Sánchez-Mejía, A. Robles-Morua and J. Álvarez-Yepiz. 2017. Actividades antropogénicas y efecto en calidad de aire: Contraste entre áreas verdes y zonas transitadas. *In: Paz, F., R. Torres y A. Velázquez (eds.) Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis Nacional. México: Programa Mexicano del Carbono.*
- Nemitz, E., K. J. Hargreaves, A. G. McDonald, J. R. Dorsey and D. Fowler. 2002. Meteorological measurements of the urban heat budget and CO₂ emissions on a city scale. *Environmental Science & Technology* 36:3139-3146.
- Perez-Ruiz, E., E. Vivoni and N. Templeton. 2017. Evaluation of the Urban Net Ecosystem Exchange across different landscapes in Phoenix, Arizona. *In: Paz, F., R. Torres y A. Velázquez (eds.) Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis Nacional. México: Programa Mexicano del Carbono.*
- Rabbani, M. and F. Kazemi. 2015. Investigating strategies for optimum water usage in green spaces covered with lawn. *Desert* 20:217-230.
- Velasco, E., R. Perrusquia, E. Jimenez, F. Hernandez, R. Camacho, S. Rodriguez, A. Retama and L. T. Molina. 2014. Sources and sinks of carbon dioxide in a neighborhood of Mexico City. *Atmospheric Environment* 97:226-238.

- Velasco, E., S. Pressley, E. Allwine, H. Westberg and B. Lamb. 2005. Measurements of CO₂ fluxes from the Mexico City urban landscape. *Atmospheric Environment* 39:7433-7446.
- Velasco, E. and M. Roth. 2010. Cities as net sources of CO₂: Review of atmospheric CO₂ exchange in urban environments measured by eddy covariance technique. *Geography Compass* 4:1238-1259.
- Venhari, A. A., M. Tenpierik and A. M. Hakak. 2017. Heat mitigation by greening the cities, a review study. *Environment, Earth and Ecology* 1:5-32.



1.4 Emisiones de GEI en suelos de bosques templados con manejo forestal

Saynes-Santillán Vinisa¹; Galicia-Sarmiento Leopoldo¹; García Cruz Edgar¹ y Peralta Zúñiga Kathia¹

¹Postgrado en Edafología, Colegio de Postgraduados Campus Montecillo. Carretera México-Texcoco km 36.5, CP 56230, Montecillo, Texcoco, Estado de México.

²Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México. Circuito Universitario s/n, Ciudad Universitaria. CP 04510. Ciudad de México.

Autor para correspondencia: vinisa.saynes@colpos.mx

Resumen

Los bosques representan el mayor almacén de carbono (C) y nitrógeno (N) de los ecosistemas terrestres. Sin embargo, estos almacenes son vulnerables al uso de suelo y cambio en el uso del suelo transformándolos en potenciales emisores de gases de efecto invernadero. Los bosques templados son importantes en México por su papel en el almacén de C y N y porque de ellos dependen las actividades de aprovechamiento forestal nacional. Actualmente prevalece la carencia de evidencias sólidas que documenten los impactos del aprovechamiento de estos ecosistemas, particularmente en los suelos. Estrategias de manejo forestal como el Método de Desarrollo Silvícola (MDS) y el Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregulares (MMOBI) tienen efectos sobre el suelo y específicamente sobre la cantidad de C y N que almacenan que han sido poco estudiados. En este trabajo se evaluó el impacto del tipo de manejo y del tiempo de recuperación después de la extracción forestal en las emisiones de CO₂, N₂O y CH₄. El tipo de manejo no tuvo un efecto significativo en la magnitud de las emisiones de CO₂ y N₂O en la estación seca. Sin embargo, en el MDS las emisiones dependieron del tiempo de recuperación posterior a la extracción forestal observándose mayores emisiones de CO₂ y N₂O en los bosques más jóvenes. En el MMOBI probablemente el manejo no fue suficientemente intensivo para impactar las emisiones.

Palabras clave: *flujos de GEI; ecosistemas forestales; dióxido de carbono; óxido nitroso.*

Abstract

Forests represent the largest store of carbon (C) and nitrogen (N) of terrestrial ecosystems. However, these stores are vulnerable to land use and land use change transforming them into potential emitters of greenhouse gases. Temperate forests are important in Mexico for their role in the storage of C and N and because the national forestry sector depends on these ecosystems. Currently, there is a lack of solid evidence documenting the impacts of the use of these ecosystems, particularly on soils. Forest management strategies such as the Silvicultural Development Method (MDS) and the Mexican Method of Irregular Forest Management (MMOBI) have effects on the soil and specifically on the amount of C and N they store and have been scarcely studied. In this study, the impact of the type of management and recovery time after forest extraction on CO₂, N₂O and CH₄ emissions was evaluated. The type of management did not have a significant effect on the magnitude of CO₂ and N₂O emissions. However, in the MDS, emissions depended on recovery time after forest extraction, with higher CO₂ and N₂O emissions observed in younger forests. In the MMOBI, management was probably not intensive enough to impact emissions.

Key words: *GHG fluxes; forest ecosystems; carbon dioxide; nitrous oxide.*

Introducción

Los ecosistemas forestales almacenan aproximadamente la mitad del carbono (C) en el piso forestal (~ 5 % en el mantillo) y en el suelo (~ 44 %), aunque esta contribución varía con el tipo de bioma y suele ser mayor en los bosques templados en comparación con los bosques tropicales (Pan *et al.* 2011). Estos almacenes de C son relevantes en términos de calentamiento global por la vulnerabilidad de este elemento a emitirse a la atmósfera en forma de CO₂ y en términos de fertilidad del suelo ya que es el componente principal de la materia orgánica la cual le confiere propiedades físicas, químicas y biológicas benéficas al suelo. A pesar de su importancia en los ecosistemas forestales, actualmente prevalece la carencia de evidencias sólidas que documenten los impactos del aprovechamiento de estos ecosistemas, particularmente en los suelos.

En México los bosques templados representan aproximadamente la mitad los ecosistemas forestales (bosque y selvas) (Challenger y Dirzo, 2009). A nivel mundial cuentan con el mayor número de especies de los géneros *Pinus* y *Quercus* con 44 y 175 especies, respectivamente (Perry, 1991). Además de ser un centro primario de biodiversidad los bosques templados en México tienen relevancia económica ya que en estos ecosistemas se realiza más del 80% del aprovechamiento forestal nacional. A pesar de ser importantes en términos económicos y de biodiversidad la extensión de los bosques templados se ha reducido ~ 27 % (Sánchez Colón *et al.*, 2009). Aunque anualmente se talan miles de hectáreas de bosques templados, su potencial maderable no se aprovecha adecuadamente (CONAFOR, 2008) y es necesario cuantificar los impactos de las estrategias de manejo forestal que se practican.

Entre las estrategias de manejo más utilizadas para la extracción forestal en los bosques templados se incluye el Método de Desarrollo Silvícola (MDS) y el Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregulares (MMOBI). El MDS es una técnica empleada especialmente en los bosques templados. Este método organiza la “masa forestal” por zonas para la renovación de la especie elegida. Para ello se realizan tres procedimientos: cortas de regeneración (que ayudan al suelo a recibir suficiente sol), cortas de liberación (que empujan a la renovación) y aclareos (corta de árboles deformados o enfermos). Las cortas también son una técnica esencial para evitar que las plagas se propaguen y destruyan otros árboles. El MMOBI constituye una alternativa para el manejo de bosques de clima templado, en áreas en donde la topografía, el poco o limitado convencimiento de la gente en materia forestal y la protección ecológica especial como en el caso de las áreas naturales protegidas son limitantes para la utilización de técnicas intensivas.

Las emisiones de gases de efecto invernadero del sector Uso de Suelo Cambio en el Uso de Suelo y Silvicultura (USCUS) representan aproximadamente 5% de las emisiones nacionales principalmente por la transformación de tierras forestales a pastizales, incendios forestales y transformación a tierras agrícolas (INECC-SEMARNAT). La mayor parte de las emisiones proviene del CO₂ (97%) y las emisiones restantes son de CH₄ y N₂O. La conservación y el uso sostenible de los ecosistemas forestales favorecen la remoción de CO₂ de la atmósfera, mientras que su deforestación y transformación conduce a su incremento. Por lo tanto, los ecosistemas forestales pueden ser fuentes o almacenes de C dependiendo de su perturbación, manejo o recuperación (Prentice *et al.*, 2001). Por su papel en el cambio climático es necesario entender la dinámica de las emisiones en los bosques templados, lo cual permitiría generar información útil para los tomadores de decisiones y mejorar los planes de manejo.

El objetivo de este trabajo fue cuantificar las emisiones de gases de efecto invernadero del suelo en bosques templados con estrategias de manejo contrastante así como el efecto del tiempo de recuperación posterior al evento de extracción forestal.

Materiales y Métodos

Área de estudio

Los sitios se ubican en la región forestal de Tlaxco-Chignahuapan-Zacatlan, Puebla, en el Ejido Llano Grande. Se identificaron rodales con sistemas del manejo MMBI y MDS. En el caso del MDS se seleccionaron sitios previos a los tratamientos: regeneración, liberación, primer, segundo y tercer aclareo; así como una corta total. En el MMOBI se consideraron cuatro etapas de aprovechamiento: 2007, 2009, 2011 y 2013. El diseño experimental es una combinación de dos sistemas de manejo y 10 tratamientos silvícolas para crear 20 tratamientos. En la zona de estudio se han establecido 160 parcelas permanentes, ubicadas con base en información del manejo forestal como tratamientos silvícolas, año de intervención, tipo de asociación vegetal y otras variables fisiográficas como exposición y pendiente. Cada parcela tiene 30 x 30 m, una superficie de 900 m², con un área útil de 400 m², subdividida en cuatro cuadros de 10 x 10 m. Para cada tratamiento se realizaron tres réplicas utilizando un diseño en bloque completamente aleatorizado. Asimismo, se eligió un rodal no intervenido por más de 30 años como bosque de referencia para evaluar los cambios en las emisiones asociadas a los diferentes tratamientos.

Medición de GEI en suelos

La medición de las emisiones de CO₂, CH₄ y N₂O se realizó *in situ* mediante el método de las cámaras estáticas cerradas. Se utilizaron cámaras de PVC de 25 cm de altura y 15.24 cm de diámetro y tapas del mismo material con un septo de goma. Las muestras de gases se almacenaron en viales ámbar de vidrio con capacidad de 14 ml y diámetro de 20 mm y fueron sellados con un septo-tapón de goma. En parcelas de 10 X 50 m se colocaron cinco cámaras con una separación de 10 m a una profundidad de 15 cm del suelo y permanecieron en el campo hasta el final de las mediciones. En cada cámara se colectaron muestras gaseosas cada 10 minutos durante 40 minutos para obtener el flujo de CO₂, CH₄ y N₂O.

Determinación de la concentración de CO₂, CH₄ y N₂O

La concentración de CO₂, CH₄ y N₂O de las muestras contenidas en los viales fue analizada mediante cromatografía de gases (Shimadzu Modelo GC-2014 Greenhouse gas Analyzer). Para medir la concentración de N₂O el cromatógrafo está equipado con un detector de captura de electrones (ECD) que cuenta con una fuente de radiación de ⁶³Ni y funciona a una temperatura de 325°C. La concentración de CO₂ y CH₄ fue analizada utilizando un detector de ionización de flama con metanizador a 300°C. Los gases fueron separados con una columna capilar HayeSep T (20.0 m × 0.32 mm i.d.) (Hayes Separations, Houston, TX, USA) y la temperatura del horno es de 80°C. Los gases acarreadores fueron N₂ and He (95 kPa). Los tiempos de retención fueron de 2.3, 5.2 y 6 minutos para el CO₂, CH₄ y N₂O, respectivamente con un tiempo de análisis de 8 minutos.

Análisis estadísticos

Para determinar diferencias significativas entre bosques al interior de una estrategia de manejo se aplicó un Análisis de Varianza con Medidas Repetidas y se usó la Prueba de Tukey al nivel de probabilidad de p < 0.05. Los datos fueron analizados usando el Programa STATISTICA 10 (StatSoft, 2011).

Resultados y Discusión

Las emisiones de N₂O en los suelos de bosques con extracción forestal MMOBI varió entre 0.08 y 0.1 mg⁻² h⁻¹, mientras que en el manejo MDS variaron entre 0.06 y 0.10 mg⁻² h⁻¹. Las emisiones observadas en los sitios estudiados son altas con respecto a la magnitud reportada en la literatura que

varía entre 0.003 y 0.009 $\text{mg}^{-2} \text{h}^{-1}$ (Livesley *et al.*, 2013, Bureau *et al.*, 2017) aunque Barrena *et al.* (2013) han reportado emisiones de 0.10 $\text{mg}^{-2} \text{h}^{-1}$.

Las emisiones de N_2O no fueron diferentes entre los métodos de extracción forestal MMOBI y MDS (Figura 1A y B). En el método MDS el bosque joven presentó mayor emisión de N_2O en comparación con los sitios viejo e intermedio. En el método de manejo MMOBI no se presentaron diferencias significativas entre bosques probablemente debido a que es un tipo de manejo menos intensivo.

Las emisiones de CO_2 en los suelos de bosques con extracción forestal MMOBI variaron entre 0.05 y 0.06 $\text{mg}^{-2} \text{h}^{-1}$, mientras que en el manejo MDS variaron entre 0.03 y 0.07 $\text{mg}^{-2} \text{h}^{-1}$. Las emisiones observadas en los sitios estudiados son similares a las reportadas en la literatura que varían entre 0.02 y 0.6 $\text{mg}^{-2} \text{h}^{-1}$ (Borken y Brumme, 1997, Merino *et al.*, 2004, Fang *et al.*, 2010, Dong-Gill *et al.*, 2016).

Las emisiones de CO_2 no fueron diferentes entre los métodos de extracción forestal MMOBI y MDS (Figura 1C y D) aunque en ambas estrategias de manejo se observó la mayor emisión en los bosques jóvenes. En el método MDS el bosque joven presentó mayor emisión de CO_2 en comparación con los bosques viejo e intermedio. En el método de manejo MMOBI se observó la misma tendencia, pero no fue significativa.

Las emisiones de CH_4 no se reportaron debido a que los valores de concentración fueron negativos lo que probablemente se deba a que las emisiones sean insignificantes o no sean detectables con la metodología utilizada en esta investigación.

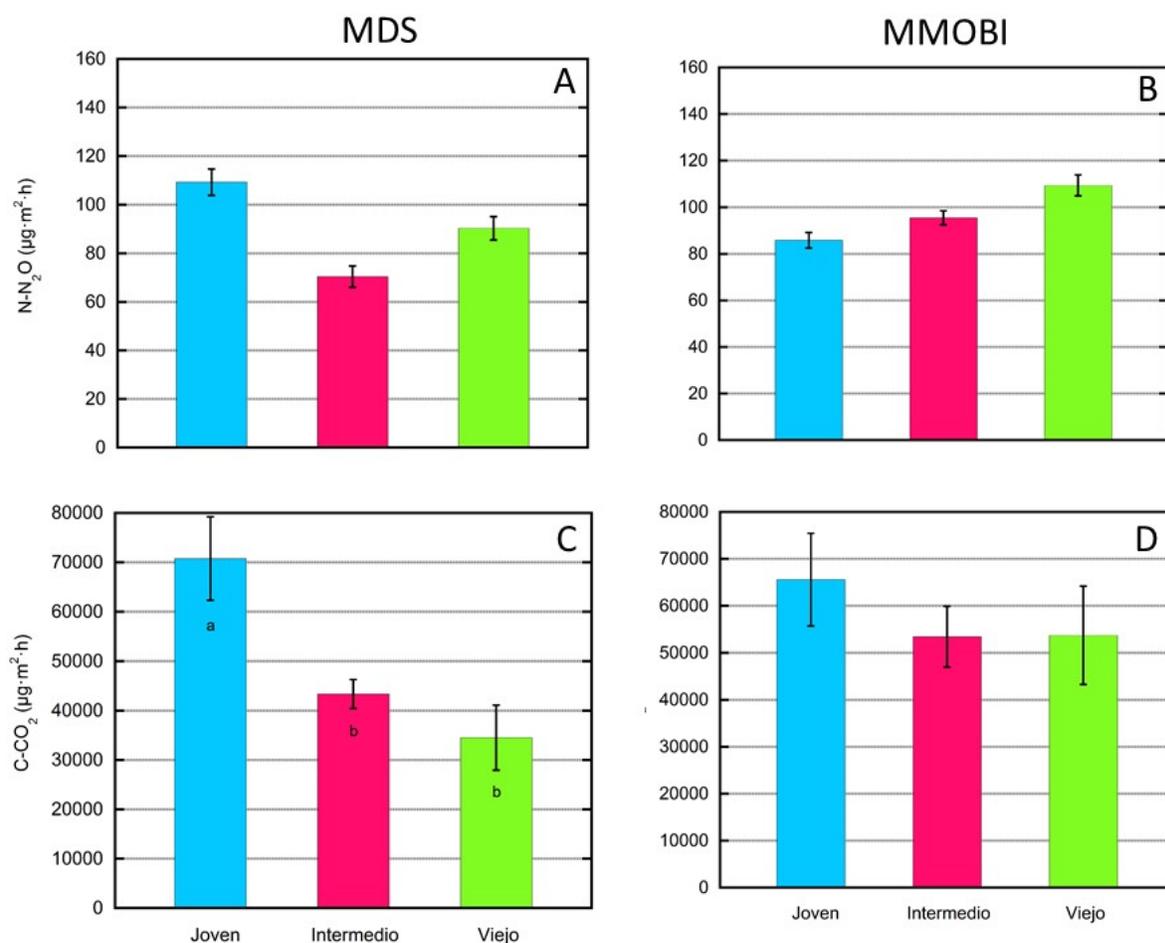


Figura 1. Emisiones de N_2O de suelos en bosques templados bajo el manejo MDS (A) y MMOBI (B) y de CO_2 bajo el manejo MDS (C) y MMOBI (D).



Conclusiones

El tipo de manejo no tuvo un efecto significativo en la magnitud de las emisiones de CO₂ y N₂O. Sin embargo, en el MDS las emisiones dependieron del tiempo de recuperación posterior a la extracción forestal observándose mayores emisiones de CO₂ y N₂O en los bosques más jóvenes. En el MMOBI probablemente el manejo no fue suficientemente intensivo para impactar las emisiones.

Es necesario seguir estudiando la dinámica de los flujos de GEI para evaluar los efectos intra e interanuales.

Agradecimientos

Al Fondo Institucional del CONACYT por el financiamiento a la propuesta “Evaluación Integral del impacto del Manejo Forestal sobre la Biodiversidad y los Servicios Ecosistémicos en los Bosques Templados Mexicanos” con número 2015-01-314. Al Laboratorio de Fertilidad de Suelos y Química Ambiental del Colegio de Postgraduados. Al Ing. Roberto Carlos Gomora Becerril por su apoyo en el trabajo de campo y de laboratorio.

Literatura citada

- Borken, W. and R. Brumme. 1997. Liming practice in temperate forest ecosystems and the effects on CO₂, N₂O and CH₄ fluxes. *Soil Use Manage* 13:251-257.
- Challenger, A. and R. Dirzo. 2009. Factores de Cambio y Estado de la Biodiversidad. *In: Capital Natural de México. Vol. II. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.*
- Fang, C. and J. B. Moncrieff. 2010. The dependence of soil CO₂ efflux on temperature. *Soil Biol. Biochem.* 33:155-165.
- INECC-SEMARNAT (Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático-Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2015. Primer Informe Bienal de Actualización ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. INECC/SEMARNAT, México.
- Méndez-González, J., S. L. Luckie, M. A. Capó y J. A. Nájera. 2011. Ecuaciones alométricas y estimación de incrementos en biomasa aérea y carbono en una plantación mixta de *Pinus devoniana* Lindl. y *P. pseudostrabus* Lindl., en Guanajuato, México. *Agrociencia* 45:479-491.
- Merino, L. and J. Robson. 2004. *Managing the Commons: Payment for Environmental Services.* INE-SEMARNAT, CCMSS. México. 73 p.
- Pan, Y., R. A. Birdsey, J. Fang, R. Houghton, P. E. Kauppi, W. A. Kurz, O. L. Phillips, A. Shvidenko, S. L. Lewis, J. G. Canadell, P. Ciais, R. B. Jackson, S. W. Pacala, A. D. McGuire, S. Piao, A. Rautiainen, S. Sitch and D. Hayes. 2011. A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science* 333:988-993.
- Sánchez-Colón, S., A. Flores- Martínez, I. A. Cruz-Leyva y A. Velázquez. 2009. Estado y Transformación de los Ecosistemas Terrestres por Causas Humanas. 75-128 pp. *In: Capital Natural de México. Vol. II. Conservación y Tendencias de Cambio.* CONABIO, 819 p.

1.5 Productividad neta del agroecosistema en un cultivo de trigo de invierno en el Valle del Yaqui

Vargas-Terminel Martha L.¹; Garatuza-Payán Jaime*¹; Yépez Enrico A.¹; Vega-Puga Masuly¹; Rivera-Díaz M.¹; Arredondo-Moreno Tulio²; Argente-Martínez, Leandris¹ y Rodríguez Julio C.³

¹Departamento de Ciencias del Agua y Medio Ambiente, Instituto Tecnológico de Sonora, Campus Centro. 5 de Febrero 818 Sur, Centro, C.P. 85000, Cd. Obregón, Sonora.

²División de Ciencias Ambientales, Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnología A.C., Camino a la Presa de San José 2055, Lomas 4ta. Sección, 78216, San Luis, Potosí, México.

³Departamento de Agricultura y Ganadería, Universidad de Sonora, Blvd. Luis Encinas y Rosales S/N, 83000, Hermosillo, Sonora, México.

*Autor para correspondencia: garatuza1@gmail.com

Resumen

El conocimiento detallado del balance de C y sus componentes (NEE, GPP y Reco) en los agroecosistemas es fundamental para entender la respuesta de estos sistemas a diferentes tipos de manejo o de clima. A pesar de su importancia, las contribuciones de los agroecosistemas ubicados en zonas áridas y semiáridas hacia los flujos y reservorios de C han sido pobremente estudiadas, a pesar de haber una relación con los posibles efectos significativos del cambio climático que lleguen a comprometer la fisiología de los cultivos, su productividad y rendimientos. Para estudiar la dinámica del carbono a nivel de parcela en un cultivo primario como el trigo, se realizaron mediciones continuas de los flujos de CO₂ y H₂O en una parcela experimental en el Valle del Yaqui utilizando la técnica de covarianza de vórtices durante el ciclo de cultivo 2016-2017. Los primeros resultados muestran que el sistema se comporta como un sumidero de C durante el ciclo agrícola, con una ganancia neta de 360.3 g C m⁻² y una eficiencia de uso de agua 1.138 g C m⁻² mm⁻¹ H₂O. En ambos casos, existe gran variabilidad durante todo el ciclo de cultivo debido al natural desarrollo del cultivo en cada etapa fenológica.

Palabras clave: *agroecosistemas; biogeociencias; covarianza de vórtices; fenología de cultivos; flujos de CO₂.*

Abstract

Detailed knowledge of the C budget and its components (NEE, GPP and Reco) in agroecosystems is fundamental to understand the response of these systems different management practices or climate. In spite of its importance, the contributions of the arid and semiarid agroecosystems to the C fluxes and reservoirs has been poorly studied in relation to the possible significant effects of Climate Change that could compromise the crops physiology, its productivity and yield. To study these contributions, continuous measurements of CO₂ and H₂O fluxes were carried out in an experimental plot in the Yaqui Valley using the Eddy Covariance technique during the wheat crop cycle of 2016-2017. The first results show that the system is as a sink of C with a net gain of 360.3 g C m⁻² with an efficiency of 1.138 g C m⁻² mm⁻¹ H₂O. In both cases there is a great variability during the whole crop cycle due to its natural development.

Key words: *agroecosystems; biogeosciences; crop phenology; eddy covariance; CO₂ fluxes.*

Introducción

La productividad de los agroecosistemas es controlada por diferentes factores físicos, químicos y biológicos que varían en escalas espaciales y temporales (He *et al.*, 2017). El balance de carbono (C) en estos agrosistemas es el resultado del proceso de fotosíntesis (productividad primaria bruta – GPP) y la respiración del ecosistema (R_{eco}), que comprende la suma de la respiración por parte de los organismos autótrofos (plantas) y heterótrofos (microorganismos y meso fauna). Por lo tanto, el intercambio vertical neto entre un ecosistema y la atmósfera está conformado por el balance neto de GPP y R_{eco} , el cual se denomina como intercambio neto del ecosistema (NEE) (Chapin *et al.*, 2011; Grace *et al.*, 2014). El conocimiento de estos flujos de C en los agroecosistemas es fundamental para entender la respuesta de estos sistemas a diferentes tipos de manejo o de clima, así como su contribución al ciclo del carbono global.

Bajo el contexto del cambio climático (CC), los agroecosistemas han tomado un papel aún más importante en el ciclo del C, debido a su función como sumideros o fuentes (Chi *et al.*, 2016). Por ello, la contabilidad detallada del completo balance de C, como flujos, incluyendo pérdidas por respiración autótrófica y heterotrófica, puede ser un indicador rápido de cambios, en escalas de tiempo pequeñas, de pérdidas o secuestro de C en los suelos (Hollinger *et al.*, 2005). Del mismo modo, esa contabilidad junto con información del uso de agua por el agroecosistema (evapotranspiración) puede ser una guía que señale las etapas donde el sistema es más o menos eficiente y por tanto aportar información para la planeación de riegos y estrategias de manejo.

Las contribuciones hacia los flujos y reservorios de C en agroecosistemas ubicados en zonas áridas y semiáridas han sido pobremente estudiadas en relación a los posibles efectos significativos del Cambio Climático que lleguen a comprometer la fisiología de los cultivos, su productividad y rendimientos (Sun *et al.*, 2014). Sin embargo, en los últimos años, con la disponibilidad cada vez mayor de métodos de medición de intercambio de energía y materia a diversas escalas de espacio y tiempo, como la técnica de covarianza de vórtices (EC), es posible el mejorar nuestro conocimiento detallado de la dinámica de los flujos de C y agua en los agroecosistemas, de manera continua y precisa y a corto plazo (Baldocchi, 2014). En el presente estudio se implementó la técnica de EC en un cultivo de trigo en el ciclo agrícola 2016-2017 para cuantificar los flujos de C (NEE, GPP y R_{eco}) y agua (ET) durante todo su desarrollo fenológico, orientado hacia las implicaciones y consideraciones que tienen dichos flujos en los reservorios de C en los agroecosistemas semiáridos del Sur de Sonora.

Materiales y Métodos

Sitio de estudio

El estudio fue realizado durante el ciclo agrícola del trigo de diciembre de 2016 a abril de 2017, en un área sembrada de 4,000 m² en el Centro Experimental de Transferencia de Tecnología 910 del Instituto Tecnológico de Sonora (27°21'57.08" N, 109°54'48.51" O), perteneciente al Valle del Yaqui (Figura 1), una zona con la presencia de una actividad agrícola intensiva (Lares-Orozco *et al.*, 2016). La zona se caracteriza por poseer un clima semiárido con una temperatura anual de 24°C y una precipitación media anual de aproximadamente 320 mm año⁻¹ (Ahrens *et al.*, 2009; Harrison *et al.*, 2005).

Instrumentación, procesamiento y análisis de datos

Los flujos de CO₂ y agua fueron medidos con la técnica de covarianza de vórtices (EC). El sistema de EC consistió en un anemómetro sónico de tres dimensiones (CSAT3, Campbell Scientific, Logan, Utah, E.U.A) y un analizador de gases en infrarrojo de configuración abierta (LI-7500, LI-COR,

Lincoln, Nebraska, E.U.A) ubicados a 1.6 m de altura. Adicionalmente, fueron realizadas mediciones de variables meteorológicas que incluyeron la velocidad y dirección del viento (5103 Young, R.M. Young, Traverse City, MI, E.U.A.), temperatura del aire y humedad relativa (HR; HMP-45, Vaisala Inc., Helsinki, Finlandia), radiación de onda corta (Standard Precision Pyranometer, The Eppley Laboratory Inc., Newport, Rhode Island, E.U.A), radiación neta (Q7.1, Campbell Scientific, Logan, Utah, E.U.A) y radiación fotosintéticamente activa (LI-190SB, LI-COR, Lincoln, NE, E.U.A). Los datos derivados del sistema de EC y de los sensores fueron guardados en dos consolas de almacenamiento de datos (CR1000, Campbell Scientific, Logan, Utah, E.U.A).



Figura 1. Sistema de Covarianza de Vórtices instalado en el cultivo de trigo durante el ciclo 2016-2017.

Las mediciones del sistema de EC fueron procesados y promediados a medias horas a través del programa EddyPro® (versión 6.2, LI-COR, Lincoln, Nebraska, E.U.A.). Las correcciones y controles de calidad de los datos de EC fueron realizados a través de un filtrado de 0.08 m s^{-1} para los periodos de bajas turbulencias, adicionalmente, fueron analizadas aquellas mediciones que no cumplieran con la condición de $>\pm 3$ desviaciones estándar durante el periodo de estudio, los datos que no cumplieron estos criterios fueron descartados. Los datos faltantes fueron rellenados y el intercambio neto de CO_2 del ecosistema (NEE) fue separado en sus componentes de GPP y Reco mediante la herramienta en línea del Instituto Max Planck (<https://www.bgc-jena.mpg.de/bgi/index.php/Services/REddyProcWeb>).

Finalmente, los datos de NEE y sus componentes, así como, ET y meteorológicos fueron divididos en cuatro etapas de desarrollo de acuerdo a las similitudes entre las fases fenológicas del cultivo del trigo, siendo identificadas como etapa inicial, etapa de desarrollo, etapa de espigamiento y etapa de maduración (Cuadro 1).

Cuadro 1. Descripción de las etapas y fases fenológicas del cultivo de trigo para el ciclo 2016-2017.

| Etapa | Fases fenológicas que comprende |
|--------------|--|
| Inicial | Germinación, desarrollo inicial y final |
| Desarrollo | Macollamiento, encañe, estado de brota |
| Espigamiento | Espigamiento y floración |
| Maduración | Llenado de grano, grano lechoso y maduro, y maduración |

Resultados y Discusión

Los flujos de C en el cultivo de trigo estuvieron caracterizados por una reducida actividad durante la etapa inicial (Cuadro 2 y Figura 2) cuando la respiración del sistema fue mayor que GPP, aunque con magnitudes pequeñas (menores a $2 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) arrojando un balance positivo en NEE ($0.08 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$). Esto hace que el cultivo de trigo se comporte como una fuente de C durante esta primera etapa. Este comportamiento se debe a la activación más rápida de los microorganismos del suelo, con respecto a la vegetación que recién ha emergido, al contar con recursos disponibles en forma de agua (riego) y nutrientes (fertilización). Posteriormente, durante la etapa de desarrollo, cuando el trigo se ha establecido y macolla, se observa un continuo incremento en GPP que eventualmente excede a Reco hasta llegar a valores cercanos a 10 (5 para R_{eco}) $\text{g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ y el balance, para esta etapa, resulta en una ganancia neta (NEE) de $-135.11 \text{ g C m}^{-2}$.

Durante la tercera etapa, espigamiento, se favorece la formación de órganos reproductores por sobre la formación de nuevas hojas que permitan una mayor fotosíntesis. Esto resulta en una estabilización de los flujos, tanto de GPP como R_{eco} en valores cercanos a 11 y $5 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ respectivamente arrojando un balance, durante la etapa, de -116 g C m^{-2} . En la última etapa, maduración, las hojas senescen y el esfuerzo de la planta se enfoca en el llenado del grano. Al final la actividad fotosintética cesa y cesa también la actividad de los microorganismos debido a la falta de recursos (agua y nutrientes). Los valores de GPP y R_{eco} disminuyen gradualmente hasta llegar a valores similares a los presentes en la etapa inicial alcanzando 1 y $2 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ respectivamente. El balance en esta etapa sigue favoreciendo la captura de C con un total de $-109.26 \text{ g C m}^{-2}$. El balance total para todo el ciclo de trigo fue de 360.3 g C m^{-2} valor similar al encontrado en otros estudios (Sun *et al.*, 2014), lo que hace al cultivo de trigo de invierno en el Valle del Yaqui, un sumidero de C antes de la cosecha.

El discurrir de NEE durante el día, por etapa, se presenta en la Figura 3. En todas las etapas, el patrón tiene forma de U con valores de máxima absorción de C cercanos al mediodía. Antes de las 8:00 y después de las 18:00 domina la respiración haciendo que el sistema se comporte como una fuente de C, con magnitudes de NEE pequeñas, sin embargo. Durante las dos primeras etapas (inicial y desarrollo) la absorción máxima de C se mantiene por más tiempo (de las 12:00 a las 14:00) en lo que se conoce como “lunch break fotosintético”, a diferencia de las dos últimas etapas (espigamiento y maduración) donde, después de llegar a absorción máxima la actividad fotosintética se reduce gradualmente hasta cesar por completo alrededor de las 18:00. La Figura 3 evidencia más la diferencia en actividad fotosintética entre las etapas, aumentando conforme se desarrolla el cultivo y disminuyendo en la etapa final.

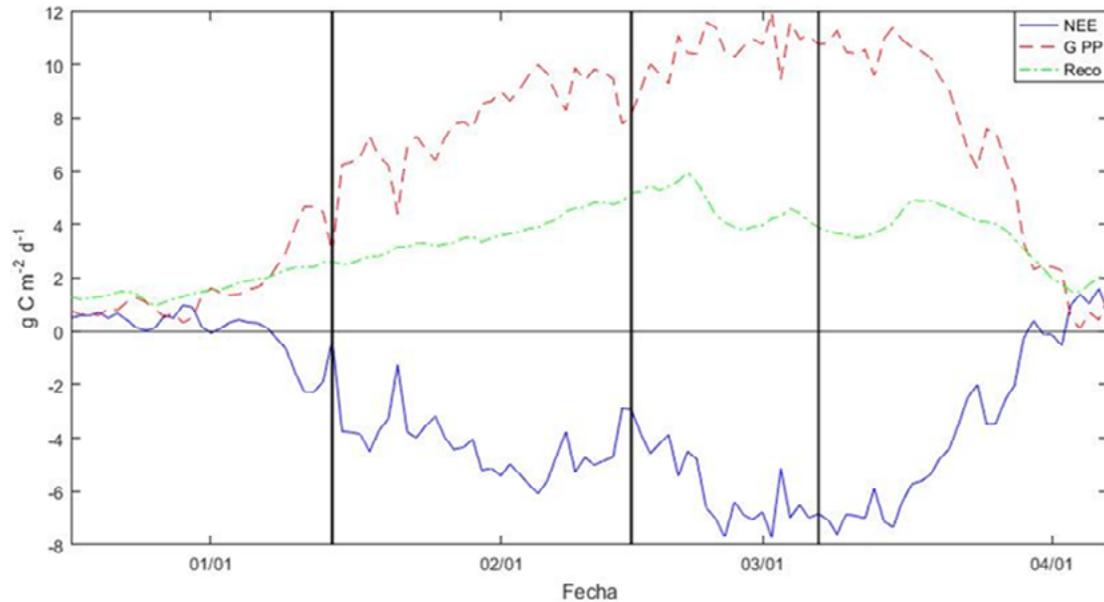


Figura 2. Flujos de C sobre un cultivo de trigo ciclo 2016-2017.

Las líneas verticales muestran la división de las etapas: inicial, desarrollo, espigamiento y maduración.

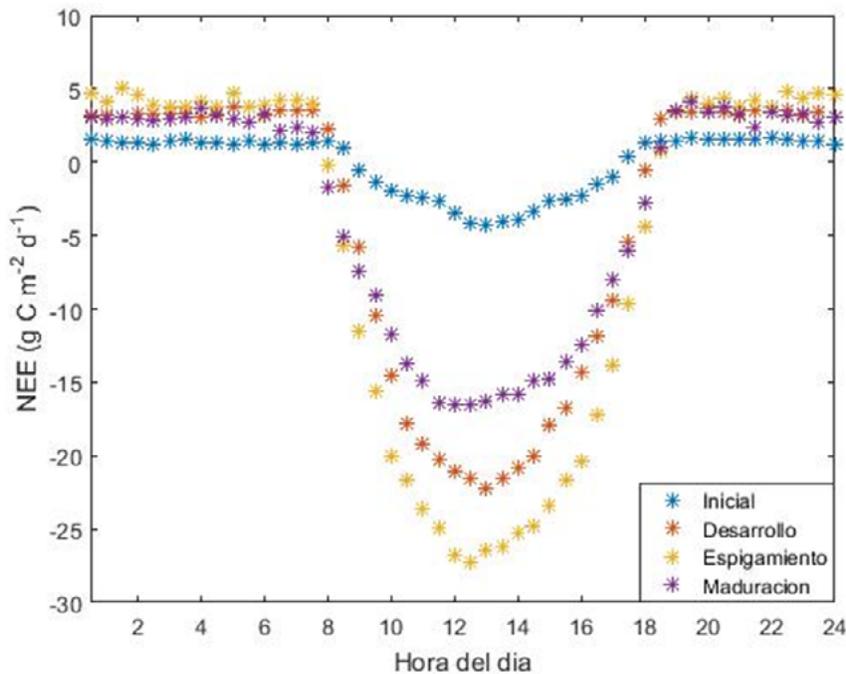


Figura 3. Intercambio neto del ecosistema (NEE) durante el día en las diferentes etapas de un cultivo de trigo ciclo 2016-2017.

Por otra parte, la actividad fotosintética, y la absorción de C por lo tanto, está fuertemente ligada a la disponibilidad y uso de agua. En el Cuadro 2 se presentan los valores de NEE y evapotranspiración (en mm), por etapa, así como la relación entre ambas (EWUE: eficiencia de uso de agua) en $\text{g C m}^{-2} \text{mm}^{-1}$. Durante la etapa inicial, cuando el sistema se comporta como fuente, se liberan hacia la atmósfera 3 mg de C por cada mm de agua que usa el agroecosistema, por metro cuadrado. En la etapa de espigamiento, el sistema es más eficiente en cuanto a absorción de C por unidad de agua usada con un



total de $1.68 \text{ g C m}^{-2} \text{ mm}^{-1}$. Finalmente, durante todo el ciclo, la eficiencia del sistema fue de 1.138 en $\text{g C m}^{-2} \text{ mm}^{-1}$.

Cuadro 2. Balance del intercambio neto del ecosistema (NEE), productividad primaria bruta (GPP) y respiración del ecosistema (R_{eco}) en g C m^{-2} , evapotranspiración (ET) en mm y eficiencia de uso de agua (EWUE) en $\text{g C m}^{-2} \text{ mm}^{-1}$, por etapa de desarrollo del trigo durante el ciclo agrícola 2016-2017.

| Etapa | NEE | GPP | R_{eco} | ET | EWUE |
|--------------|---------|--------|------------------|--------|--------|
| Inicial | 0.08 | 45.91 | 45.99 | 28.21 | 0.003 |
| Desarrollo | -135.11 | 250.66 | 115.54 | 92.25 | -1.465 |
| Espigamiento | -116 | 209.29 | 94.42 | 69.03 | -1.680 |
| Maduración | -109.26 | 220.64 | 111.07 | 127.17 | -0.859 |
| Total | -360.30 | 726.50 | 367.04 | 316.68 | -1.138 |

Conclusiones

El agroecosistema de trigo con agricultura intensiva en el Valle del Yaqui, con la variedad CIRNO C2008, en menos de cinco meses (duración de su ciclo agrícola) mostró niveles de productividad similares a los que presentan los ecosistemas estacionales de la región, como selvas y matorrales, durante todo el año (Verduzco *et al.*, 2015 y 2018).

Agradecimientos

El financiamiento para llevar a cabo este proyecto proviene del fondo sectorial SEP-CONACYT CB2013-01: 220788 y el Programa de Fomento y Apoyo a Proyectos de Investigación (PROFAPI, Instituto Tecnológico de Sonora).

Literatura citada

- Ahrens, T. D., J. M. Beman, J. A. Harrison, P. K. Jewett and P. A. Matson. 2009. A synthesis of nitrogen transformations and transfers from land to the sea in the Yaqui Valley agricultural region of northwest Mexico. *Water Resources Research* 45:1-13.
- Baldocchi, D. 2014. Measuring fluxes of trace gases and energy between ecosystems and the atmosphere - the state and future of the eddy covariance method. *Global Change Biology* 20:3600-3609 doi.org/10.1111/gcb.12649.
- Chapin III, F. S., P. A. Matson and P. M. Vitousek. 2011. *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*. Springer-Verlag New York. New York. 529 p.
- Chi, J., S. Waldo, S. Pressley, P. O. Keeffe, D. Huggins, C. Stöckle, W. L. Pan, E. Brooks and B. Lamb. 2016. Agricultural and Forest Meteorology Assessing carbon and water dynamics of no-till and conventional tillage cropping systems in the inland Pacific Northwest US using the eddy covariance method. *Agricultural and Forest Meteorology* 218-219:37-49 doi.org/10.1016/j.agrformet.2015.11.019.
- Grace, J., E. Mitchard and E. Gloor. 2014. Perturbations in the carbon budget of the tropics. *Global Change Biology* 20:3228-3255.
- Harrison, J. 2003. Patterns and controls of nitrous oxide emissions from waters draining a subtropical agricultural valley. *Global Biogeochemical Cycles* 17:1-13.
- He, L., J. Li, M. Harahap and Q. Yu. 2017. Scale - Specific Controller of Carbon and Water Exchanges Over Wheat Field Identified by Ensemble Empirical Mode Decomposition. *International Journal of Plant Production* 12:43-52.
- Hollinger, S. E., C. J. Bernacchi and T. P. Meyers. 2005. Carbon budget of mature no-till ecosystem in North Central Region of the United States. *Agricultural and Forest Meteorology* 130:59-69.
- Lares-Orozco, M. F., A. Robles-Morúa, E. A. Yépez and R. M. Handler. 2016. Global warming potential of intensive wheat production in the Yaqui Valley, Mexico: a resource for the design of localized mitigation strategies. *Journal of Cleaner Production* 127:522-532.
- Sun, S., M. Shao and H. Gao. 2014. Energy and CO₂ exchanges and influencing factors in spring wheat ecosystem along the Heihe River, northwestern China. *Journal of Earth System Science*, 125:1667-1679.
- Verduzco, V., E. R. Vivoni, E. A. Yépez, T. Tarín, J. Garatuza-Payán and V. Y. Ivanov. 2018. Climate Change Impacts on Net Ecosystem Production in a Subtropical Shrubland of Northwestern México. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 123:688-711.
- Verduzco, V. S., J. Garatuza-Payán, E. A. Yépez, C. J. Watts, J. C. Rodríguez, A. Robles-Morua and E. R. Vivoni. 2015. Variations of net ecosystem production due to seasonal precipitation differences in a tropical dry forest of northwest Mexico. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 120:2081-2094.

1.6 Variación temporal de las emisiones de CO₂ y N₂O en respuesta al riego con agua residual

González-Méndez Blanca¹; Webster Richard² y Siebe Christina³

¹Estación Regional del Noroeste, Instituto de Geología, UNAM. Av. L.D Colosio y Madrid S/N, Campus UNISON, Ap. Postal 1039, Hermosillo, Sonora.

²Rothamsted Research, Harpenden, Hertfordshire AL5 2JQ, UK.

³Instituto de Geología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, Coyoacán, C.P. 04510 México D.F., Mexico.

Autor para correspondencia: blancagm@geologia.unam.mx

Resumen

El riego con aguas residuales es una práctica en incremento en las zonas semiáridas del mundo, donde la escasez de agua limita la productividad de los sistemas agrícolas. El uso de agua residual además de proveer el recurso hídrico adiciona carbono y nitrógeno lábiles. Cuando el riego se realiza por inundación, se genera un rápido cambio de la atmósfera del suelo y del potencial redox, por el desplazamiento del aire de los poros y su saturación con agua. Desde hace más de 100 años, el Valle del Mezquital es regado con las aguas residuales de la CDMX. El riego se realiza por inundación con una aplicación mensual de láminas de 18 cm. Se escogieron dos parcelas: Las Palmas, regada con aguas residuales y con cultivos en rotación de alfalfa-rye grass-maíz; y El Tigre, con riego de temporal y cultivada con maíz. Se midieron las emisiones de CO₂ y N₂O utilizando el método de la cámara estática cerrada. Simultáneamente se instalaron electrodos de platino a diferentes profundidades en el suelo, para registrar el Eh antes, durante y después del riego. Como las mediciones se realizaron sobre las mismas cámaras y electrodos, se obtuvieron datos correlacionados en el tiempo, que se analizaron con métodos de máxima verosimilitud (REML). Los resultados muestran que las emisiones de los dos gases son mayores en Las Palmas que en El Tigre. Los picos de emisión pueden estar asociados a dos fuentes de variación temporal: la desgasificación y la mineralización del nitrógeno y el carbono.

Palabras clave: *gases de efecto invernadero; Valle del Mezquital; métodos de máxima verosimilitud (REML).*

Abstract

The irrigation with waste water is an increasing practice in the arid regions around the world, where the water scarcity limits the agricultural productivity. The use of waste water provide not only the water resources, but also adds labile carbon and nitrogen, and when applied by flooding, it rapidly changes the soil's atmosphere and redox potential, as a result of air and water displacement from the soil pores. The Mezquital Valley has been irrigated with waste water from Mexico City for over 100 years. Irrigation is done by flooding with about 18 cm per month. We measured simultaneously the emissions of GHG and the soil redox potential from two selected plots: one at Las Palmas, irrigated periodically with waste water and under three crops, namely alfalfa, rye-grass and maize; and a rain-fed plot growing maize at El Tigre. We used static chambers to capture the GHG emissions from soils. The data from repeated measurements from the same chambers and Pt-electrodes are correlated in time, and so we fitted the models by residual maximum likelihood (REML). The emission from the irrigated plot were larger than those from the rain-fed plot. Emissions peaked in particular irrigation events either as the infiltrating water replaced the gas from air-filled pores or several days after irrigation as excess nitrogen and fresh sources of carbon were mineralized.

Key words: *greenhouse gases; Mezquital Valley; Restricted maximum likelihood (REML).*

Introducción

El dióxido de carbono (CO_2) y el óxido nitroso (N_2O) son gases con efecto invernadero (GEI) que contribuyen al calentamiento global, por lo cual su cuantificación es de gran interés.

Los suelos agrícolas son considerados una de las principales fuentes antropogénicas de gases con efecto invernadero, dado que aportan del 65 al 70% de las emisiones globales anuales de N_2O , además de funcionar como fuentes o sumideros de CO_2 (Datta *et al.*, 2009).

Los procesos que producen y/o consumen estos GEI en el suelo están asociados al metabolismo de la comunidad microbiana, que bajo condiciones aerobias o anaerobias transforman la materia orgánica (MO) y el N disponible en el medio, emitiendo CO_2 , y N_2O ya sea como productos finales o intermedios de procesos como la nitrificación, desnitrificación y la respiración. Todos estos procesos están a su vez regulados tanto por las propiedades intrínsecas del suelo (pH, contenido de MO, humedad, temperatura, textura, etc.), como por las características de manejo (tipo de riego, adición de nutrientes, tipo de labranza y cultivo, etc.) (Beare, 2009).

Algunas de las mayores emisiones de GEI a partir de parcelas agrícolas se han medido en agroecosistemas templados, altamente fertilizados y con riego por inundación, donde la aplicación de fertilizantes determina directamente la disponibilidad de N (FAO y IFA, 2004). Hay muy pocos estudios que reportan emisiones de GEI de suelos regados con aguas residuales. Sin embargo, es de suponer que en estos agroecosistemas pudieran ocurrir emisiones importantes, dado que el riego con agua residual se aplica predominantemente por inundación, lo cual crea condiciones anaerobias temporales, que promueven la emisión de los GEI. Al ser un recurso barato y disponible, muchas veces el agua es adicionada en exceso, sobresaturando el suelo. Con el agua se agregan nutrientes (sobre todo nitrógeno) y también materia orgánica lábil, que promueven la actividad microbiana (Siebe, 1998).

En las últimas décadas, el reúso de aguas residuales (AR) crudas y tratadas para riego de cultivos se ha convertido en una práctica muy común en diferentes partes del mundo. Cobra particular importancia en las zonas áridas y semiáridas, donde la escasez del agua es frecuente (Chen *et al.*, 2011).

En el centro de México se localiza el Valle del Mezquital, un sitio con más de 100 años de riego de cultivos forrajeros y maíz con aguas residuales provenientes de la Ciudad de México. Sin embargo, en esta zona, al igual que el resto de los sitios donde se reúsa el AR para riego agrícola, se han considerado muy poco, los efectos de la adición constante de N y MO al suelo a través del agua de riego, sobre los ciclos biogeoquímicos del C y el N, y en particular sobre la variabilidad en espacio y tiempo de las emisiones de dióxido de carbono, metano y óxido nitroso. En este sentido, Siebe (1998) determinó que con el agua de riego, cada año se adicionan tan sólo a las parcelas de alfalfa: 527, 227 y 781 kg ha⁻¹ de N, P y K respectivamente. Estas cantidades exceden entre 1.5 a 8 veces la capacidad de remoción de dichos macronutrientes por el cultivo mencionado, por lo cual, este exceso de N probablemente es lixiviado en forma de nitrato al acuífero, o se emite en forma gaseosa hacia la atmósfera.

Así, el presente estudio tuvo como objetivo medir la magnitud de emisiones de CO_2 y N_2O de suelos agrícolas regados por más de 100 años con aguas residuales, determinar la variación en tiempo de los flujos de emisión, así como analizar los datos obtenidos a través de un modelo de mediciones repetidas y utilizando métodos de máxima verosimilitud restringida (REML por sus siglas en inglés) para estimar sus parámetros de variación.

Materiales y Métodos

El presente estudio se realizó en dos parcelas del Valle del Mezquital: 1) al interior del rancho Las Palmas, en el municipio de Tlahuelilpan (20°07' N, 99°13' W), se escogió una parcela agrícola regada por más de 100 años con aguas residuales, 2) una parcela de cultivo de temporal (solo recibe agua de lluvia), denominada "El Tigre", ubicada en el municipio de Tetepango (20°04' N, 99°09' W).

En Las Palmas se ubicaron 3 zonas con suelos de características distintas entre sí: una en la parte alta de la parcela (sitio 1) con suelos someros y principal ingreso del agua residual a la parcela: el segundo punto se ubicó en la parte media (sitio 2), con suelos de profundidad mediana, siguiendo la dirección del flujo del agua de riego en la parcela, y el último punto en la parte baja de la parcela (sitio 3), donde se encuentran los suelos más profundos y se acumula el agua de riego de toda la parcela, permaneciendo saturado por mayor tiempo con respecto a los otros puntos en la parcela.

La parcela El Tigre cubre un área de 3 ha, con una pendiente de 0.5°. Una vez al año se cultiva maíz, sin fertilizar, durante la temporada de lluvias. El suelo es un Phaeozem vértico. Se ubicaron dos sitios de muestreo uno en la parte superior (40 cm de profundidad), y otro en la parte baja de la parcela (con suelos de 55 cm de espesor).

El estudio tuvo una duración de 21 meses (enero 2008 a septiembre 2009) en Las Palmas y dos eventos de riego en El Tigre (agosto y septiembre 2009). Se instalaron 4 cámaras estáticas (réplicas) en cada sitio de muestreo, lo cual dio un total de 20 cámaras en ambas parcelas. La instalación se realizó entre los periodos de laboreo de las parcelas y se permitió su estabilización por varios días antes de tomar las muestras. Los flujos de los gases de efecto invernadero se midieron de acuerdo con el siguiente esquema: a) durante 6 días en cada evento de riego (un día antes, durante, 1, 2, 3 y 7 días después del riego y/o lluvia), b) una a 3 mediciones en cada día entre las 7:00 y las 19 horas.

Para capturar las emisiones de CO₂ y N₂O, se utilizó el método de la cámara estática cerrada. En cada medición, se tomaron 4 muestras por cámara en viales previamente evacuados. La cuantificación de GEI se realizó por cromatografía de gases (Shimadzu, GC 2014), equipado con detector de ionización de flama (FID), un detector de captura de electrones (ECD), y un metanizador.

Como el diseño es de mediciones repetidas se ajustaron modelos mixtos generalizados para datos autocorrelacionados y no balanceados, por lo cual, los parámetros de la varianza se estimaron mediante métodos de máxima verosimilitud (Restricted Maximum Likelihood, REML).

Resultados y Discusión

En ambas parcelas, el principal gas emitido fue el dióxido de carbono, seguido por el óxido nitroso. En Las Palmas, el cultivo que más dióxido de carbono emitió fue el rye grass, seguido por el maíz y la alfalfa. El flujo de óxido nitroso fue más heterogéneo, dado que se registraron diferentes intervalos y picos de emisión en cada cultivo, con diferencias de hasta 2 órdenes de magnitud.

En El Tigre, las emisiones fueron menores que las registradas en Las Palmas, presumiblemente porque en Las Palmas, el agua de riego, además de adicionar MO de fácil descomposición y saturar el espacio poroso, también agrega consorcios bacterianos al suelo, incrementando las comunidades de microorganismos que transforman a la MO y producen los GEI como producto de su metabolismo.

En Las Palmas se determinó la variación en los flujos de GEI entre suelos Phaeozem profundos y someros, cuyo grosor está determinado por su posición en la parcela. Se esperaba que el sitio que se localiza en la parte más baja, que concentra los escurrimientos y que a su vez es el más profundo, permaneciera anegado por mayor tiempo y emitiera más gases. No obstante, se encontró que dicha posición no tiene influencia en la variación de las emisiones, posiblemente porque por las características de los suelos el agua de riego infiltra lentamente y se favorece el escurrimiento superficial.

Sin embargo, se registró una gran variación de los flujos en el tiempo. De hecho, el diseño de muestreo implementado permitió distinguir entre dos fuentes principales: la variación entre riegos y la variación entre los días -durante e inmediatamente después de cada evento (riego o lluvia)-.

Variación entre riegos

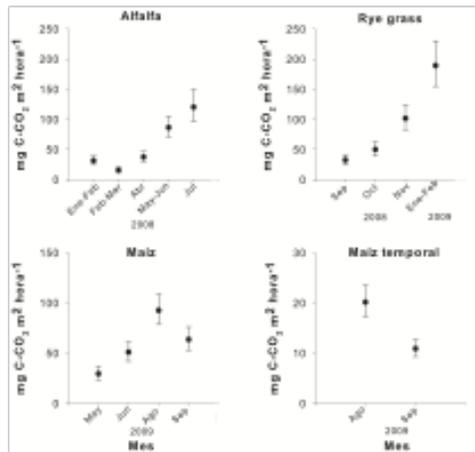


Figura 1. Promedio de flujos y límites de confianza al 95% de CO₂ estimado por REML para diferentes eventos de riego en Las Palmas y El Tigre.

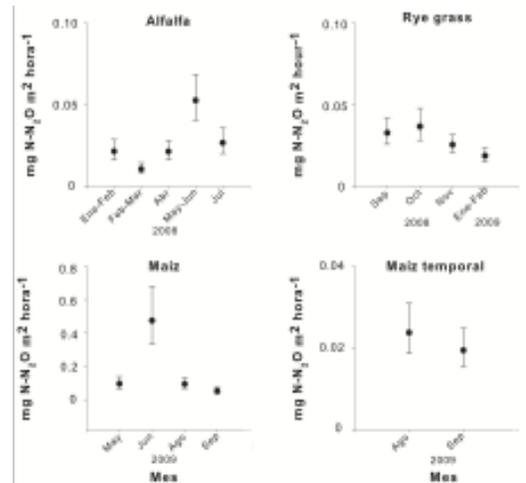


Figura 2. Promedio de flujos y límites de confianza al 95% de N₂O estimado por REML para diferentes eventos de riego en Las Palmas y El Tigre.

El análisis REML muestra que la alfalfa y el rye grass presentan un patrón de comportamiento similar: los primeros riegos tienen las emisiones más bajas y paulatinamente incrementan hasta alcanzar el promedio máximo en el último riego. Es probable que para la alfalfa las emisiones de CO₂ hayan incrementado como respuesta a una menor cobertura del cultivo, en tanto que las mayores emisiones de rye grass se registraron cuando el rye grass presentaba un dosel completo (Figura 1). En el caso del maíz, durante el tercer riego (realizado en agosto), se registró el promedio más alto de emisiones, las cuales decrecieron en el cuarto riego (Figura 1). Para el maíz de temporal, de los dos eventos de lluvia medidos, se emitió más CO₂ durante el primer evento, presumiblemente porque la precipitación desplazó el CO₂, producido en la época seca, del espacio poroso.

Las emisiones de óxido nitroso fueron similares, pero con algunos picos máximos de más de 1 mg N-N₂O m⁻²h⁻¹, lo cual ocurrió frecuentemente durante el riego y 1 y 2 días después. El tiempo en el que sucedieron estos picos sugiere que el agua que se infiltra desplaza al N₂O -formado antes del riego- del espacio poroso (Fig 2). El riego por inundación parece generar breves condiciones anaerobias, promoviendo la desnitrificación y las emisiones despuntan en los siguientes días. Las mayores emisiones de N₂O se midieron bajo maíz, las cuales de nuevo ocurrieron principalmente durante el segundo riego, probablemente porque la parcela fue fertilizada entre el primero y segundo riego, así que se pudo capturar el efecto de la fertilización más el del riego (Figura 2).

Variación entre días de riego

Se encontró una gran variación en las emisiones de dióxido de carbono después del riego bajo rye grass y maíz, cada una con varios picos (Figura 3). Tales flujos de dióxido de carbono después del humedecimiento han sido atribuidos a la mineralización de la materia orgánica recién expuesta después de la desintegración física de los agregados del suelo y también a la liberación y subsecuente mineralización del C microbiano (Beare, 2009).

Los resultados del REML indican que únicamente las emisiones observadas bajo la cobertura de maíz son estadísticamente diferentes entre los días de riego (Figura 3), tal vez porque el maíz se cultiva en la temporada lluviosa, y entonces la comunidad microbiana recibe humedad tanto de la lluvia como del agua de riego, incrementando su actividad metabólica.

El pico de emisiones de óxido nitroso durante el riego puede deberse a la desgasificación del espacio poroso, que durante los días sin riego acumula N_2O producto de la nitrificación (Figura 4). Parece ser que las mayores emisiones bajo el cultivo de maíz, obedecen además a la fertilización extra que se realiza a la parcela, por lo cual, el sistema tiene un exceso de nitrógeno que es transformado hacia nitrato, produciendo N_2O como un subproducto. Con la adición del agua de riego, más la lluvia, se generan condiciones reductoras que permiten la desnitrificación y con ello mayores emisiones de óxido nitroso.

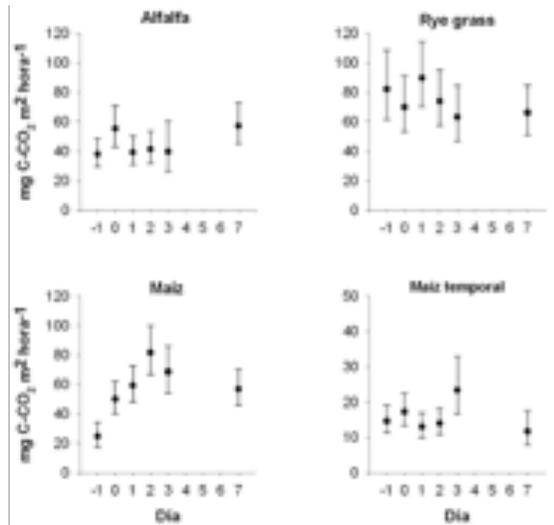


Figura 3. Promedio de flujos y límites de confianza al 95% de CO_2 medidos antes, durante y después del riego o lluvia, donde día -1 corresponde al día antes del riego; día 0 es durante el riego; días 1, 2, 3 son los días después del riego; día 7 es 7 días después del riego.

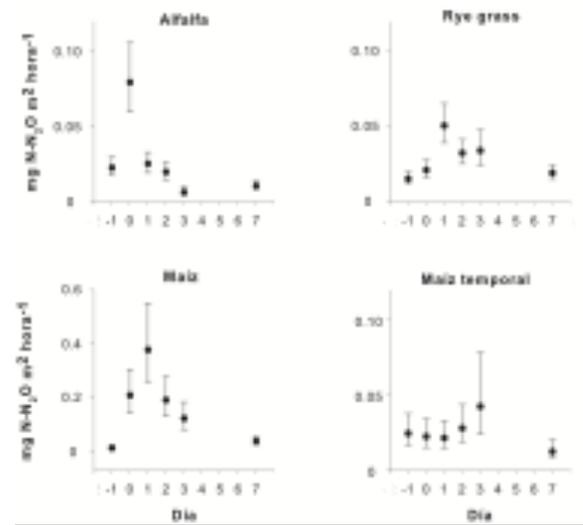


Figura 4. Promedio de flujos y límites de confianza al 95% de N_2O medidos antes, durante y después del riego o lluvia, donde día -1 corresponde al día antes del riego; día 0 es durante el riego; días 1, 2, 3 son los días después del riego; día 7 es 7 días después del riego.

Conclusiones

Se evaluaron los cambios en las emisiones de gases de efecto invernadero y el potencial redox producidos por el riego con aguas residuales y se comprobó que el riego favorece el incremento de las emisiones de los gases, y la disminución del Eh durante y los primeros días posteriores al riego.

Entre las posibles causas del incremento de las emisiones se encuentran la desgasificación del espacio poroso, la estimulación de la actividad microbiana por el humedecimiento del suelo y los residuos de la cosecha anterior, así como el cambio en las condiciones anaerobias en un medio enriquecido con C y N. En el caso del maíz la fertilización después de la siembra contribuyó sustancialmente al incremento de las emisiones de N_2O .

Por otro lado, se determinó que las principales fuentes de variación en las emisiones de GEI en la parcela estudiada son las temporales, representadas por los eventos de riego y los días de muestreo. La primera parece depender de la fase del crecimiento del cultivo, mientras que la variación entre los días de riego parece estar determinada por los cambios en la aireación asociados al movimiento lento del agua a través del perfil.

Al comparar las emisiones del maíz regado con aguas residuales con las del maíz de temporal, se comprobó que el sistema agrícola irrigado emite hasta 11 veces más N_2O y 5 veces más CO_2 que la parcela de temporal; presumiblemente por la aportación de MO lábil en el agua residual, el volumen de la lámina aplicada y la fertilización extra adicionada al maíz en sus primeras fases de crecimiento.



Agradecimientos

Agradecemos el financiamiento de CONACYT, beca 164273 y Programa de Apoyo a Proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica PAPIIT (IN113307).

Literatura citada

- Beare, M. H., E. G. Gregorich and P. St-Georges. 2009. Compaction effects on CO₂ and N₂O production during drying and rewetting of soil. *Soil Biology and Biochemistry* 41:611-621 doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.12.024
- Chen, F., G. C. Ying, L. X. Kong, L. Wang, J. L. Zhao, L. J. Zhou and L. J. Zhang. 2011. Distribution and accumulation of endocrine-disrupting chemicals and pharmaceuticals in wastewater irrigated soils in Hebei, China. *Environmental Pollution* 159:1490-1498.
- Datta, A., D. Nayak, D. Sinhababu and T. Adhya. 2009. Methane and nitrous oxide emissions from an integrated rainfed rice-fish farming system of Eastern India. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 129:228-237.
- FAO (Food and Agricultural Organization of the United Nations) e IFA (Asociación Internacional de La Industria de los Fertilizantes). 2004. Estimaciones globales de las emisiones gaseosas de NH₃, NO y N₂O provenientes de las tierras agrícolas. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y Alimentación & Asociación Internacional de La Industria de los Fertilizantes. Roma. 84 p.
- Siebe, C. 1998. Nutrient inputs to soils and their uptake by alfalfa through longterm irrigation with untreated sewage effluent in Mexico. *Soil Use and Management* 14:119-122 doi.org/10.1111/j.1475-2743.1998.tb00628.x.

1.7 Variación estacional de los flujos de carbono y agua sobre la selva baja caducifolia Yucateca en la Reserva Estatal “El Palmar”

Uuh-Sonda Jorge M.¹; Figueroa-Espinoza Bernardo^{1,2}; Gómez-Nicolás Mariana P.¹; Gutiérrez-Jurado Hugo A.³ y Méndez-Barroso Luis A.^{2,4}

¹Instituto de Ingeniería, Laboratorio de Ingeniería y Procesos Costeros, Universidad Nacional Autónoma de México, Puerto de Abrigo S/N, C.P. 97351, Sisal, Yucatán, México.

²Laboratorio Nacional de Resiliencia Costera, Puerto de Abrigo S/N, C.P. 97351, Sisal, Yucatán, México.

³Department of Geological Sciences, University of Texas at El Paso, 500 W. University Avenue, El Paso, TX. 79962 E.U.A.

⁴Departamento de Ciencias del Agua y Medio Ambiente, Instituto Tecnológico de Sonora, Calle 5 de Febrero 818 sur, Colonia Centro. C.P. 85000. Ciudad Obregón, Sonora. México.

Autor para correspondencia: juuhs@iingen.unam.mx

Resumen

La Península de Yucatán (PY) alberga más del 30% de las selvas tropicales del país, las cuales son de los ecosistemas más amenazados en el mundo. La Selva Baja Caducifolia (SBC), localizada al noroeste de la PY se ha visto afectada en los últimos años por deforestaciones, cambios de uso de suelo y eventos climáticos extremos incidiendo en su capacidad de fijar carbono y almacenar agua. Sin embargo, los efectos ante estos disturbios han sido poco evaluados. Por ello el Laboratorio Nacional de Resiliencia Costera (LANRESC) y el Laboratorio de Ingeniería y Procesos Costeros (LIPC) han establecido un sitio de monitoreo ecohidrológico, en una porción de este ecosistema dentro de la reserva estatal “El Palmar”, para evaluar y determinar la dinámica de los flujos de carbono y agua entre el ecosistema y la atmósfera, mediante la técnica de Covarianza de Vórtices. Los resultados en 15 meses de datos continuos muestran una marcada estacionalidad de estos flujos, donde los pulsos de precipitación ejercen un fuerte control sobre el intercambio neto de carbono (NEE), producción primaria bruta (GPP), respiración del ecosistema (Reco) y evapotranspiración (ET). De forma general el ecosistema dentro de “El Palmar” y las zonas alrededor se comporta como un sumidero de carbono, con un balance en el 2017 de -0.86 ton/ha.

Palabras clave: *flujos de carbono; flujos de agua; covarianza de vórtices; reserva estatal El Palmar.*

Abstract

The Yucatan Peninsula (YP) hosts more than 30% of the Mexican tropical forests, which are among the most threatened ecosystems in the world. The Short Deciduous Forest (SDF), located at the northwest of the YP has been affected in recent years due to deforestation, land use changes and extreme weather events that affect its capacity to fix carbon and store water. However, the effects of these disturbances have been poorly evaluated. Therefore, the National Laboratory of Coastal Resilience (LANRESC) and the Laboratory of Engineering and Coastal Processes (LIPC) have established an ecohydrological monitoring site, in a portion of this ecosystem within the "El Palmar" state reserve, to evaluate and determine the dynamics of the carbon and water fluxes between the ecosystem and the atmosphere, through the Eddy Covariance technique. The results in 15 months of continuous data show a marked seasonality of these fluxes, where the pulses of precipitation exert a strong control over the net exchange of carbon (NEE), gross primary production (GPP), ecosystem respiration (Reco) and evapotranspiration (ET). In general, the ecosystem within "El Palmar" and the surrounding areas behaves like a carbon sink, with a balance in 2017 of -0.86 ton / ha.

Keywords: *carbon fluxes; water fluxes; eddy covariance; El Palmar state reserve.*

Introducción

La selva seca tropical (tropical dry forest) es un bioma que contiene múltiples ecosistemas, los cuales se encuentran distribuidos de manera fragmentada en los trópicos (Banda-R *et al.*, 2016), siendo América Latina y el Caribe poseedores de más del 50% de ellos (Miles *et al.*, 2006). Desafortunadamente, este es también uno de los biomas más amenazados en el mundo, habiendo sitios donde la cobertura de estos bosques se ha reducido a menos del 10% de su extensión original (Miles *et al.*, 2006; Banda-R *et al.*, 2016). En México, la Península de Yucatán (PY) alberga, en sus distintos ecosistemas, más del 30% de las selvas tropicales del país (INEGI, 2011). Uno de ellos es la Selva Baja Caducifolia (SBC; CONABIO, 1999) localizada en el noroeste de la PY, la cual se ha visto amenazada en la últimas décadas principalmente por la deforestación a causa de los cambios en el uso del suelo (nuevos asentamientos urbanos, fábricas, granjas, zonas de agricultura, etc.; Ellis *et al.*, 2017) y a las afectaciones por el incremento de la variabilidad climática y eventos extremos (huracanes, sequías; Whigham *et al.*, 1991; Villarreal, 2003) exacerbados por el calentamiento global (IPCC, 2014).

Los cambios por la pérdida de cobertura vegetativa transforman la capacidad de estas regiones de fijar carbono, captar y almacenar humedad en el suelo y subsuelo y afectan la capacidad de retención de esa humedad para el aprovechamiento humano y de los ecosistemas (Ilstedt *et al.*, 2016; Ellison *et al.*, 2017). A pesar de ello, los posibles efectos en la productividad y resiliencia de este ecosistema ante estas amenazas han sido poco evaluados (Uuh-Sonda *et al.*, 2018). Este trabajo tiene como objetivo evaluar y entender la dinámica estacional de los flujos de carbono (CO_2) y agua (H_2O) en la SBC Yucateca mediante la medición del intercambio de estas variables entre la superficie y la atmósfera en un sitio de monitoreo ecohidrológico recién instalado (1.3 años) dentro de la Reserva Estatal “El Palmar”. La SBC en la reserva de “El Palmar”, es una de las zonas de selvas tropicales caducifolias con mejor estado de conservación en el noroeste de la PY (SEGY, 2006).

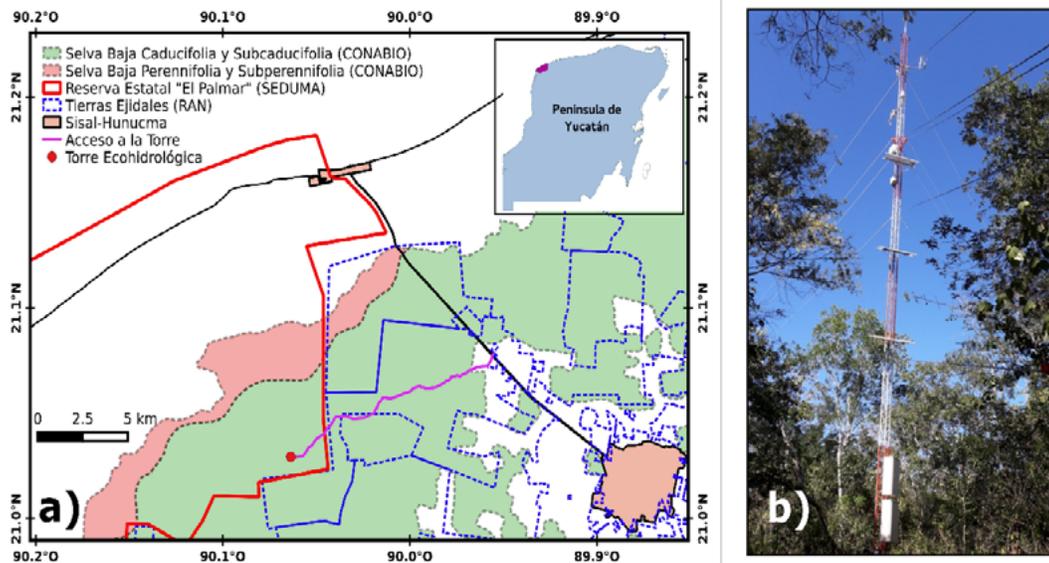


Figura 1. a) Localización del sitio de estudio. b) Torre de Flujos de “El Palmar”.

Sitio de estudio

La Reserva Estatal “El Palmar” es un área natural protegida de 49,600 hectáreas al noroeste del estado de Yucatán (SEDUMA, 2007; Ruiz Barranco y Arellano Morín, 2010). Rodeada de varias zonas ejidales (RAN, 2016) “El Palmar” contiene una diversidad de ecosistemas como manglar, pastizal, petén y selva baja (Acosta-Lugo *et al.*, 2010). Desde diciembre de 2016, el “Laboratorio Nacional de

Resiliencia Costera (LANRESC)” y el “Laboratorio de Ingeniería y Procesos Costeros (LIPC)” de la UNAM, establecieron un sitio de monitoreo ecohidrológico (21.0293°N, 90.0637°O) con una torre de 24m de alto para la medición de flujos de H₂O y CO₂, localizada en una vasta, plana y homogénea porción de Selva Baja Caducifolia Yucateca (Figura 1), y cuyos alrededores aún muestra un buen estado de conservación. En la península de Yucatán, esta es la primera y la única torre de su tipo en estar monitoreando este ecosistema.

La SBC Yucateca se caracteriza por tener una alta densidad arbórea ($> 13.14 \pm 1.21 \text{ ton ha}^{-1}$), con altura de árboles de entre 8 y 12 metros y un dosel muy uniforme. En la época seca del año (marzo-junio), casi el 100% de las especies tira su follaje, sin embargo, algunas de estas especies pierden la corteza de sus tallos y desarrollan actividad fotosintética (Acosta-Lugo *et al.*, 2010). Las especies más abundantes alrededor del sitio de monitoreo son: *Gymnopodium floribundum* (en maya: ts'iits'il che'), *Caesalpinia gaumeri* (kitim che'), *Lysiloma latisiliquum* (tsalam), *Bursera simaruba* (chakah) y *Lonchocarpus xuul* (k'an xu'ul). El clima en el sitio es cálido y semiárido (BS1h) de acuerdo a la clasificación de Köppen (INEGI, 2009) con dos estaciones fuertemente marcadas, la estación seca y la temporada húmeda. La precipitación media anual oscila entre los 600 y 700 mm año⁻¹, con una temporada de lluvias entre junio y octubre y algunas tormentas invernales (octubre-febrero) a causa de frentes fríos (llamados “Nortes”; Figueroa-Espinoza *et al.*, 2017). Las temperaturas medias anuales varían entre los 25 y 26 °C.

Materiales y Métodos

La torre de flujos en nuestro sitio (Figura 1) cuenta con diversos instrumentos para el registro de parámetros bio-meteorológicos y la estimación de flujo de carbono, agua y energía (Cuadro 1).

Los flujos entre la atmósfera y la superficie son estimados mediante la metodología de la Covarianza de Vórtices o Eddy Covariance (EC; Baldocchi, 2003y 2008) usando el software EddyPro[®] de LICOR[®]. Este software calcula los flujos de agua (evapotranspiración, ET), carbono (intercambio neto del ecosistema, NEE) y energía (calor sensible, H; calor latente, LE) así como los promedios o acumulados de las variables biometeorológicas cada media hora. Además, realiza una serie de correcciones estandarizadas para tener una mejor estimación y corregir posibles problemas en la adquisición de datos. Posteriormente se han utilizado rutinas creadas en MATLAB[®] para eliminar datos atípicos y espurios basado en criterios estadísticos, de condiciones meteorológicas desfavorables y fallos instrumentales. También se realiza un filtrado de datos considerando un límite de valor crítico de la velocidad de fricción ($u^* < 0.28 \text{ m/s}$) debajo del cual podrían darse condiciones con insuficiente turbulencia (Papale *et al.*, 2006). La eliminación y filtrado de datos arrojan huecos en la continuidad que representa un 35% del total de datos. Dichos datos faltantes fueron rellenados usando la metodología estandarizada descrita en Reichstein *et al.*, (2005), empleando la herramienta online del Max Planck Institute (<https://www.bgc-jena.mpg.de/bgi/index.php/Services/REddyProcWeb>). Esta misma herramienta fue utilizada para dividir el NEE en sus dos componentes (NEE = GPP + Reco): producción primaria bruta (GPP) y respiración del ecosistema (Reco), siguiendo el modelo de regresión de Lloyd y Taylor (1994), descrita en Reichstein *et al.*, (2005). Finalmente, para evaluar el verdor del ecosistema se ha utilizado el índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) del producto satelital MODIS-NDVI (<ftp://gimms.gsfc.nasa.gov/MODIS/std/GMOD09Q1/tif/NDVI>).

Resultados y Discusión

La evaluación del cierre en el balance de la energía para nuestro set de datos fue realizada usando los promedios cada 30 minutos de la radiación neta (RN) y el flujo de calor de suelo (G) y de las estimaciones cada 30 minutos (vía Eddy Covariance) de los flujos de calor latente (LE) y calor sensible (H). Esta evaluación arroja que el cierre ($\Sigma(\text{LE} + \text{H}) / \Sigma(\text{RN} - \text{G})$) para nuestro sistema es de 0.86 con

una relación de $LE + H = 0.90(RN-G) + 30.47$, y una $R^2 = 0.77$. Estos valores se encuentran dentro del rango aceptable observado en diversos sitios (Wilson *et al.*, 2002; Barr *et al.*, 2006).

La Figura 2 muestra los resultados obtenidos para nuestro sitio en estos 1.3 años de datos. En el panel a) podemos observar como la humedad del suelo (SWC) responde frente a los eventos de Precipitación (PPT). En el panel b) se muestra el verdor del ecosistema mediante el NDVI, en el panel c) y d) se muestran, respectivamente, los flujos netos diarios de carbono (NEE) y de agua (ET) y en el panel e) se muestra el |GPP| y la Reco, para cada año. En el caso de la NEE, por convención es definida positiva si el flujo es hacia la atmósfera y negativo si se dirige hacia la superficie. En esta Figura se observa la fuerte estacionalidad de los flujos de carbono y agua. Se han identificado cinco etapas: 1) Invierno, 2) Secas, 3) Inicio lluvias, 4) Post-Inicio lluvias, y 5) Lluvias. Las principales características se resumen en el Cuadro 2 y Cuadro 3. Durante el invierno, el suelo del ecosistema recibe humedad gracias a algunos eventos de lluvias a causa de “Nortes”. En esta etapa, el verdor del ecosistema va descendiendo, sin embargo, el ecosistema aún funciona como un sumidero de carbono y la ET presenta valores bajos. Posteriormente llega la etapa seca del año donde prácticamente todos los árboles pierden su follaje.

El verdor presenta los valores más bajos, el ecosistema aún funciona como un sumidero de carbono, pero con valores más bajos que en la etapa anterior. De igual forma la ET presenta los valores más bajos en esta etapa. Con la llegada de la temporada de lluvias, la disponibilidad de agua en el suelo hace que el ecosistema reverdezca y se aprecia un aumento en la GPP y también en la Reco. En los primeros 15 días de la temporada de lluvias, se puede apreciar como la Reco es superior a la GPP, esto ocasiona que la NEE presente valores positivos, lo que significa que existe una fuerte liberación de CO_2 hacia la atmósfera. De hecho, durante este corto periodo (19 días) se libera más del 95% de la cantidad secuestrada en las dos etapas anteriores (173 días). Dicho comportamiento ya ha sido observado en otras selvas tropicales (Selva Baja Sonorense; Verduzco *et al.*, 2015) y es atribuida a la reactivación microbiana del suelo a causa de la gran cantidad de materia orgánica y agua presente. Posteriormente, conforme transcurre la temporada de lluvias, los valores de Reco comienzan a descender mientras los valores de GPP aumentan debido al incremento de la actividad fotosintética, de tal forma que el ecosistema pasa de ser una fuente a un sumidero de CO_2 alcanzando sus valores más negativos de NEE y más grandes de ET. En términos netos, anualmente el ecosistema funciona como sumidero de CO_2 , llegando a tener una tasa en el 2017 de $-86.29 \text{ gC m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ (-0.86 ton/ha). También se puede observar que anualmente el ecosistema evapotranspira más agua que la que recibe por PPT (Cuadro 4), sugiriendo el uso de agua subterránea por la vegetación (Uuh-Sonda *et al.*, 2018). El monitoreo a largo plazo de este sitio nos ayudará a conocer la eficiencia con la que este ecosistema fija CO_2 y nos permitirá evaluar cómo la variabilidad climática afecta la dinámica estacional de los flujos de carbono y agua.

Cuadro 1. Instrumentos y sensores instalados en el sitio de “El Palmar”.

| Instrumento | Modelo | Cant. / Frec. reg. / Pos./Tipo |
|--------------------------------------|--------------------------|---------------------------------------|
| Analizador infrarrojo de CO_2/H_2O | LICOR 7500RS | 1 / 10Hz / 21.80 m / Flujo |
| Anemómetro sónico 3D | Gill Windmaster Pro | 1 / 10Hz / 21.80 m / Flujo |
| Radiómetro neto | KIPP & ZONEN NRLITE2 | 1 / 1/60Hz / 21.50 m / Biomet. |
| Pluviómetro | Texas Electronics TR525M | 1 / 1/60Hz / 19.80 m / Biomet. |
| Radiómetro IR para temp. superficial | Apogee SI-1H1 y SI-111 | 2 / 1/60Hz / 21.60 y 3.00 m / Biomet. |
| Piranómetro | LICOR 200R | 1 / 1/60Hz / 21.50 m / Biomet. |
| Sensor para PAR | LICOR 190R | 1 / 1/60Hz / 21.50 m / Biomet. |
| Sensor de humedad en el suelo | Decagon EC-5 | 2 / 1/60Hz / En suelo / Biomet. |
| Sensor de temp. aire/ higrómetro | Vaisala HMP155 | 1 / 1/60Hz / 21.60 m / Biomet. |
| Placa de flujo de calor en el suelo | Hukseflux HFP01SC-15 | 1 / 1/60Hz / en suelo / Biomet. |

Cuadro 2. Promedios o acumulados diarios en nuestro sitio en estos 1.3 años de datos.

| Etapa | Año | DoY | Duración (Días) | Σ PPT (mm) | SWC _{prom} (m ³ m ⁻³) | NEE _{prom} (gC m ⁻² d ⁻¹) | ET _{prom} (mm d ⁻¹) | Σ NEE (gC m ⁻²) | Σ ET (mm) |
|---------------------|-----------|---------|-----------------|-------------------|---|---|--|------------------------------------|------------------|
| Invierno | 2016-2017 | 343-50 | 74 | 106.85 | 0.081 | -1.02 | 2.08 | -74.46 | 151.83 |
| Secas | 2017 | 51-149 | 99 | 11.00 | 0.008 | -0.54 | 1.00 | -53.94 | 99.03 |
| Inicio lluvias | 2017 | 150-168 | 19 | 115.80 | 0.154 | 6.61 | 2.87 | 125.54 | 54.47 |
| Post-inicio lluvias | 2017 | 169-200 | 32 | 108.90 | 0.145 | 1.96 | 4.50 | 62.58 | 144.00 |
| Lluvias | 2017 | 201-304 | 104 | 302.70 | 0.143 | -1.18 | 5.13 | -122.21 | 533.72 |
| Invierno | 2017-2018 | 305-50 | 111 | 92.60 | 0.068 | -0.50 | 2.19 | -55.80 | 242.94 |
| Secas | 2018 | 51-74 | 24 | 1.50 | 0.050 | -1.96 | 1.16 | -47.07 | 27.77 |

Conclusiones

Los Flujos de CO₂ y H₂O, en la Selva Baja Caducifolia Yucateca, muestran una fuerte estacionalidad, donde los pulsos de precipitación ejercen un fuerte control sobre el Intercambio Neto de Carbono (NEE), Producción Primaria Bruta (GPP), Respiración del ecosistema (Reco) y Evapotranspiración (ET). De forma general, el sitio se comporta como un sumidero de carbono (fijando -0.86 ton/ha durante el 2017) donde las mayores tasas de secuestro se presentan en invierno y continúan durante la primavera. Sin embargo, al inicio de la temporada de lluvias la tendencia se revierte, pues se observa una gran cantidad de CO₂ liberada hacia la atmósfera (debido a actividad microbiana en el suelo). Finalmente, con el transcurso de la temporada de lluvias, la tendencia se vuelve a invertir pasando a ser nuevamente un sumidero de CO₂. Un monitoreo a largo plazo no solo nos ayudará a conocer la eficiencia con la que este ecosistema fija CO₂, sino que nos permitirá evaluar cómo la variabilidad climática afecta la dinámica estacional de los flujos de carbono y agua.

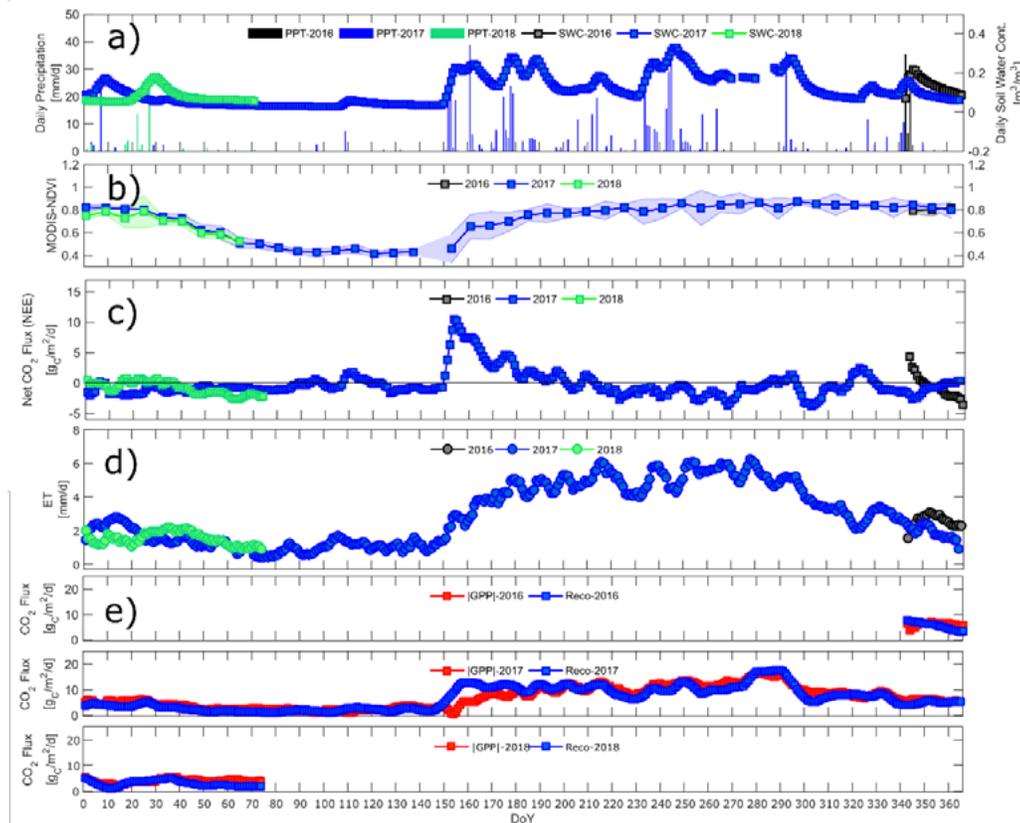


Figura 2. Series de tiempo de nuestros datos del 2016, 2017 y 2018. a) Precipitación (PPT) y Contenido de Agua en el Suelo (SWC). b) NDVI. c) Intercambio de Carbono Neto del Ecosistema (NEE). d) Evapotranspiración (ET). e) GPP. f) Reco.

Cuadro 3. Promedios diario de la Reco y GPP.

| Etapas | Reco ($\text{gC m}^{-2}\text{d}^{-1}$) | GPP ($\text{gC m}^{-2}\text{d}^{-1}$) |
|--------------------------|--|---|
| Invierno 2016-2017 | 4.21 | 5.19 |
| Secas 2017 | 1.93 | 2.41 |
| Inicio Lluvias 2017 | 10.72 | 4.48 |
| Post-inicio Lluvias 2017 | 11.02 | 9.13 |
| Lluvias 2017 | 11.04 | 12.00 |
| Invierno 2017-2018 | 4.96 | 5.71 |
| Secas 2018 | 2.07 | 4.04 |

Cuadro 4. Valores totales anuales.

| Año | Duración (días) | NEE (gC m^{-2}) | GPP (gC m^{-2}) | Reco (gC m^{-2}) | Lluvia (mm) | Temp. prom ($^{\circ}\text{C}$) | ET (mm) |
|------|-----------------|----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|-------------|-----------------------------------|---------|
| 2016 | 24 | -14.81 | 148.11 | 134.06 | 71.50 | 24.91 | 59.66 |
| 2017 | 365 | -86.29 | 2539.70 | 2460.43 | 615.15 | 25.99 | 1081.17 |
| 2018 | 74 | -64.64 | 291.24 | 212.93 | 52.70 | 22.90 | 112.92 |

Agradecimientos

Este trabajo fue posible gracias al apoyo recibido del CONACyT en el programa para la Creación y Consolidación de Laboratorios Nacionales y por una beca Doctoral del primer Autor. También queremos agradecer las facilidades otorgadas por los grupos organizados de ejidatarios del municipio de Hunucmá, Yucatán y a la agrupación “Chencoop X’kankay”.

Literatura citada

- Acosta-Lugo, E., D. Alonzo-Parra, M. Andrade-Hernández, D. Castillo Tzab, J. Chablé Santos, R. Durán García, C. Espadas Manrique, I. Fernández-Stobanzlova, J. Fraga Berdugo, E. Galicia, J. A. González-Iturbe, J. Herrera Silveira, J. Sosa-Escalante, G. J. Villalobos-Zapata y F. Tun Dzul. 2010. Plan de Conservación de la Eco-Región Petenes-Celestún-Palmar. Universidad Autónoma de Campeche y Pronatura Península de Yucatán. A.C. 184 p.
- Banda-R., K., A. Delgado-Salinas, K. G. Dexter, R. Linares-Palomino, A. Oliveira-Filho, D. Prado, M. Pullan, C. Quintana, R. Riina; G. M. Rodríguez M., J. Weintritt, P. Acevedo-Rodríguez, J. Adarve, E. Alvarez, A. Aranguren B., J. C. Arteaga, G. Aymard, A. Castano, N. Ceballos-Mago, A. Cogollo, H. Cuadros, F. Delgado, W. Devia, H. Duenas, L. Fajardo, A. Fernandez, M. A. Fernandez, J. Franklin, E. H. Freid, L. A. Galetti, R. Gonto, R. Gonzalez-M., R. Graveson, E. H. Helmer, A. Idarraga, R. Lopez, H. Marcano-Vega, O. G. Martinez, H. M. Maturo, M. McDonald, K. McLaren, O. Melo, F. Mijares, V. Moggi, D. Molina, N. d. P. Moreno, J. M. Nassar, D. M. Neves, L. J. Oakley, M. Oatham, A. R. Olvera-Luna, F. F. Pezzini, O. J. R. Dominguez, M. E. Rios, O. Rivera, N. Rodriguez, A. Rojas, T. Sarkinen, R. Sanchez, M. Smith, C. Vargas, B. Villanueva and R. T. Pennington.. 2016. Plant diversity patterns in neotropical dry forests and their conservation implications. *Science* 353:1383-1387 doi.org/10.1126/science.aaf5080.
- Baldocchi, D. 2003. Assessing the eddy covariance technique for evaluating carbon dioxide exchange rates of ecosystems: Past, present, and future. *Global Change Biol.* 9:479-492.
- Baldocchi, D. 2008. "Breathing" of the terrestrial biosphere: Lessons learned from a global network of carbon dioxide flux measurement systems. *Aust. J. Bot.* 56:1-26.
- Barr, A.G., K. Morgenstern, T. A. Black, J. H. McCaughey and Z. Nesic. 2006. Surface energy balance closure by the eddy-covariance method above three boreal forest stands and implications for the measurement of the CO₂ flux. *Agric. Forest Meteor.* 140:322-337 doi.org/10.1016/j.agrformet.2006.08.007.
- CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). 1999. Uso de suelo y vegetación modificado por CONABIO. <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>
- Ellis, E. A., I. U. Hernández-Gómez and J. A. Romero-Montero. 2017. Los procesos y causas del cambio en la cobertura forestal de la Península de Yucatán. *Ecosistemas* 26:101-111.
- Ellison, D., C. E. Morris, B. Locatelli, D. Sheilg, J. Cohen, D. Murdiyarsa, V. Gutierrez, M. van Noordwijk, I. F. Creed, J. Pokorny, D. Gaveau, D. V. Spracklen, A. Bargaues- Tobella, U. Ilstedt, A. J. Teuling, S. Gebreyohannis-Gebrehiwot, D. C. Sands, B. Muys, B. Verbist, E. Springgay, Y. Sugandi and C. A. Sullivan. 2017. Trees, forests and water: Cool insights for a hot world, *Global Environmental Change*, 43:51-61 doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2017.01.002.
- Figueroa-Espinoza, B., P. Salles, J. López-González, A. Ruiz-Angulo y G. U. Martín-Ruiz. 2017. Caracterización del Viento en Sisal. *In: Garza-Pérez J. R. e I. Ize-Lerma (eds.). Caracterización Multidisciplinaria de la Zona Costera de Sisal, Yucatán. Hacia una gestión integral y fortalecimiento de la resiliencia. LANRESC. Yucatán, México. 198 p.*
- Ilstedt, U., A. Bargaues-Tobella, H. R. Bazié, J. Bayala, E. Verbeeten, G. Nyberg, J. Sanou, L. Benegas, D. Murdiyarsa, H. Laudon, D. Sheil and A. Malmer. 2016. Intermediate tree cover can maximize groundwater recharge in the seasonally dry tropics. *Scientific Reports* 6:1-12 DOI: 10.1038/srep21930-
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2008. Unidades climáticas. Conjunto de datos vectoriales escala 1:1 000 000. <http://www.beta.inegi.org.mx/app/refteca/ficha.html?upc=702825267568>
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2011. Continuo Nacional de Uso del Suelo y Vegetación 1:250,000 Serie V, 2011: Entidad Federativa, <http://www3.inegi.org.mx/sistemas/sisept/default.aspx?t=mamb340&s=est&c=35603>
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2014. Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Team, W. C., R. K. Pachauri and L. A. Meyer (eds.), IPCC, Geneva, Switzerland. 151 p.
- Lloyd, J. and J. A. Taylor. 1994. On the temperature dependence of soil respiration. *Functional Ecology* 8:315-323.
- Miles, L., A. C. Newton, R. S. DeFries, C. Ravillious, I. May, S. Blyth, V. Kapos and J. E. Gordon. 2006. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography* 33:491-505 doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01424.x.
- Papale, D., M. Reichstein, M. Aubinet, E. Canfora, C. Bernhofer, W. Kutsch, B. Longdoz, S. Rambal, R. Valentini, T. Vesala and D. Yakir. 2006. Towards a standardized processing of Net Ecosystem Exchange measured with eddy covariance technique: algorithms and uncertainty estimation. *Biogeosciences* 3: 571-583 doi.org/10.5194/bg-3-571-2006.
- RAN (Registro Nacional Agrario). 2016. Perimetrales de los núcleos agrarios certificados. <http://catalogo.datos.gob.mx/dataset/perimetrales-de-los-nucleos-agrarios-certificados>
- Reichstein, M., E. Falge, D. Baldocchi, D. Papale, M. Aubinet, P. Berbigier, C. Bernhofer, N. Buchmann, T. Gilmanov, A. Granier, T. Grünwald, K. Havránková, H. Ilvesniemi, D. Janous, A. Knohl, T. Laurila, A. Lohila, D. Loustau, G. Matteucci, T. Meyers, F. Miglietta, J. M. Ourcival, J. Pumpanen, S. Rambal, E. Rotenberg, M. Sanz, J. Tenhunen, G. Seufert, F. Vaccari, T. Vesala, D. Yakir and R. Valentini. 2005. On the separation of net ecosystem exchange into assimilation and ecosystem respiration: review and improved algorithm. *Global Change Biology* 11:1424-1439 doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.001002.x.
- Ruiz Barranco, H. y J. Arellano Morín. 2010. Áreas Naturales Protegidas. *In: Durán, R. y M. Méndez. (eds.). Biodiversidad y Desarrollo Humano en Yucatán. CICY, PPD-FMAM, CONABIO, SEDUMA. 496 p.*
- SEDUMA (Secretaría de Desarrollo Urbano y Medio Ambiente). 2007. ANPs, Reserva Estatal El Palmar. <http://www.seduma.yucatan.gob.mx/areas-naturales/palmar.php>
- SEGY. 2006. Programa de Manejo, Reserva Estatal El Palmar. Secretaria de Ecología - Gobierno del Estado de Yucatán. www.anpsestatales.mx/lib/archivo.php?id=98



- Uuh-Sonda, J.M., H. A. Gutiérrez-Jurado, B. Figueroa-Espinoza and L. Méndez-Barroso. 2018. On the ecohydrology of the Yucatan Peninsula: Evapotranspiration and carbon intake dynamics across an eco-climatic gradient. *Hydrological Processes* 32: 2806-2828 doi.org/10.1002/hyp.13230.
- Verduzco, V. S., J. Garatuza-Payán, E. A. Yépez, C. J. Christopher, J. C. Rodríguez, A. Robles Morua and E. R. Vivoni. 2015. Variations of net ecosystem production due to seasonal precipitation differences in a tropical dry forest of northwest Mexico, *J. Geophys. Res. Biogeosci.*, 120:2081-2094 doi.org/10.1002/2015JG003119
- Villarreal, D. Z. 2003. Impacto ecológico del huracán Isidoro a su paso por la porción norte de la península de Yucatán. *Revista de la Universidad Autónoma de Yucatán*. Yucatán, México. 224 p.
- Whigham, D. F., I. Olmsted, E. Cabrera Cano and M. E. Harmon. 1991. The Impact of Hurricane Gilbert on Trees, Litterfall, and Woody Debris in a Dry Tropical Forest in the Northeastern Yucatan Peninsula. *Biotropica*, 23:434-441 DOI: 10.2307/2388263.
- Wilson, K., A. Goldstein, E. Falge, M. Aubinet, D. Baldocchi, P. Berbigier, C. Bernhofer, R. Ceulemans, H. Dolman, C. Field, A. Grelle, A. Ibrom, B. E. Law, A. Kowalski, T. Meyers, J. Moncrieff, R. Monson, W. Oechel, J. Tenhunen, R. Valentini and S. Verma. 2002. Energy balance closure at FLUXNET sites. *Agric. Forest Meteorol.* 113:223-243 doi.org/10.1016/S0168-1923(02)00109-0.

1.8 Productividad neta del ecosistema, sus componentes y evapotranspiración en un bosque tropical seco maduro en el Noroeste de México

Rojas-Robles Nidia¹; Yépez Enrico A.¹; Garatuza-Payan Jaime¹ y Rivera Miguel A.¹

¹Instituto Tecnológico de Sonora, 5 de febrero 818 sur, Colonia centro, CP.85000, Ciudad Obregón, Sonora.

Autor para correspondencia: nerojasrobles@gmail.com

Resumen

El Bosque tropical seco (BTS) se distribuye ampliamente en los trópicos y es uno de los ecosistemas más fragmentados en el planeta debido a sus condiciones aptas para asentamientos humanos, prácticas agrícolas y de pastoreo. En México, a pesar de ser considerado un ecosistema de gran importancia geográfica, biológica y socioeconómica, el ~73% de su extensión ha sido deforestada, resultando en una disminución de cobertura en estado maduro dentro del país. El BTS se caracteriza por depender de la disponibilidad de agua, causando estacionalidad y variabilidad en la dinámica funcional del ecosistema. Desde una perspectiva ecológica estos bosques han recibido poca atención, en lo concerniente a aspectos funcionales los estudios realizados son escasos. En este trabajo, se da a conocer la variabilidad de la producción primaria neta (NEP) a través del intercambio neto de CO₂ (NEE) y sus componentes (respiración y productividad gruesa), en respuesta a la entrada y disponibilidad de agua en el ecosistema, a través de la técnica de covarianza de vórtices, en un BTS maduro. El NEE acumulado fue -100.8 g C m⁻² (sumidero), la respiración fue de 1 453.4 y la productividad de 1 554.21 g C m⁻², y la evapotranspiración total de 765.64 mm con una precipitación total de 579.8 mm. Los procesos de respiración y asimilación fueron sensibles a la distribución y cantidad de precipitación durante el año, resultando en un NEE negativo aun cuando la precipitación total fue por debajo del promedio histórico. En conclusión, el BTS maduro se comportó como un sumidero de carbono.

Palabras clave: *biogeociencias; intercambio neto del ecosistema; respiración del ecosistema; productividad primaria bruta; covarianza de vórtices.*

Abstract

The tropical dry forest (TDF) is a widely distributed land cover type in the tropics, is one of the most threatened ecosystems in the world due to its conditions for human settlements, intensive cultivation or by conversion to pasture for cattle. In Mexico, despite being considered an ecosystem of geographic, biological and socioeconomic importance, ~73% of its extension has been deforested, resulting in a decrease in the mature vegetation within the country. The functional dynamics of the TDF depends on the water availability, causing seasonality and variability in the carbon cycle within the ecosystem. From an ecological perspective, these forests have received enough attention, however studies about functional aspects are scarce. In this work we describe the variability in the net ecosystem production (NEP) through measurements of the net ecosystem exchange of CO₂ (NEE) and its components (respiration and productivity), in response to water availability, though the technique of eddy covariance in a mature TDF. The cumulative NEE was -100.8 g C m⁻² (net sink), respiration was 1 453.4 and the productivity was 1 554.21 g C m⁻². Total evapotranspiration was 765.64 mm with a total precipitation of 579.8 mm. The respiration and assimilation processes were sensitive to the distribution and amount of precipitation through the seasons, resulting in an annual negative NEE with the total precipitation below the historical average.

Key words: *biogeosciences; net ecosystem exchange; ecosystem respiration; gross primary production; eddy covariance.*

Introducción

El bosque tropical seco (BTS) es un ecosistema estacional con amplia extensión en el trópico. En América, se encuentra más del 50% de la cobertura global, y se distribuye desde México (con 38% de la extensión en el continente) hasta Argentina y el Caribe (Pennington *et al.*, 2009; Linares-Palomino *et al.*, 2011). El BTS es uno de los ecosistemas tropicales más perturbados y deforestados en el planeta para el desarrollo de actividades agrícolas y pecuarias (Miles *et al.*, 2006, Trejo and Dirzo, 2000) y solo en algunos países permanece el 10% en su extensión original (García *et al.*, 2014). En México, la condición del BTS varía desde áreas de cultivo, áreas abandonadas con diferente estado de sucesión y bosques con vegetación madura (Alvarez-Yepiz *et al.*, 2008).

El BTS maduro se caracteriza por tener gran biodiversidad y alto endemismo (Murphy and Lugo 1989), entre los servicios ecosistémicos más importantes que ofrece, es la provisión de recursos como plantas medicinales y combustibles, reciclaje de agua (Maass *et al.*, 2005), el mantenimiento de la fertilidad del suelo a través de una capa densa de hojarasca e inmovilización de nutrientes por microorganismos en temporada seca, y la regulación del clima a diferentes escalas. Si el BTS maduro es transformado los servicios se restringen, por ejemplo, hay pérdida de nutrientes, y cambios en el albedo que pueden modificar los flujos de calor latente y sensible, por consecuencia modificar los stocks de energía y agua en el ecosistema, así como su función de reservorio de carbono (Maass *et al.*, 2005)

Recientemente el BTS ha sido reconocido como un reservorio importante de carbono (Cao *et al.*, 2017; Jaramillo *et al.*, 2003 y 2010; Martínez-Yrizar *et al.*, 2000) y como potencial sumidero de CO₂ atmosférico (García *et al.*, 2017; Perez-Ruiz *et al.*, 2010; Verduzco *et al.*, 2015). El principal control de los procesos ecosistémicos que ocurren en ecosistemas estacionales como el BTS es la disponibilidad de agua, así como la intensidad y distribución de los eventos de precipitación (Collins *et al.*, 2014). En el noroeste de México y suroeste de Estados Unidos ocurre el monzón de Norte América, un pronunciado incremento en la precipitación durante el verano (Julio-Septiembre) (Gochis *et al.*, 2006). Bajo una perspectiva de cambio climático sugiere que las condiciones de inviernos más secos y veranos con lluvias más intensas favorecerán asimilación de CO₂ para Sonora Robles-Morua *et al.* (2015).

Una medida del balance de carbono es la producción neta del ecosistema (NEP, por sus siglas en ingles), que expresa el balance entre la asimilación de CO₂ a través de la fotosíntesis o productividad primaria bruta (GPP) y el retorno a la atmosfera a través de la respiración de plantas y organismos llamada respiración ecosistémica (Reco) (Chapin *et al.*, 2011). En ecosistemas estacionales la variabilidad temporal y espacial, así como frecuencia y distribución de pulsos de precipitación afectan significativamente a los ciclos del carbono y nutrientes en el suelo (Yepez y Williams, 2009). Una métrica adecuada para medir el flujo de agua entre el suelo, vegetación y atmosfera es la evapotranspiración (ET) (Ponce-Campos *et al.*, 2013). Por lo tanto, el objetivo de este trabajo es describir la variabilidad de los procesos ecosistémicos de la NEP, sus componentes y la ET en un BTS maduro en respuesta a la precipitación estacional en el noroeste de México, con el fin el conocer su contribución al ciclo del carbono desde una perspectiva funcional.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El área de estudio está ubicada en la Sierra de Álamos, al sur del estado de Sonora (Figura 1). El área está dentro de los límites de dos áreas naturales protegidas, la reserva Monte Mojino, misma que está dentro del área natural protegida para la flora y fauna Sierra de Álamos - Rio Cuchujaqui. La

precipitación media histórica es de ~ 732 mm (Estación de Minas nuevas, CONAGUA), con temperaturas medias entre los 18° y 24° C. Se presenta una estación seca de ~ 7 meses (Noviembre-Mayo) y una estación húmeda de ~ 5 meses (Junio-Octubre) durante el año. Los meses donde se presenta el mayor porcentaje de precipitación son julio, agosto y septiembre, y con menor porcentaje en abril y mayo. La especies de mayor importancia relativa de un bosque maduro en Álamos, son *Lysiloma divaricatum*, *Craton flavescens*, (Greenm) *Croton lindquistii*, *Pachycereus pecten-aboriginum* y *Acacia cochliacantha* (Alvarez-Yepiz *et al.*, 2008).



Figura 1 Con línea gris se delimita la cuenca del río Cuchujaqui. El área delimitada con color rojo pertenece al Área natural protegida de flora y fauna Sierra de Álamos- Río Cuchujaqui. Con color azul se señala el área que pertenece a la reserva Monte Mojino de Naturaleza y Cultura Internacional, comprendida por varios predios, El sitio de estudio se encuentra dentro del predio El Guayabo delimitado con color rosa, el punto rojo (OG) señala la ubicación del bosque maduro. a) Fotografía del bosque maduro en el verano, b) Fotografía donde se muestra la estación para medir los flujos de carbono y agua, así como la meteorología.

Mediciones de intercambio de CO_2 y agua entre el ecosistema y la atmósfera

Se implementó la técnica de covarianza de vórtices (EC) (Aubinet *et al.*, 2012) en una torre con 15 m de altura durante 2017. El arreglo de EC instalado está formado por un anemómetro sónico tridimensional (Windmaster anemometer, Gill) y un analizador de gases infrarrojo (LI 7550A, Li-cor Inc). La frecuencia de muestreo fue de 10Hz, y los flujos calculados en intervalos de 30 min. El vapor de agua y las concentraciones de CO_2 , temperatura del aire y velocidades de viento fueron utilizadas para calcular el calor latente (LE , Wm^{-2}), o evapotranspiración, (ET , mm), calor sensible (H) y el intercambio neto del ecosistema (NEE). En el caso del NEE , los valores positivos representan liberación de CO_2 hacia la atmósfera como un periodo de respiración dominante y los valores negativos representan un periodo de asimilación de CO_2 por fotosíntesis dominante, el NEE es generalmente igual a la producción neta del ecosistema NEP pero con signo negativo.

$$NEE = GPP - Reco \quad (1)$$

$$NEE = - NEP \quad (2)$$

En paralelo a las mediciones de flujos de CO_2 y agua, la torre está equipada con sensores para monitorear variables ambientales como la precipitación, temperatura del aire, humedad relativa, radiación neta, radiación solar, albedo, y flujo de calor en el suelo.

Dos de las bases teóricas importantes que tiene la técnica de EC, es que el terreno es horizontal y uniforme y que el flujo turbulento es el principal método de intercambio de gases entre el ecosistema y la atmósfera.

El sitio de estudio es un terreno complejo y con pendiente que no cumple con ser horizontal y uniforme, por lo tanto, para calcular los flujos se utilizó la corrección de planar fit (Wilczak *et al.*, 2001), con la intención de ajustar las mediciones a un plano y rotar los ángulos de los vectores de viento, con el fin de disminuir el transporte vertical cuando difiere de cero. Durante la noche, cuando la estratificación es estable y hay baja turbulencia, el método de EC puede atraer incertidumbre a las estimaciones de flujos y subestimar la respiración. El coeficiente de velocidad de fricción u^* es un método de control de calidad de la estimación de flujos, con coeficientes bajos, la calidad es deficiente. Se estableció un límite de velocidad de fricción específico para el sitio de 0.18, cuando NEE dejó de ser dependiente de u^* , por lo tanto todos los datos por bajo del límite establecido se rechazaron.

Debido a las condiciones ambientales, como eventos de lluvia o baja turbulencia y en algunos casos problemas técnicos, es normal encontrar huecos en las bases de datos, para rellenarlas se utilizó el método de *gap filling* propuesto por Reichstein *et al.* (2005). Posteriormente con las bases de datos completas se estimó la contribución de los procesos de Reco y GPP al NEE, con base a lo propuesto por Reichstein *et al.* (2005) para determinar la respiración durante la noche, al establecer una relación con la temperatura y esto extrapolarlo al día.

Resultados y Discusión

Variabilidad de los flujos de carbono y agua

En la Figura 2 se observan las series de tiempo de NEE y ET durante el año 2017. La tendencia estacional muestra en el verano (DoY 190-280) un periodo de asimilación dominante, debido a la temporada de lluvias y el reverdecimiento de las plantas. En algunos días el periodo de respiración dominante es mayor debido a que los valores positivos de NEE en la noche son muy altos en comparación con los registrados durante el día cuando hubo fotosíntesis.

Durante el invierno y la primavera, se observan valores positivos de NEE en respuesta a la lluvia. En temporada de secas (Noviembre-Mayo) cuando la hojas de la mayoría de plantas, a excepción de las perenes, los pulsos de agua controlan los procesos biogeoquímicos en el suelo, resultando en una respuesta casi inmediata de los microorganismos al mineralizar el C y N acumulados durante la sequía (Austin *et al.*, 2004), modificando el balance de NEE en el día.

Durante la primavera (abril-mayo, DoY 100-170) se observa una ligera tendencia de asimilación dominante y la ET durante ese periodo se observa por arriba del cero, posiblemente debido a humedad residual en el suelo que permitió que las plantas no se encontraron estresadas para cerrar completamente sus estomas (Novick *et al.*, 2016). Otra explicación para este comportamiento es la contribución de las especies que mantienen sus hojas aun en la temporada de secas (García *et al.*, 2017), como en el caso del Tepehuaje (*Lyisiloma watsonii*) y el arbusto San Jaunico (*Jacquinia pungens*).

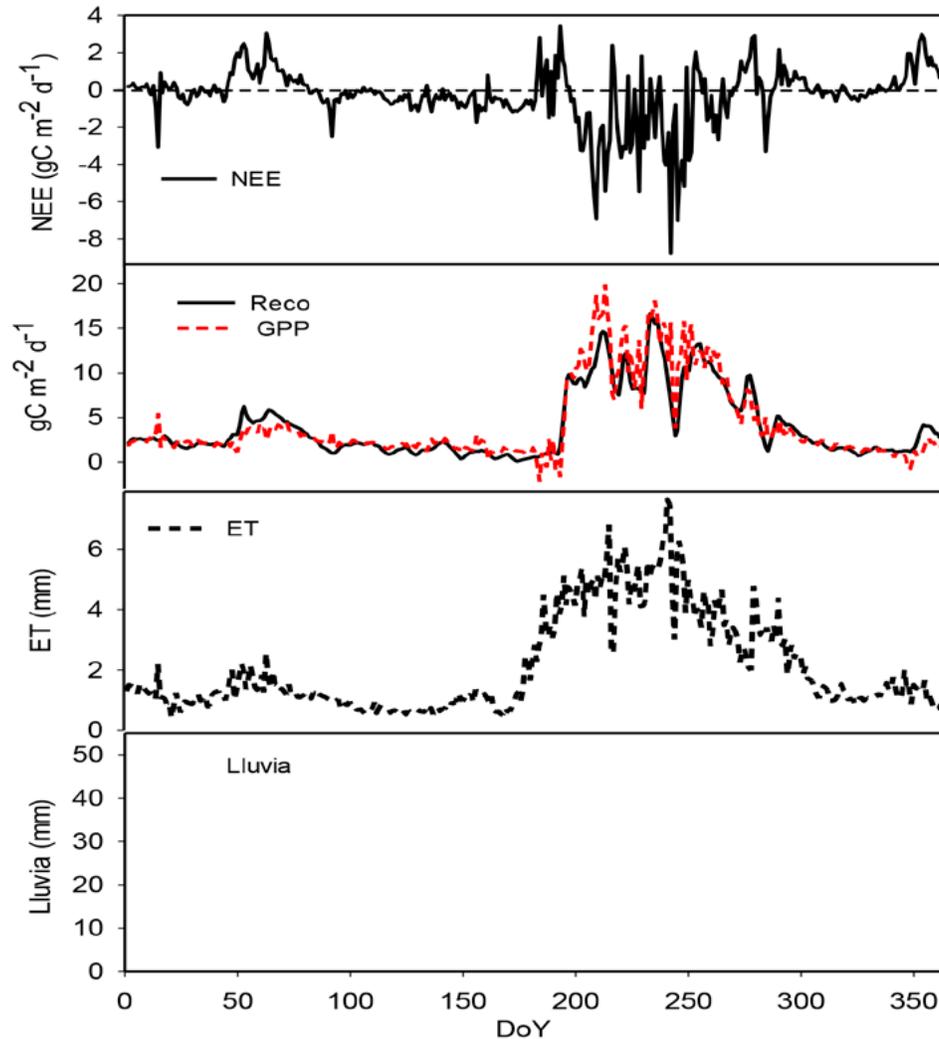


Figura 2 Series de tiempo de NEE, Reco, GPP, ET y lluvia consecutivamente durante todo el año 2017.

Variaciones diurnas de los flujos de carbono y agua por estación

Las magnitudes de NEE durante el día y la noche van desde los $4 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ hasta los $-4 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Durante el día el NEE alcanza su pico máximo de asimilación dominante entre las 10:00 a las 15:00 hr, durante la noche el NEE positivo (respiración) se mantiene relativamente continuo, no presentando diferencias entre horas, pero sí entre meses. La ET durante la primavera e invierno se mantuvo por debajo de los 3 mm. En el verano, al presentarse las lluvias monzonales, la magnitud del NEE alcanza su pico máximo cerca de $-30 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ y la ET a poco menos de 15 mm durante las horas de mayor actividad.

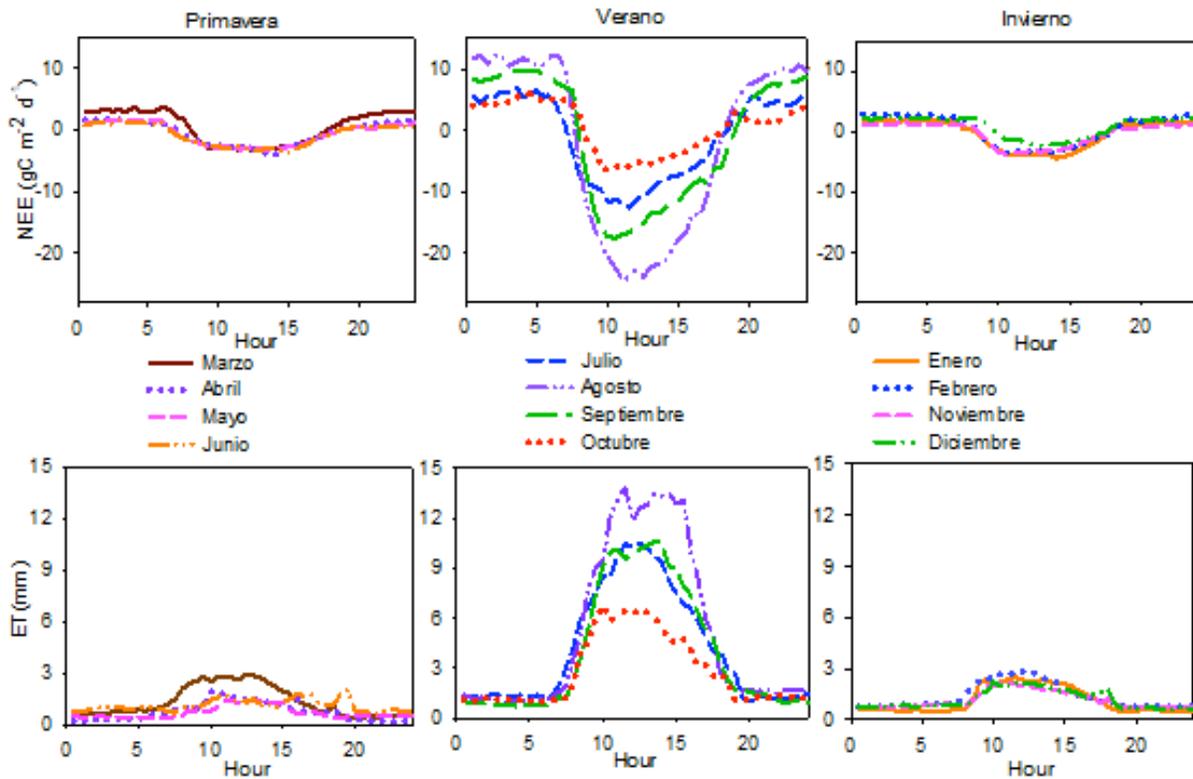


Figura 3 Variaciones diurnas de los flujos de carbono y agua durante primavera, verano e invierno

La suma anual del intercambio neto de CO₂ del ecosistema resulto negativa, indicando que el BTS maduro, durante 2017, se comportó como sumidero de carbono (Cuadro 1). En 2017 la precipitación total fue menor que el promedio histórico con 579.8 mm, y la ET fue mayor que la precipitación por más de 100 mm. Verduzco *et al.* (2015) encontraron un cambio en la función de un BTS secundario de fuente a sumidero cuando la precipitación supera un umbral de ~350-400 mm.

El patrón de intercambio de C en 2017 para un BTS maduro en la sierra de Alamos Sonora fue similar a lo observado en Perez-Ruiz *et al.* (2010 y Verduzco *et al.* (2015) en un BTS secundario en la misma ecorregión y que un BTS en la península de Yucatan (Uuh-Sonda *et al.*, 2018), sin embargo, para este mismo año magnitudes de los flujos fueron distintas entre el BTS de Sonora y Yucatan (Figura 2, Cuadro 1).

Cuadro 1. Sumas y promedios anuales de flujos de carbono y agua.

| | NEE (g C m ⁻²) | Reco (g C m ⁻²) | GPP (g C m ⁻²) | ET (mm) | PPT (mm) |
|---------------|----------------------------|-----------------------------|----------------------------|---------|----------|
| Bosque Maduro | -100.80 | 1453.40 | 1554.21 | 765.64 | 579.8 |

Conclusiones

Los procesos ecosistémicos que modulan el balance de carbono anual de un BTS maduro en el noroeste de México, están controlados por la distribución de la lluvia. Las magnitudes de los flujos de Reco y GPP fueron altos pero similares en tendencia y magnitud, lo que resulto en una ganancia neta de C durante 2017 en este ecosistema.

La función de este ecosistema como fuente o sumidero de carbono depende de la distribución y frecuencia de la lluvia, y a la capacidad de las plantas y microorganismos de utilizar la disponibilidad de humedad y recursos para su descomposición. Por lo tanto, las características de bosque maduro como,

la acumulación de biomasa en el suelo ó la composición de especies perenes, en respuesta a la precipitación estacional tienen una importancia relativa alta como control en el ciclo del C en este ecosistema.

En México, el BTS es de gran importancia geográfica, biológica y socioeconómica. Direcciones futuras de este estudio intentan conocer la contribución del BTS al ciclo global del carbono, así como su respuesta ante el clima cambiante y la presión antropogénica. A la par de este sitio se están realizando mediciones continuas de flujos de carbono, agua y energía en dos sitios con sucesión secundaria de BTS con diferente edad de recuperación. Además de que este tipo de monitoreo funcional sistemático es útil para establecer estrategias de manejo y conservación del BTS en México.

Agradecimientos

Agradecemos al equipo de trabajo en campo MC. Masuly Vega, Ing. Guillermo. Al Conacyt por apoyo económico con la beca de posgrado 278991 y por el financiamiento al proyecto CB-2013-01: 221014, al Dr. Robles-Morua y Dr. Zulia Sanchez por apoyo en trabajo de gabinete.

Literatura citada

- Aubinet M., T. Vesala and D. Papale (eds.). 2012. *Eddy Covariance: A Practical Guide to Measurement and Data Analysis*. Springer Netherlands 438 p. DOI:10.1007/978-94-007-2351-1
- Álvarez-Yépiz, J. C., A. Martínez-Yrizar, A. Búrquez and C. Lindquist. 2008. Variation in vegetation structure and soil properties related to land use history of old-growth and secondary tropical dry forests in northwestern Mexico. *Forest Ecology and Management*, 256:355-366 doi.org/10.1016/j.foreco.2008.04.049.
- Cao, S., G. A. Sanchez-Azofeifa, S. M. Duran and S. Calvo-Rodriguez. 2016. Estimation of aboveground net primary productivity in secondary tropical dry forests using the Carnegie-Ames-Stanford approach (CASA) model. *Environmental Research Letters*, 11:075004 DOI: 10.1088/1748-9326/11/7/075004.
- Chapin III, F. S., P. A. Matson and P. M. Vitousek. 2011. *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*. Springer-Verlag New York. New York. 529 p.
- Collins, S. L., J. Belnap, N. B. Grimm, J. A. Rudgers, C. N. Dahm, P. D'Odorico, M. Litvak, D. O. Natvig, D. C. Peters, W.T. Pockman, B.O. Wolf and R. L. Sinsabaugh. 2014. A multiscale, hierarchical model of pulse dynamics in arid-land ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 45:397-419.
- García, A. G., C. M. Di Bella, J. Houspanossian, P. N. Magliano, E. G. Jobbágy, G. Posse, R. J. Fernández and M. D. Noretto. 2017. Patterns and controls of carbon dioxide and water vapor fluxes in a dry forest of central Argentina. *Agricultural and Forest Meteorology* 247:520-532.
- Gochis, D. J., L. Brito-Castillo and W. J. Shuttleworth. 2006. Hydroclimatology of the North American Monsoon region in northwest Mexico. *Journal of Hydrology* 316:53-70.
- Huxman, T. E., K. A. Snyder, D. Tissue, A. J. Leffler, K. Ogle, W. T. Pockman, D. R. Sandquist, D. Potts and S. Schwinning. 2004. Precipitation pulses and carbon fluxes in semiarid and arid ecosystems. *Oecologia* 141:254-268.
- Jaramillo, V., F. García-Oliva and A. Martínez-Yrizar. 2010. La selva seca y las perturbaciones antrópicas en un contexto funcional. *Diversidad, Amenazas y Áreas Prioritarias para la Conservación de las Selvas Secas del Pacífico de México* 235-250.
- Linares-Palomino, R., A. T. Oliveira-Filho and R. T. Pennington. 2011. Neotropical seasonally dry forests: diversity, endemism, and biogeography of woody plants. In *Seasonally Dry Tropical Forests*. pp. 3-21. In: Ceballos, G., L. Martínez, A. García, E. Espinoza, E. Bezaury-Creel and R. Dirzo (eds.). *Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México*. Fondo de Cultura Económica y CONABIO. México.
- Maass J. M., A. Búrquez, I. Trejo, D. Valenzuela, M. A. González, M. Rodríguez y H. Arias. 2010. Amenazas. pp. 321-346. In: Ceballos, G., L. Martínez, A. García, E. Espinoza, J. Bezaury-Creel y R. Dirzo (eds.). *Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las Selvas Secas del Pacífico de México*. Fondo de Cultura Económica. México. 594 p.
- Martínez-Yrizar, A., Búrquez and M. Maass. 2000. Structure and functioning of tropical deciduous forest in western Mexico. pp. 19-35. In: Robichaux, R. and D. Yetman (eds.). *Tropical Deciduous Forests of Southern Sonora, Mexico: ecology and conservation of a threatened ecosystem*. The University of Arizona. Tucson, Arizona.
- Novick, K. A., D. L. Ficklin, P. C. Stoy, C. A. Williams, G. Bohrer, A. C. Oishi, S. A. Papuga, P. D. Blanken, A. Noormets, B. N. Sulman, R. L. Scott, L. Wang and R. P. Phillips. 2016. The increasing importance of atmospheric demand for ecosystem water and carbon fluxes. *Nature Climate Change* 6:1023-1027.
- Pennington, R. T., M. Lavin and A. Oliveira-Filho. 2009. Woody plant diversity, evolution, and ecology in the tropics: perspectives from seasonally dry tropical forests. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 40:437-457.
- Perez-Ruiz, E. R., J. Garatuzza-Payan, C. J. Watts, J. C. Rodriguez, E. A. Yopez and R. L. Scott. 2010. Carbon dioxide and water vapour exchange in a tropical dry forest as influenced by the North American Monsoon System (NAMS). *Journal of Arid Environments* 74: 556-563.



- Ponce-Campos, G. E., M. S. Moran, A. Huete, Y. Zhang, C. Bresloff, T. E. Huxman, D. Eamus, D. D. Bosch, A. R. Buda, S. A. Gunter, T. Heartsill-Scalley, S. G. Kitchen, M. P. McClaran, W. H. McNab, D. S. Montoya, J. A. Morgan, D. P. C. Peters, E. J. Sadler, M. S. Seyfried and P. J. Starks. 2013. Ecosystem resilience despite large-scale altered hydroclimatic conditions. *Nature* 494:349-352.
- Potts, D. L., T. E. Huxman, B. J. Enquist, J. F. Weltzin and D. G. Williams. 2006. Resilience and resistance of ecosystem functional response to a precipitation pulse in a semi-arid grassland. *Journal of Ecology* 94:23-30.
- Reichstein, M., E. Falge, D. Baldocchi, D. Papale, M. Aubinet, P. Berbigier, C. Bernhofer, N. Buchmann, T. Gilmanov, A. Granier, T. Grünwald, K. Havránková, H. Ilvesniemi, D. Janous, A. Knohl, T. Laurila, A. Lohila, D. Loustau, G. Matteucci, T. Meyers, F. Miglietta, J. M. Ourcival, J. Pumpanen, S. Rambal, E. Rotenberg, M. Sanz, J. Tenhunen, G. Seufert, F. Vaccari, T. Vesala, D. Yakir and R. Valentini. 2005. On the separation of net ecosystem exchange into assimilation and ecosystem respiration: review and improved algorithm. *Global Change Biology* 11:1424-1439.
- Robles-Morua, A., D. Che, A. S. Mayer and E. R. Vivoni. 2015. Hydrological assessment of proposed reservoirs in the Sonora River Basin, Mexico, under historical and future climate scenarios. *Hydrological Sciences Journal* 60:50-66.
- Uuh-Sonda, J. M., B. Figueroa-Espinoza, M. P. Gómez-Nicolás, H. A. Gutiérrez-Jurado y L. A. Méndez-Barroso. 2018 Variación estacional de los flujos de Carbono y Agua sobre la Selva Baja Caducifolia Yucateca en la Reserva Estatal "El Palmar" Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2018.
- Verduzco, V. S., J. Garatuza-Payán, E. A. Yépez, C. J. Watts, J. C. Rodríguez, A. Robles-Morua and E. R. Vivoni. 2015. Variations of net ecosystem production due to seasonal precipitation differences in a tropical dry forest of northwest Mexico. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 120:2081-2094.
- Yepez, E. A. and D. G. Williams. 2009. Precipitation pulses and ecosystem carbon and water exchange in arid and semiarid environments. pp. 337-361. *In: De la Barrera, E. and W. Smith (eds.). Perspectives in Biophysical Plant Ecophysiology: A Tribute to Park S. Nobel.* Universidad Nacional Autónoma de México. México.
- Robles-Morua, A., Che, D., Mayer, A. S., & Vivoni, E. R. (2015). Hydrological assessment of proposed reservoirs in the Sonora River Basin, Mexico, under historical and future climate scenarios. *Hydrological Sciences Journal*, 60(1), 50-66.
- Uuh-Sonda J.M., Figueroa-Espinoza B, Gómez-Nicolás M. P., Gutiérrez-Jurado H.A., Méndez-Barroso L. A., 2018 Variación estacional de los flujos de Carbono y Agua sobre la Selva Baja Caducifolia Yucateca en la Reserva Estatal "El Palmar" Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2018 Este Volumen
- Verduzco, V. S., Garatuza-Payán, J., Yépez, E. A., Watts, C. J., Rodríguez, J. C., Robles-Morua, A., & Vivoni, E. R. (2015). Variations of net ecosystem production due to seasonal precipitation differences in a tropical dry forest of northwest Mexico. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 120(10), 2081-2094.
- Yepez E.A., Williams D.G., 2009. Precipitation pulses and ecosystem carbon and water exchange in arid and semiarid environments. *In: De la Barrera E. and Smith W. (eds.) Biophysical Plant Ecology: Perspectives and Trends.* Universidad Nacional Autónoma de México.

1.9 Los agroecosistemas ¿funcionan como sumidero de carbono?

Rodríguez J. C.¹; Saiz-Rodríguez J. A.²; Lizárraga-Celaya C.¹; López-Avendaño J. E.³; Yopez-González E.⁴; Ochoa-Meza A.¹; Rodríguez-Casas J.¹; Paz-Pellat F.⁵ y Watts-Thorp C.¹

¹Universidad de Sonora. Luis Encinas y Rosales S/N, CP 83000, Hermosillo, Sonora.

²Postgrado en Ciencias e Ingeniería, Instituto de Ingeniería, UABC, CP 21280, Mexicali, México.

³Facultad de Agronomía, Universidad Autónoma de Sinaloa, CP 80000, Culiacán, Sinaloa.

⁴D. de Ciencias del Agua y Medio Ambiente, Instituto Tecnológico de Sonora, CP 85000, Cd. Obregón, Sonora.

⁵Colegio de Postgraduados, Texcoco, Estado de México, México.

Autor para correspondencia: jcrodr@guayacan.uson.mx

Resumen

El incremento en la concentración de los GEI es considerado con el principal fenómeno antropogénico y responsable del calentamiento global. El incremento en la cobertura vegetal en el planeta puede contribuir a reducir las concentraciones de los gases en la atmósfera. Los cultivos perennes pueden ser una buena alternativa para el secuestro de carbono atmosférico. En este sentido en la parte árida de Sonora se realizan mediciones mediante la técnica de Covarianza de Vórtices para obtener los flujos de carbono sobre cultivos perennes (nogal pecanero, uva de mesa y esparrago). En resultados preliminares se observa que el nogal pecanero durante 2017 acumulo 510 g de hojarasca y secuestro 1 005 g C m⁻². Por lo anterior, debe considerarse los cultivos perennes como una alternativa en la lucha contra el calentamiento global.

Palabras clave: *covarianza de vórtices; nogal pecanero; hojarasca; índices de vegetación.*

Abstract

The increase in GHG concentration is considered to be the main anthropogenic phenomenon responsible for global warming. The increase in plant cover on the planet can contribute to reducing the concentrations of gases in the atmosphere. Perennial crops can be a good alternative for sequestering atmospheric carbon. In this sense, in the arid part of Sonora, measurements are made using the Eddy Covariance technique to obtain the carbon fluxes on perennial crops (pecan nut, table grape and asparagus). In preliminary results it is observed that the pecan tree during 2017 accumulated 510 g of leaf litter and sequestered 1 005 g C m⁻². Therefore, perennial crops should be considered as an alternative in the fight against global warming.

Key words: *eddy covariance; pecans; litterfall; vegetation index.*

Introducción

El cambio climático se está transformado en los mayores desafíos que debe enfrentar la humanidad. La propia acción humana es asentada como la causa del calentamiento global. El Grupo Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático (IPCC), indica que “la influencia humana en el sistema climático es clara y va en aumento, y sus impactos se observan en todos los continentes” (IPCC, 2013).

En Chile y México, así como en otras regiones, un aumento de la temperatura de entre 0.5 a 1.5 °C y la disminución de precipitaciones entre 5 y 15% son los escenarios de mayor probabilidad hacia el año 2030, intensificándose en años sucesivos ocasionando pérdida de biodiversidad, reducción del recurso hídrico, aumento en la demanda atmosférica, desplazamiento de cultivo, desertificación, entre otros

(MMA, 2016). La desertificación, progresiva degradación de los suelos y déficit de agua, se encuentra entre los efectos críticos en ambos países, exacerbándose en las regiones áridas. La agricultura es el principal agente de cambio, cubre ~ 12% de la superficie libre de hielo y ha transformado la vegetación nativa en ~ 15 millones de km² en agricultura y 28 millones km² en pastizales (Ramankutty *et al.*, 2008). Estos impactos son globales y han sido principalmente en la emisión o secuestro de metano, dióxido de carbono y óxido nitroso como Gases Efecto Invernadero (GEI), Carlisle *et al.* (2010). Estudios realizados sobre secuestro/emisión de GEI, especialmente en carbono en cultivos anuales han observado que su comportamiento es como fuente en pequeñas cantidades, Aubinet *et al.* (2009) y Buysee *et al.* (2017); sin embargo, en el caso de cultivos perennes Abalos *et al.* (2016) considera que estos pueden ofrecer una amplia gama de servicios ecosistémicos. Entre estos pueden enumerarse su larga estación de crecimiento anual y longevidad, fijación de carbono, captación de nutrientes y agua, y mitigar las emisiones de óxido nitroso entre otros. Aunque existe evidencia que estos servicios son fuertemente impactados por el manejo agronómico y las variables ambientales como la temperatura (Carlisle *et al.*, 2010).

Sonora es el tercer estado con mayor ingreso por productos agrícolas y de estos, la vid, el nogal y el espárrago contribuyen con el 32% de los ingresos con solo el 8% de superficie cultivada bajo riego. SIAP (2016), pero a su vez requieren anualmente importantes láminas de riego para su desarrollo (Fimbres y Lizárraga, 2009; Rodríguez *et al.*, 2010).

En este sentido, ha sido planteada una propuesta de evaluar la capacidad de fijar carbono por cultivos perennes como la vid, el nogal pecanero y espárrago; y analizar la eficiencia de uso de agua, a través de indicadores como la huella hídrica en la zona árida del noroeste de México. En este trabajo se presentan y discuten algunos resultados de nogal pecanero bajo un esquema de manejo por el productor en una primera etapa.

Materiales y Métodos

Área de estudio y variables ambientales

El estudio se está realizando en dos predios del distrito de riego (DR) 051 Costa de Hermosillo (Vid: 28.9177° -111.3096°, 2016; Nogal: 28.9240° -111.2996°, 2018) y un predio en el distrito de riego 037 valle de Caborca (Espárrago: 30.7068° - 112.2132°). Ambos DR se localizan en acuíferos sobreexplotados y presentan problemas de intrusión salina (Rangel *et al.*, 2003; Ojeda *et al.*, 2015), su precipitación anual menor a 250 mm y las temperaturas del aire extremas superiores a los 45 °C y heladas ocasionales en invierno. El nogal pecanero tiene un marco de plantación de 6 x 12 m (6m entre planta y 12 m entre líneas); mientras que la vid tiene un marco de plantación de 1.8 x 3.8 m (1.8 m entre plantas y 3.8 entre líneas).

Instrumentación y procesamiento de datos

Actualmente se encuentra instrumentado nogal pecanero y vid en la Costa de Hermosillo (Figura 1 y Cuadro 1). En el caso de nogal pecanero la torre fue instalada sobre una plantación de 18 años de edad en una superficie de 60 ha, con las variedades Western y Whichita en una proporción de 6:2 líneas; mientras que en la vid fue instalada en el centro de una parcela de 72 ha de variedades de perlette y flame. En ellos se observa el tipo de sensor, la variable medida y la elevación o profundidad según sea caso. Las mediciones de variables turbulentas se realizaron a 20 Hz en vid y a 10 Hz en nogal pecanero, usando en ambos casos el sistema GHG de LICOR, que almacena los datos a la frecuencia de medición, creando archivos cada 30 minutos. Los datos meteorológicos y del suelo fueron medidos a 0.1 Hz y almacenados como promedio cada 10 minutos. Los datos de las variables turbulentas, fueron procesados utilizando el programa EddyPro (Burba, 2013), a una frecuencia de 30 min., y el cálculo de

intercambio neto de carbono del ecosistema fue postprocesado en el sitio <http://www.bgc-jena.mpg.de/REddyProc/brew/REddyProc.rhtml> del Instituto Max Planck para biogeoquímica.

Finalmente, los datos de flujos de carbono y otras variables de interés, fueron sumados para obtener valores diarios y cada 16 días para comparar sus resultados con el producto de MODIS de índices de vegetación.

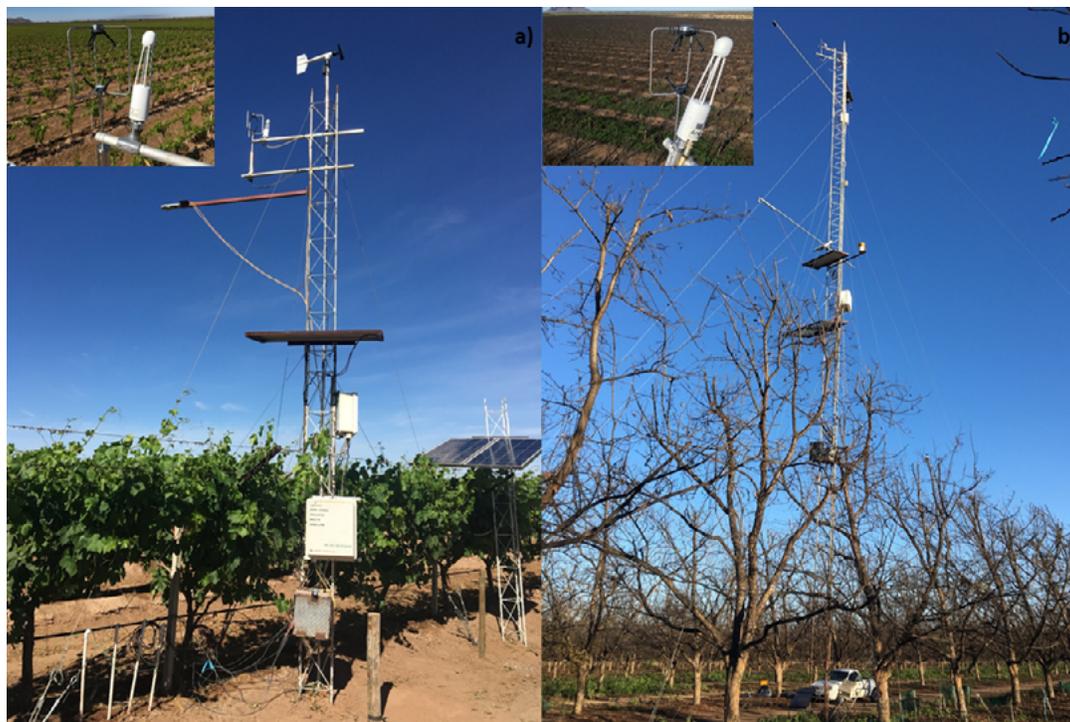


Figura 1. Instrumentación en Costa de Hermosillo; a) Vid, b) Nogal pecanero.

Mediciones adicionales semanales fueron realizadas usando la cámara LI8100 para respiración del suelo, potencial hídrico de tallos y hojas usando la cámara Scholander, y área foliar con el LI2200C. Asimismo, pruebas de uniformidad de riego y presiones en ambos cultivos, extracción de datos de índices de vegetación (VI: índice de la diferencia normalizada, NDVI; índice mejorado de la vegetación, EVI). Ambos VI de la plataforma de MODIS (<https://modis.ornl.gov/subsetdata>) a 250 m de resolución de píxel, a una frecuencia de 16 días.

Cuadro 1. Variables medidas y sensores instalados en nogal pecanero y vid en la Costa de Hermosillo.

| Variable | Sensor | Unidad | Cultivo | |
|-------------------------------------|--|------------------------|---------|------|
| | | | Nogal | Vid |
| Flujo de calor sensible (H) | Anemómetro sónico (GILL) | W/m ² | 21m | 6m |
| Flujo de calor latente (LE) | IRGA 7500RS (LICOR) y Anemómetro sónico (GILL) | W/m ² | 21m | 6m |
| Flujo de calor del suelo (G) | Placa | W/m ² | -0.10m | - |
| Flujo de carbono (CO ₂) | IRGA 7500RS (LICOR) y Anemómetro sónico (GILL) | μmol/m ² /s | 21m | 6m |
| Temperatura y humedad del aire | HMP 60, Vaisala | °C y % | 15m | 2.5m |

| Variable | Sensor | Unidad | Cultivo | |
|----------------------------------|---|--------------------------------|---------|--------|
| | | | Nogal | Vid |
| Velocidad y dirección del viento | Anemómetro sónico (GILL) | m/s y grados | 21m | 6m |
| Temperatura de la superficie | SI-121 (Apogge) | °C | 15m | - |
| Humedad de suelo | Hydra II, Stevens | m ³ /m ³ | -0.30m | -0.30m |
| Temperatura de suelo | Sonda T09, Campbellsci, Hydra II, Stevens | °C | -0.30m | -0.30m |
| Tensión de agua en el suelo | Watermark (Irrrometer) | Cbar | -0.30m | -0.30m |
| Precipitación | Pluviómetro (Texas Electronics) | mm | 12m | - |
| Riego | Pluviómetro (Texas Electronics) | mm | 0m | 0.4m |
| Percolación | | mm | -0.9m | -0.9m |
| Radiación neta | Radiómetro neto (Kipp and Zonen) | W/m ² | 19.2m | 19.2m |
| Radiación incidente | Radiómetro neto (Kipp and Zonen) | W/m ² | 19.2m | 19.2m |

Resultados y Discusión

La Figura 2 muestra la climatología del año 2017 en la huerta de nogal pecanero. En ella se observa la evolución de la temperatura media diaria, la cual se mantiene valores diarios por encima de los 20°C desde la primavera hasta finales del otoño, presentando un follaje activo. Lo que permite seguir fotosintetizando y almacenando energía después de su cosecha según Gardea *et al.* (2010), para continuar posteriormente un breve periodo de dormancia con el descenso de la temperatura durante cada otoño-invierno. En esta región el nogal requiere de 400 a 600 Horas Frío Efectivas (HFE) dependiendo de la variedad Grageda *et al.* (2013), las cuales en los últimos 5 años han sido bajas, por ejemplo en ciclo 2017-18, esta fue de 130 HFE. Esto obliga al productor a aplicar sustancias compensadoras para lograr una mejor uniformidad en la brotación e incrementar el rendimiento (Nuñez *et al.*, 2010). La precipitación media, ocasionalmente rebasa los 300 mm anuales y durante este año fue de 204 mm, la cual no es determinante en el manejo del agua, pero si puede tener consecuencias en el aumento de la humedad atmosférica e incrementar la germinación del fruto en el árbol.

La Figura 3 muestra el comportamiento cada 16 días del NDVI desde su plantación en el año 1999-2000 hasta el año 2017. En ella se observa como los valores mínimos anuales se han incrementado cada año, duplicándose este valor durante el periodo de análisis (0.14 en 2001 a 0.30 en 2017, ver Cuadro 1). Esto permite inferirse que la superficie continúa incorporando biomasa aérea y más residuos al suelo anualmente, y que la biota del suelo no está incorporando toda la hojarasca (0.510 kg/m² en 2017) a pesar de su importe fertigación anual (325 kg de nitrógeno y 1,897 mm de riego, 2017) y la precipitación. Esta importante cobertura del suelo por el follaje en pie o por la hojarasca, permiten al cultivo presentar bajo albedo durante el invierno (7%) y alto durante la primavera (15%), comportamiento similar al observado por Lizárraga-Celaya *et al.* (2010) para selvas bajas en la región del monzón de Norteamérica.

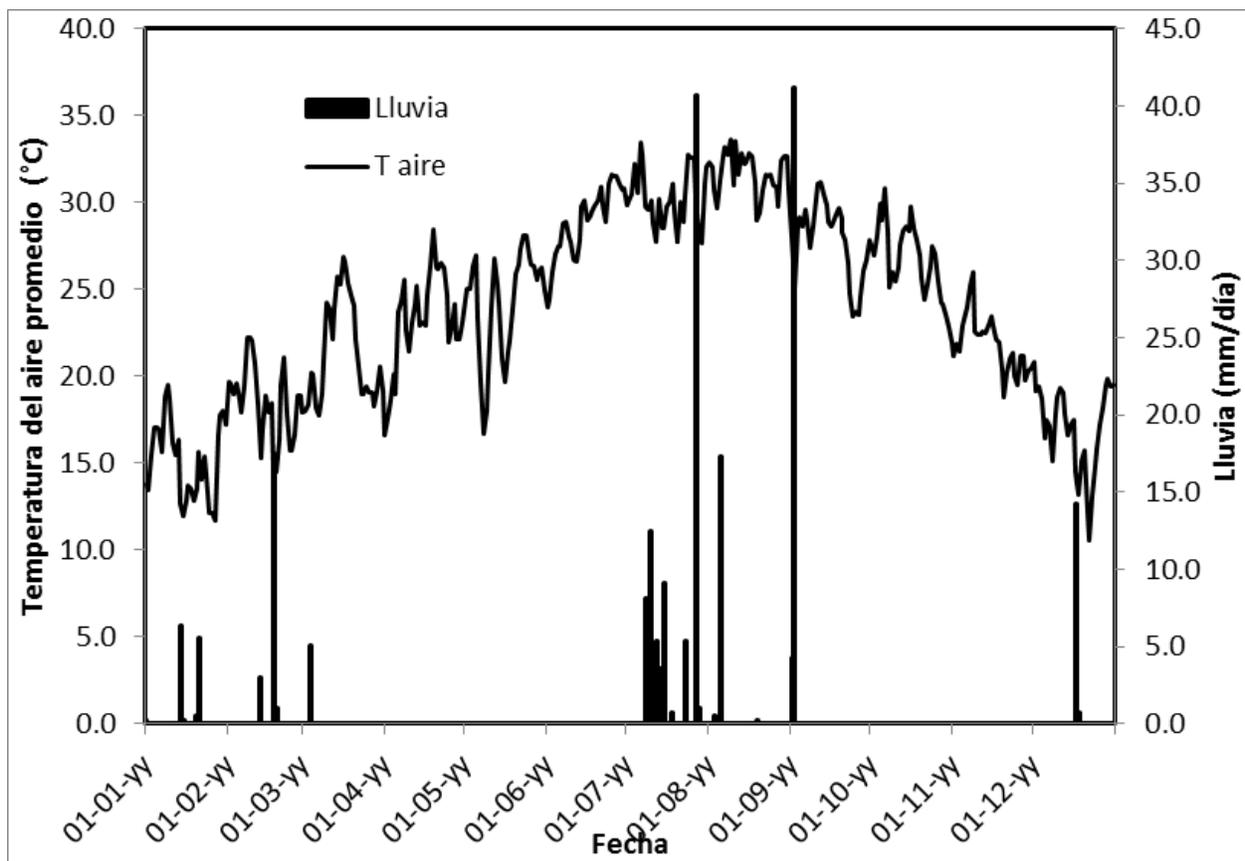


Figura 2. Climatología en Viñas de la Costa, 2017. Hermosillo Sonora, México.

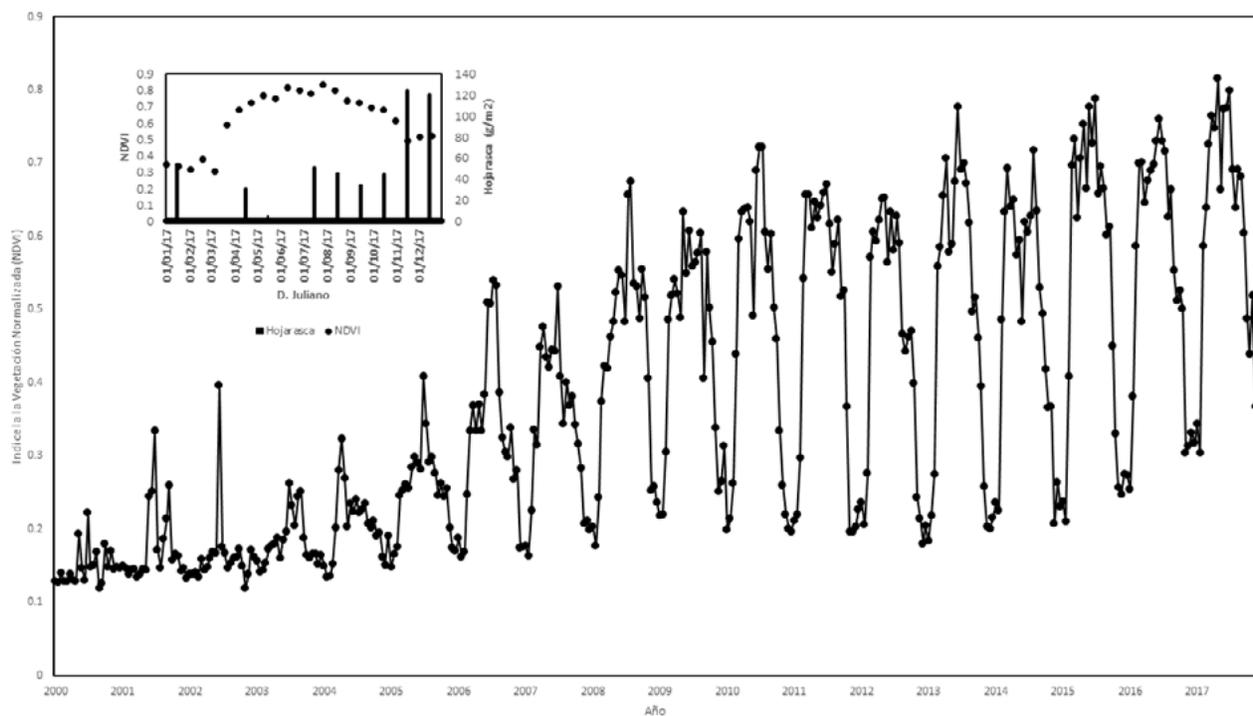


Figura 2. Comportamiento de NDVI en nogal pecanero predio Viñas, Costa de Hermosillo

Cuadro 1. Valores máximos y mínimos de NDVI, días julianos 65 y 193, Viñas de la Costa.

| Año | NDVI-mn | NDVI-mx |
|------|---------|---------|
| 2000 | 0.13 | 0.32 |
| 2001 | 0.14 | 0.35 |
| 2002 | 0.13 | 0.49 |
| 2003 | 0.14 | 0.32 |
| 2004 | 0.14 | 0.31 |
| 2005 | 0.16 | 0.41 |
| 2006 | 0.17 | 0.66 |
| 2007 | 0.17 | 0.48 |
| 2008 | 0.17 | 0.74 |
| 2009 | 0.23 | 0.64 |
| 2010 | 0.21 | 0.65 |
| 2011 | 0.22 | 0.71 |
| 2012 | 0.22 | 0.59 |
| 2013 | 0.22 | 0.71 |
| 2014 | 0.26 | 0.65 |
| 2015 | 0.34 | 0.78 |
| 2016 | 0.40 | 0.76 |
| 2017 | 0.30 | 0.77 |

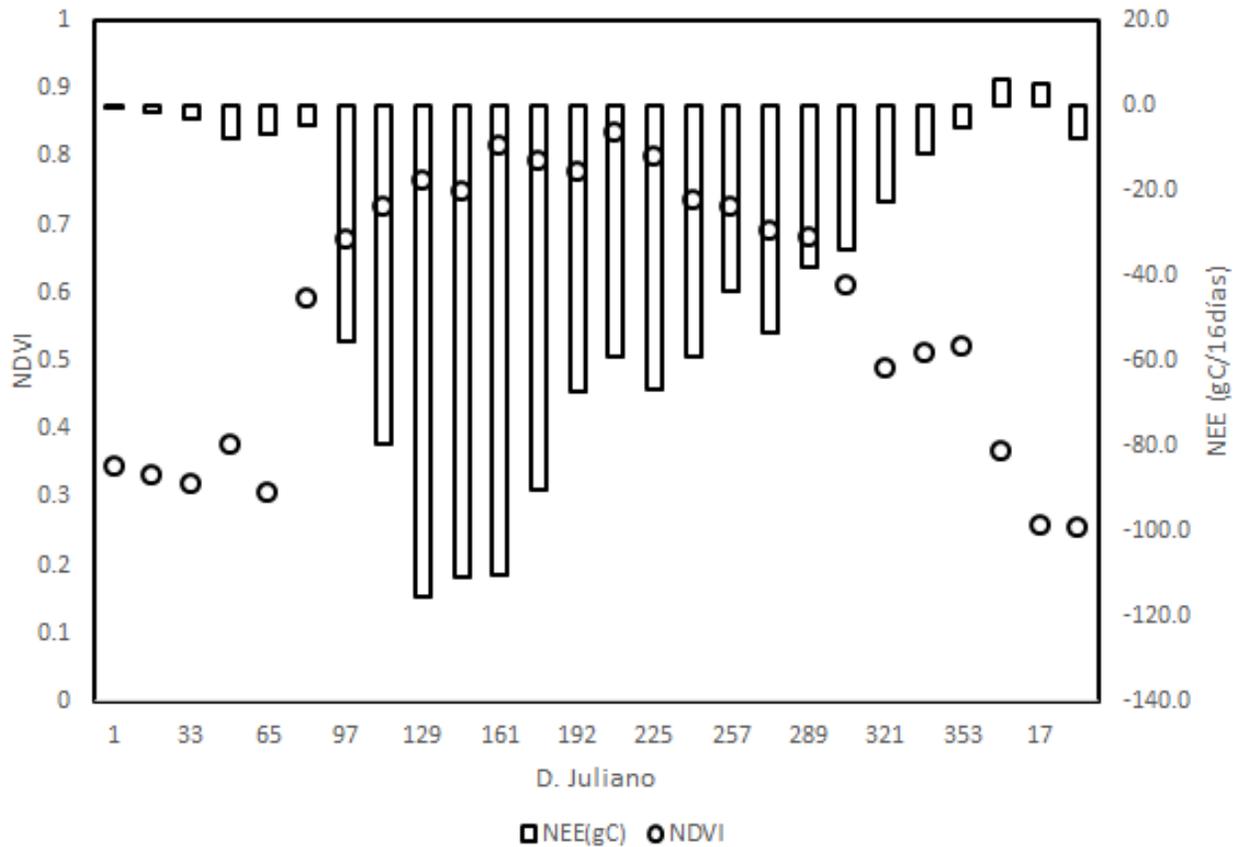


Figura 3. Intercambio neto de carbono (NEE) y NDVI, cada 16 días en huerta de nogal.

Conclusiones

La superficie agrícola (anuales, bianuales y perennes) ocupan alrededor del 12% de la superficie terrestre libre de hielo, y en el contexto del calentamiento global por el incremento en la concentración de GEI en la atmósfera, los cultivos perennes al igual que algunos tipos vegetación nativa tienen un potencial de secuestrar CO₂ atmosférico en su biomasa aérea y radicular. Por lo tanto, considerando que estos cultivos generalmente tienen una labranza baja o mínima, no expone de manera importante el carbono anualmente almacenado en el suelo. Entonces puede considerarse que el nogal pecanero al igual que otras perennes puede contribuir a secuestrar carbono, a pesar de su importante lámina de riego aplicada periódicamente para su desarrollo.

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el apoyo para la adquisición de infraestructura y becas a los estudiantes de los posgrados en Ciencias Agropecuarias de la UAS y en la UNISON al de Biociencias y Geología. Así como Fundación Produce Sonora, al productor de Viñas de la Costa y a su personal técnico.

Literatura citada

- Abalos D., S. Brown, A. Vanderzaag, R. Gordon, K. Dunfield and C. Wagner-Riddle. 2016. Micrometeorological measurements over 3 years reveal differences in N₂O emissions between annual and perennial crops. *Global Change Biology* 22:1244–1255.
- Aubinet M., T. Vesala and D. Papale (eds.). 2012. *Eddy Covariance: A Practical Guide to Measurement and Data Analysis*. Springer Netherlands 438 p. DOI:10.1007/978-94-007-2351-1.
- Biederman, J. A., R. L. Scott, T. W. Bell, D. R. Bowling, S. Dore, J. Garatuza-Payan, T. E. Kolb, P. Krishnan, D. J. Krofcheck, M. E. Litvak, G. E. Maurer, T. P. Meyers, W. C. Oechel, S. A. Papugai, G. E. Ponce-Campos, J. C. Rodriguez, R. Vargas, C. J. Watts, E. A. Yezpey, and M. L. Goulden. 2017. CO₂ exchange and evapotranspiration across dryland ecosystems of southwestern North America. *Global Change Biology* 23:4204–4221 doi:10.1111/gcb.13686. b.13686.
- Buyssea, P., B. Bodsonb, A. Debaqqa, A. De Ligne, B. Heinescha, T. Maniseb, C. Moureauxb and M. Aubinet 2017. Carbon budget measurement over 12 years at a crop production site in the silty-loam region in Belgium. *J. Agricultural Forest Meteorology* 246:241-255.
- Carlisle, E., D. Smart, L. E. Williams and M. Summers. 2010. California vineyard greenhouse Gas Emissions: Assessment of available literature and determination of research needs. California Sustainable Winegrowing Alliance.
- Fimbres-Fontes, A., y J. Lizarraga-Navarrete. 2009. Consumo de agua y nitrógeno en espárrago (*Asparagus officinalis* L.) de baja población de plantas con cintas de riego. *Revista agraria-nueva-epoca* 6:10-13.
- Gardea A. A., J. A. Orozco-Avitia y A. Romo-Chacón. 2010. Efecto del cambio climático en el cultivo de nogal pecanero. pp.45-46. *In*: Nuñez-Moreno, J. H., J. Grajeda-Grajeda, R. Sabori-Palma y L. A. Maldonado-Navarro (eds.). XI Simposio Internacional de nogal Pecanero 2010. INIFAP. Hermosillo, Sonora. 176 p.
- Grageda-Grageda, J., A. A. Fu-Castillo, B. Valdez-Rascon, J. H. Nuñez-Moreno, A. Jimenez-Lagunez, R. Sabori-Palma y E. Urias-García. 2013. El clima y la producción de nogal pecanero. XIV Simposio Internacional de nogal Pecanero, Septiembre 2013, Hermosillo, Sonora.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2013. *Climate Change 2013. The Physical Science Basis*. s. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. <http://www.ipcc.ch/report/ar5/wg1/>
- Lizarraga-Celaya, C., C. J. Watts, J. C. Rodriguez, R. L. Scott and J. Saiz-Hernandez, 2010. Spatio-temporal variations in surface characteristics over the North American Monsoon region, *Journal of Arid Environment* 74:540-548.
- Núñez-Moreno, H., R. Sabori-Palma, G. Martinez-Diaz, J. Grageda-Grageda, A. Quijada-Flores y S. Carbajal. 2010. La defoliación química invernal en nogal pecanero. *In*: Nuñez-Moreno, J. H., J. Grajeda-Grajeda, R. Sabori-Palma y L. A. Maldonado-Navarro (eds.). XI Simposio Internacional de nogal Pecanero 2010. INIFAP. Hermosillo, Sonora. 176 p.
- Ojeda, B. W., J. M. Gonzalez y L. Rendon P. 2015. Mexican experiences to control groundwater use in agriculture. International Commission on Irrigation and drainage. 12-15 octubre. Montpellier, Francia.
- Ramankutty, N., A. Evan, C. Monfreda and J. A. Foley. 2008. Farming the planet: 1. Geographic distribution of global agricultural lands in the year 2000. *Global Biogeochem Cycles*. 22 doi:10.1029/2007GB002952
- Rangel-Medina, M.; R. Monreal-S, M. Morales-M. y J. Castillo Gurrola, 2004. Estimation of the vulnerability to saline intrusion of the coast of Hermosillo aquifer, Sonora, Mexico. *Geofísica Internacional* 43:611-621.
- Rodriguez, J., J. Grageda, C. J. Watts, J. Garatuza-Payan, A. Castellanos, J. Rodriguez-Casas, J. Hernandez and V. Olavarrieta. 2010. Water use by perennial crops on the lower Sonora watershed. *Journal of Arid Environment* 74:603-610.



- Verduzco, V. S., J. Garatuzo-Payán, E. A. Yépez, C. J. Watts, J. C. Rodríguez, A. Robles-Morua and E. R. Vivoni. 2015. Variations of net ecosystem production due to seasonal precipitation differences in a tropical dry forest of northwest Mexico. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences Res. Biogeosci.* 120:2081-2094 doi:10.1002/2015JG003119.
- Yadav R. P., J. K. Bisht and J. C. Bhatt. 2017. Biomass, carbon stock under different production systems in the mid hills of Indian Himalaya. *Tropical Ecology* 58: 15-21.

1.10 Climatic drivers of divergence in carbon and water fluxes in two adjacent Australian semi-arid ecosystems

Tonantzin Tarin T.¹, Rachael H. Nolan², James Cleverly¹ and Derek Eamus¹

¹School of Life Sciences, University of Technology Sydney, Sydney, Australia, 2007.

²Hawkesbury Institute for the Environment, Western Sydney University, Penrith, NSW 2751, Australia.

Autor para correspondencia: tonantzin.tarinterrazas@uts.edu.au

Abstract

The southern hemisphere, and especially Australia played a significant role in the 2011 global carbon sink anomaly. Arid and semi-arid regions occupy 70% of Australian land surface. Two biomes dominate the semi-arid region: the Mulga woodland and the open *Corymbia* savanna. Within each biome an eddy covariance tower has been in operation for the past 4 and 7 years (woodland and savanna respectively). The aim of this study is to compare net ecosystem productivity (NEP) of these two ecosystems on a seasonal and annual basis. In 2011 during the global sink anomaly, the Mulga ecosystem captured $259 \text{ gC m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ while the following 2 years it behaved as a source of C with an NEP of -4 and $-25 \text{ gC m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ (2012 and 2013 respectively). In 2014 and 2015, it reverted to a sink, with a NEP of 12 and $34 \text{ gC m}^{-2} \text{ y}^{-1}$. In contrast, the *Corymbia* savanna was a C source in 2013-2015, with NEP ranging between -44 and $-119 \text{ gC m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ and closed with a positive NEP budget in 2017. Soil water availability and vapour pressure deficit are key determinants of the intra-and inter-annual variation in NEP in these two ecosystems but species composition is the principle cause of the different behaviors of the two ecosystems. Arid and semi-arid ecosystems are dominant ecosystems worldwide and identifying precipitation thresholds at which ecosystems switch from being source to sink of carbon is important for furthering our understanding of the global carbon budget and modelling of future climate.

Keywords: *eddy covariance; climate change; carbon cycle; path analysis; Australia.*

Resumen

El hemisferio sur y Australia jugaron un papel importante en la anomalía global del secuestro de carbono 2011. Regiones áridas y semiáridas ocupan el 70% de la superficie terrestre de Australia. Dos biomas dominan la región semiárida: el bosque de Mulga y una savanna de *Corymbia*. En cada bioma están instaladas una torre de covarianza de vórtices operando desde 4 y 7 años (bosque de Mulga y savanna de *Corymbia* respectivamente). El objetivo de este estudio es comparar la productividad neta de los ecosistemas (NEP) anualmente y por estaciones anuales. En el 2011 durante la anomalía global de secuestro de C, el bosque de Mulga secuestró $286 \text{ gC m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ mientras que los siguientes dos años fue una fuente de C, $\text{NEP} = -4$ y $-25 \text{ gC m}^{-2} \text{ año}^{-1}$. En el 2014 y 2015, volvió a secuestrar C con $\text{NEP} = 12$ y $34 \text{ gC m}^{-2} \text{ año}^{-1}$. En cambio, la savanna de *Corymbia* fue una fuente de C del 2013 a 2015, con NEP de -44 a $-119 \text{ gC m}^{-2} \text{ año}^{-1}$, pero cerro en el 2017 con NEP positivo. La disponibilidad de agua y el déficit de presión de vapor son factores determinantes de la variabilidad intra e interanual de NEP en los dos ecosistemas, pero la composición de las especies son la principal causa de las diferencias entre estos dos ecosistemas. Ecosistemas áridos y semiáridos son dominantes en el mundo e identificar los umbrales de precipitación en donde los ecosistemas cambian de sumidero a fuente de C es importante para avanzar nuestra comprensión del presupuesto global de C y la modelación del clima.

Palabras clave: *productividad neta del ecosistema; evapotranspiración; ecosistemas semiáridos.*

Introduction

Semi-arid ecosystems can make a significant contribution to global terrestrial carbon uptake (carbon sink activity) (Poulter *et al.*, 2014). For example, Australian semi-arid regions contributed nearly 60 % of the net C uptake during the global land sink anomaly (Poulter *et al.*, 2014). Net ecosystem production (NEP) is a measure of net carbon accumulation by ecosystems, and is positive when gross primary production (GPP) exceeds ecosystem respiration (ER) and negative when respiratory loss exceeds GPP, assuming an absence of disturbance such as fire (Chapin *et al.*, 2006). In terrestrial ecosystems this difference (NEP= GPP – ER) determines whether an ecosystem is a net source or sink of atmospheric CO₂.

Australia is an extensive, flat continent and 70 % of its land surface is either semi-arid or arid. Dominant semi-arid ecosystems include: Mulga woodlands (*Acacia* spp.) covering ~20-25% of the continent and *Corymbia* savanna over hummock grass (*Triodia* spp.), of which hummock grasses cover another ~20-25 % of the Australian continent (Cleverly *et al.*, 2016; Eamus *et al.*, 2013). Thresholds at which these ecosystems switch between a C sink and C source have not been identified, and the degree in which climate variables such as temperature and solar radiation, in addition to rainfall, affect NEP and ET have only infrequently been examined. Such analyses are important for furthering our understanding of regional and global C and water cycles and to allow better modeling of future trajectories of vegetation behavior.

The focus of this study was to evaluate relationships among NEP, ET, water availability (soil water content, SWC), meteorological variables (vapour pressure deficit, VPD; air temperature T_{air} and solar radiation, SR) and vegetation dynamics, specifically leaf area index (LAI). This study explored these relationships across different temporal scales using multiple years of eddy covariance data and satellite observations of two contiguous disparate ecosystems in central Australia: Mulga woodland and *Corymbia* savanna.

Materials and Methods

Sites description

Two biomes were examined in central Australia in the Ti-Tree basin, 180 km NW of Alice Springs: Mulga woodland, dominated by *Acacia* species; and an open *Corymbia* savanna (Figure 1), characterized by few, tall, widely spaced *Corymbia opaca* trees and an understory of Spinifex (*Triodia schinzii*, a C4 grass). Both sites are at the same latitude -22.28 S (133.25 E and 133.64 E; Mulga woodland and *Corymbia* savanna sites respectively at 553 masl).

a) Mulga woodland



b) *Corymbia* savanna



Figure 1. View of vegetation at the two sites of study. Photos taken at 25 m height.

Instrumentation

These two Central Australian sites have eddy covariance (EC) towers which are part of TERN OzFlux (Terrestrial Ecosystem Research Network, <http://tern.org.au>, <http://ozflux.org.au/>). Measurement details can be found in Eamus *et al.* (2013) and Cleverly *et al.* (2016). Briefly, one tower is 13.7 m tall (Mulga woodland: 7.2 m above canopy) and the second is 10 m tall (*Corymbia* savanna: 4.4 m above canopy). Water flux (ET) and net ecosystem exchange (NEE) were measured simultaneously at a 30-minute period from 10 Hz measurements of [CO₂] and [H₂O] using a LI7500 open-path infrared gas analyser (LI7500, LI-COR, Lincoln, Nebraska; LI7500A at the *Corymbia* savanna site), combined with vertical wind speed from a three-dimensional sonic anemometer (CSAT3, Campbell Scientific, Logan, UT, USA). Soil moisture content was measured using soil water reflectometers (CS616 and CS610, Campbell Scientific, Logan, UT, USA).

Eddy covariance processing

OzFlux sites follow the quality assurance/control (QA/QC) procedures established by Isaac *et al.* (2017). Gap filling of fluxes was performed using a Self-Organizing Linear Output (SOLO) neural network that is trained on a self-organizing feature map (SOFM) of meteorological and soil measurements as described in Eamus *et al.* (2013). Carbon flux partitioning of NEE into GPP and ER for the Mulga site followed Cleverly *et al.* (2013). Due to the strong influence of abiotic decomposition and photo-degradation in the *Corymbia* savanna, standard methods of partitioning NEE produced physically meaningless values of GPP (Cleverly *et al.*, 2016). For this reason, NEE partitioning into GPP and ER was undertaken only at the Mulga woodland.

The Mulga woodland flux time series covers the period from Sep-2010 to Dec-2016 (6.3 years); for the *Corymbia* savanna ecosystem the data stream covers the period from Jul-2012 to Dec-2016 (4.5 years). Hydrological years (August-July) were used instead of calendar years for total C and water flux budgets. Precipitation thresholds at which these ecosystems switched from C source to C sink were estimated including the complete hydrological year 2016-2017 (end of July). Wet seasons usually occur from November to April and dry seasons from May to October, but this is highly variable depending inter-annual rainfall variability.

Remote sensing monitoring

The enhanced vegetation index (EVI) and LAI were obtained at 16-day and 8-day intervals respectively from the moderate resolution imaging spectroradiometer (MODIS) sensor (MOD13Q1 for EVI and MOD15A2 for LAI; ORNL DAAC, 2008). Composites of 9 x 9 pixel (250 m pixel spatial resolution) centered on each tower (2.25 km box) were linearly interpolated to obtain daily values to allow for a gradual progression of vegetation changes.

Statistical analyses

Path analysis was used to evaluate the dependence of NEP, GPP (GPP only applies for the Mulga woodland) and ET to several climate parameters. In this study path analyses were built based on structural equation modeling (SEM) to explore the mechanistic interactions among environmental parameters and a target variable using daily data. Statistical analyses were performed in R 3.1.1 Project software® (R Development Core Team 2016). In R, the Lavaan-package (Rosseel, 2017) was used to produce the SEM and its fitting; semPlot-package (Epskamp, 2013) was used to generate path diagrams and visual analyses of SEM.

Results and Discussion

During the carbon sink anomaly year 2010-2011 (Poulter *et al.*, 2014), the Mulga woodland received 565 mm of rainfall (Fig 2a). This amount of rainfall was 74 % larger than the long-term average of 324 mm (Australian Bureau of Meteorology station 015643). Wet season rain accounted for > 90 % of total annual rainfall at both sites. Mean annual VPD was 2 ± 0.3 kPa in both ecosystems; but mean daily values of VPD reached up to 5 kPa in the summer of 2013-2014 (Figura 2c-d). EVI of the Mulga increased during the early wet season and typically peaked in January of each year, with minima recorded in the mid-to-late dry season of each year (Figura 2g). EVI had much less seasonal and inter-annual variation at the *Corymbia* savanna (Figura 2h) than the Mulga woodland.

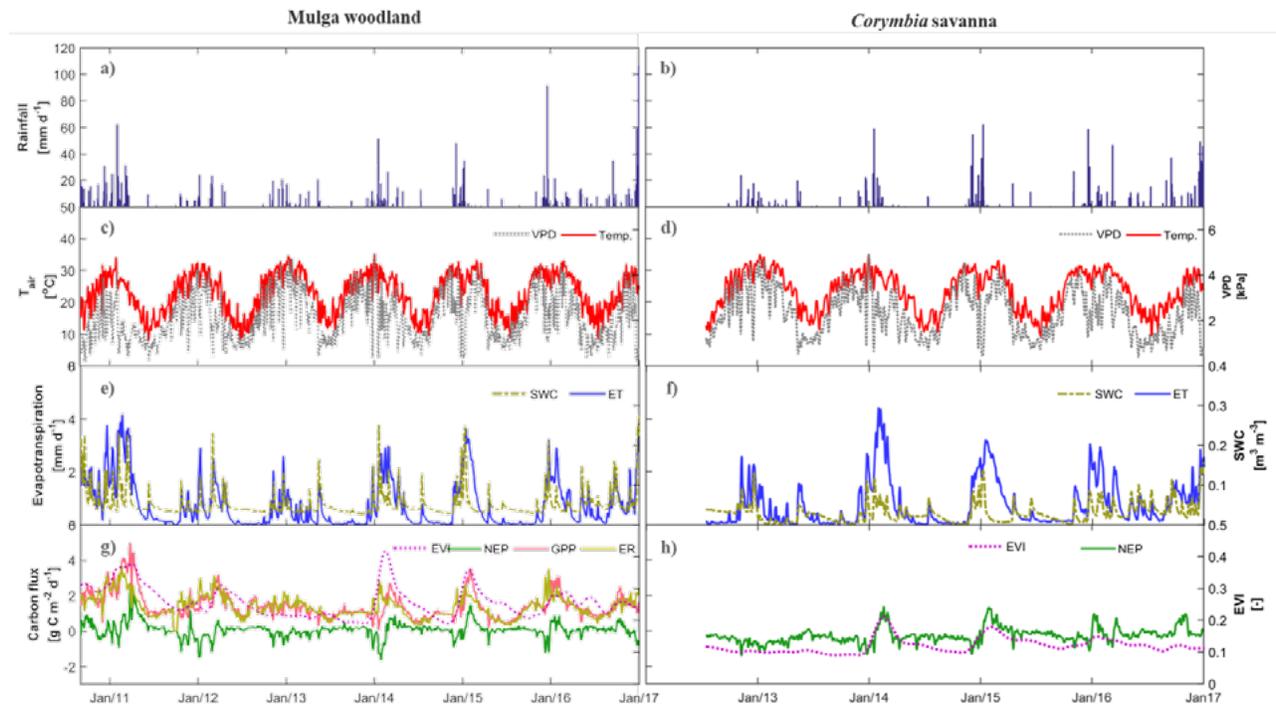


Figure 2. Climatic conditions for 7 and 5 years of observed data at the Mulga woodland (left panels) and the *Corymbia* savanna (right panels). Rainfall, carbon fluxes (GPP, ER, and NEP) and evapotranspiration are daily totals. Air temperature, VPD and SWC are daily averages. EVI values were interpolated to daily values from 16-day resolution observed values using MODISdata.

Daily and seasonal patterns in SWC closely followed those of rainfall at both sites. The Mulga woodland showed larger maximum values of SWC than the *Corymbia*-savanna during the wet season (*ca.* Dec-Apr) across all years: 0.26 ± 0.02 m³ m⁻³ in the Mulga woodland *versus* 0.14 ± 0.01 m³ m⁻³ in the *Corymbia*-savanna (Fig 2e-f). SWC tended to be slightly larger in the Mulga woodland than the *Corymbia* savanna, with several factors potentially contributing to explain this. For example, rainfall events of 6–20 mm were 16 % more frequent at the Mulga woodland (Figura 2a) than at the *Corymbia* savanna (Figura 2b). This size of events is more likely to be either intercepted by the canopy and litter layer or lost to evaporation (Owens *et al.*, 2006), although the nearly vertical orientation of Mulga stems also allows stemflow from canopy interception to concentrate precipitation into the soil (Pressland 1976).

Annual ET was consistently larger (by 9–23 %) from the *Corymbia* savanna than from the Mulga woodland for all 4.5 years for which data were available for both sites. Due to the negligible slope across the landscape, and the fact that rainfall was generally of low intensity (90 % of rainfall events were of < 20 mm per event), runoff from the EC sites was unlikely to be significant. Variations in annual rainfall and therefore ET were large because of the influence of the anomalously very wet

hydrological year (2010-2011, 565 mm) and the subsequent dry years with 60 % less annual rainfall (2012-2013 <193 mm).

Precipitation thresholds are the point at which a linear regression between annual total budgets of NEP and rain crosses the y-axis, indicating the point at which an ecosystem switches from a C sink to a source as precipitation declines. This occurred when rainfall reached 277 mm y^{-1} (Figura 6; $R^2= 0.75$, $p<0.05$, CI: 95 %) at the Mulga woodland (Figura 3). In contrast, the *Corymbia* savanna had a precipitation threshold of 568 mm y^{-1} ($R^2= 0.57$, $p<0.05$, CI: 95 %). The last year 2017 was the first year since the eddy covariance system has been operated at the *Corymbia* savanna site in which annual NEP was positive (115 $gC\ m^{-2}\ y^{-1}$). The pivot-point for the Mulga woodland (277 mm y^{-1}) was in the range observed in other semi-arid ecosystems. Scott *et al.* (2015) reported pivot-points of <300 mm annual rainfall for a grassland ecosystem and *ca.* 300 mm for a savanna ecosystem, values that are similar to that observed for a grassland in China with *ca.* 300 mm as a pivot point (Chen *et al.*, 2013). In contrast, the *Corymbia* savanna (which behaved as a C source for 4 out of 5 years) had a very large pivot-point (568 mm y^{-1}).

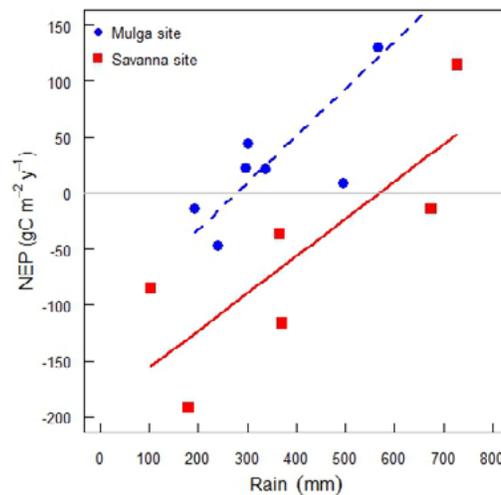


Figure 3. Net ecosystem production and total annual precipitation. The data points are the total annual net ecosystem production at each site of study.

Path analysis revealed correlations of NEP, GPP and ET among other meteorological variables in both ecosystems (Figura 4). Figure 4 shows an overview of the growing season with all wet seasons for all years (~Oct – May). Within the Mulga woodland, ET was most strongly and positively correlated with SWC and LAI while NEP was most strongly and positively correlated with LAI and ET (values > 0.5; Figura 4a). During the wet season, LAI increased because leaves of trees become fully expanded (Richardson *et al.*, 2013; Xu *et al.*, 2016), and herbs and grasses undergo significant rapid new growth in the understory (Eamus *et al.*, 2013). NEP of Mulga was negatively correlated with SWC and T_{air} . VPD was strongly and positively correlated with T_{air} . GPP was positively and most strongly correlated with ET; it was also positively but less strongly correlated with LAI and PAR (Figura 4b). GPP of the Mulga woodland was negatively and weakly (-0.11) correlated with T_{air} . The large ER as SWC increased at the Mulga woodland with the arrival of rainfall following the dry season was associated with increased growth (as evidenced through increased EVI) respiration as vegetation responded to the increased availability of soil water. Much of this growth was the result of large increases in grass and herb cover in the understory.

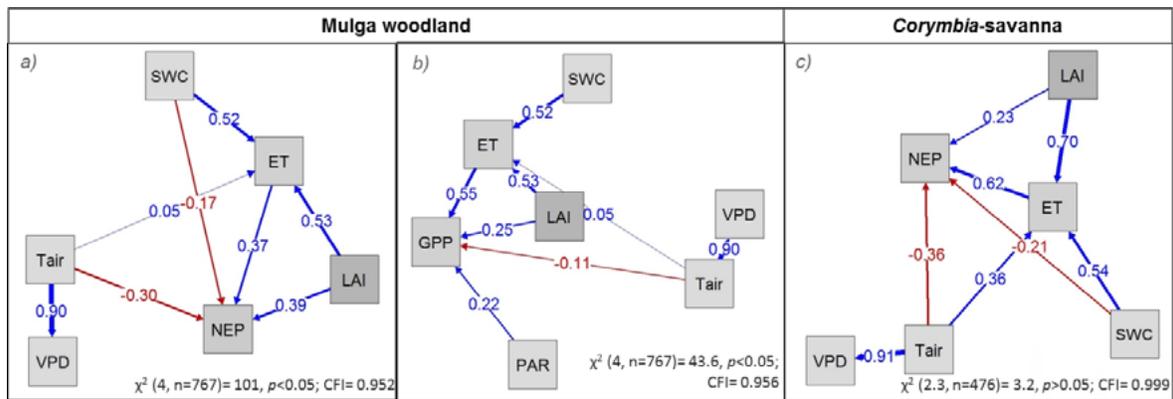


Figure 4. Path diagrams illustrate the effect of different climatic variables and SWC on a) NEP, ET and b) GPP at the Mulga woodland and, c) NEP and ET at the *Corymbia* savanna. The path strengths were plotted with the standardized correlation coefficients, where blue arrows are positive correlations and, negative correlations in red ($p<0.001$). Data represent the ecosystem behavior using daily measurements only during the wet seasons (~Oct-May) across all years.

Within the *Corymbia* savanna NEP was most strongly and positively correlated with ET, and positively but less strongly correlated with LAI (Figura 4c). As was observed in the Mulga, NEP in the *Corymbia* savanna was negatively correlated with SWC and T_{air}. ET of the *Corymbia* savanna was positively and strongly correlated with LAI and SWC but in contrast to the Mulga, ET of the *Corymbia* site was negatively correlated with T_{air} (-0.21). Although temperate ecosystems are more sensitive to increasing temperatures than tropical and semi-arid ecosystems (Huxman *et al.*, 2003; Keenan *et al.*, 2014; Wang *et al.*, 2016), the reduction in NEP as temperature increased might reduce the C sink strength of these two Australian ecosystems in response to future climate changes. Similar results of warm temperatures causing a negative effect on NEP were found in semi-arid southwestern North America (Biederman *et al.*, 2017).

Conclusions

The aim of this study was to compare and contrast patterns and controls of carbon and water fluxes in two semi-arid ecosystems of central Australia. Precipitation threshold at which these ecosystems switched from C source to C sink were identified. Path analysis was a valuable tool to identify the relative importance of different drivers affecting carbon and water fluxes in the two central Australian ecosystems. This study contributes to our understanding of the effect of the key drivers of patterns in GPP, NEP and ET and how these varied within-and-between seasons across two disparate ecosystems.

References

- Biederman, J. A., R. L. Scott, T. W. Bell, D. R. Bowling, S. Dore, J. Garatuzza-Payan, T. E. Kolb, P. Krishnan, D. J. Krofcheck, M. E. Litvak, G. E. Maurer, T. P. Meyers, W. C. Oechel, S. A. Papugai, G. E. Ponce-Campos, J. C. Rodriguez, R. Vargas, C. J. Watts, E. A. Yopez, and M. L. Goulden. 2017. CO₂ exchange and evapotranspiration across dryland ecosystems of southwestern North America. *Global Change Biology* 23:4204–4221 doi:10.1111/gcb.13686. b.13686.
- Chen, Z., Yu, G., Ge, J., Sun, X., Hirano, T., Saigusa, N., Wang, Q., Zhua, X., Zhang Y., Zhang J., Yan, J., Wang H., Zhao L., Wang, Y., Shi, P. and Zhao, F. 2013. Temperature and precipitation control of the spatial variation of terrestrial ecosystem carbon exchange in the Asian region. *Agricultural and Forest Meteorology*, 182-183: 266-276.
- Cleverly, J., D. Eamus, E. Van Gorsel, C. Chen, R. Rumman, Q. Luo, N. Restrepo-Coupe, L. Li, N. Kljun, R. Faux, Q. Yu and A. Huete. 2016. Productivity and evapotranspiration of two contrasting semiarid ecosystems following the 2011 global carbon land sink anomaly. *Agricultural and Forest Meteorology* 220:151-159.
- Cleverly, J., N. Boulain, R. Villalobos-Vega, N. Grant, R. Faux, C. Wood, P. G. Cook, Q. Yu, A. Leigh and D. Eamus. 2013. Dynamics of component carbon fluxes in a semi-arid Acacia woodland, central Australia. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 118:1168-1185.

- Eamus, D., J. Cleverly, N. Boulain, N. Grant, R. Faux and R. Villalobos-Vega. 2013. Carbon and water fluxes in an arid-zone Acacia savanna woodland: An analysis of seasonal patterns and responses to rainfall events. *Agricultural and Forest Meteorology* 182-183: 225-238.
- Epskamp. 2013. *semPlot: Path Diagrams and Visual Analysis of Various SEM Packages' Output*. R Package Version 0.3.3.
- Huxman, T. E., A. A. Turnipseed, J. P. Sparks, P. C. Harley and R. K. Monson. 2003. Temperature as a control over ecosystem CO₂ fluxes in a high-elevation, subalpine forest. *Oecologia* 134:537-46.
- Isaac, P., J. Cleverly, I. McHugh, E. van Gorsel, C. Ewenz and J. Beringer. 2017. OzFlux data: network integration from collection to curation. *Biogeosciences* 14:2903-2928. DOI: 10.5194/bg-14-2903-2017.
- Keenan, T. F., J. Gray, M. A. Friedl, M. Toomey, G. Bohrer, D. Y. Hollinger, J. W. Munger, J. O'Keefe, H. P. Schmid, I. S. Wing, B. Yang and A. D. Richardson. 2014. Net carbon uptake has increased through warming-induced changes in temperate forest phenology. *Nature Climate Change* 4:598-604.
- Owens, M. K., R. K. Lyons and C. L. Alejandro. 2006. Rainfall partitioning within semiarid juniper communities: effects of event size and canopy cover. *Hydrological Processes* 20:3179-3189.
- Pressland, A. J. 1976. Soil moisture redistribution as affected by throughfall and stemflow in an arid zone shrub community. *Australian Journal of Botany* 24:641-649 DOI: 10.1071/bt9760641.
- Poulter, B., D. Frank, P. Ciais, R. B. Myneni, N. Andela, J. Bi, G. Broquet, J. G. Canadell, F. Chevallier, Y. Y. Liu, S. W. Running, S. Sitch and G. R. van der Werf. 2014. Contribution of semi-arid ecosystems to interannual variability of the global carbon cycle. *Nature* 509:600-603.
- Scott, R. L., J. A. Biederman, E. P. Hamerlynck and G. A. Barron-Gafford. 2015. The carbon balance pivot point of southwestern US semiarid ecosystems: Insights from the 21st century drought. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 120:2612-2624.
- Wang, S., Y. Zhang, S. Lü, P. Su, L. Shang and Z. Li. 2016. Biophysical regulation of carbon fluxes over an alpine meadow ecosystem in the eastern Tibetan Plateau. *Int J Biometeorol* 60:801-12.
- Rosseel, Y. 2012. Lavaan: An R Package for Structural Equation Modeling. *Journal of Statistical Software* 48:1-36.



1.11 Emisiones potenciales de GEI producidas por la quema de diferentes clases de combustibles forestales en el estado de Jalisco

Flores-Garnica, José Germán¹

¹Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias Montecillo. Interior Parque Colomos S/N. Colonia Providencia, C.P. 44660. Guadalajara, Jalisco.

Autor para correspondencia: flores.german@inifap.gob.mx

Resumen

Para entender la variación en las emisiones potenciales de GEI en un incendio forestal, debe considerarse que los combustibles forestales no son un elemento homogéneo, ya que presentan variaciones que definen su cantidad y calidad, como lo son la condición, el tamaño, su arreglo y la humedad contenida. No obstante, existe poca información sobre estimaciones de GEI considerando las cargas (Mg/ha) de las diferentes clases de combustibles forestales, por lo que el objetivo del presente estudio fue definir el potencial de emisiones de GEI, a partir de la estimación de diferentes clases de combustibles forestales. Para esto, el trabajo se desarrolló utilizando datos de un inventario forestal del estado de Jalisco, con los que se estimaron las cargas de diferentes clases de combustibles vivos y muertos y, posteriormente se usaron factores de conversión para la estimación de emisiones potenciales de CO₂, CO, CH₄, N₂O, NO_x y partículas. Referente a CO₂, en la mayor parte del estado se estiman emisiones entre los 5 y 30 Mg ha⁻¹, mientras que la mayor frecuencia de partículas se ubicó entre los 0.05 y 0.25 Mg ha⁻¹, El óxido nitroso tuvo un comportamiento similar a las partículas. En cuanto al metano, las emisiones más frecuentes estuvieron entre los 0.1 y 0.4 Mg ha⁻¹. Se concluye que la estimación de emisiones potenciales de GEI, basado en factores de conversión, facilitan la elaboración de cartografía temática, sin embargo, existen limitaciones al generalizar estos factores al considerar las cargas totales de combustibles. Por lo que se sugiere, en futuros estudios, realizar estimaciones de GEI considerando factores de conversión más específicos para cada clase de combustibles.

Palabras clave: incendios forestales; factores de conversión; combustibles muertos.

Abstract

To understand the variation in potential GHG emissions in a forest fire, it should be considered that forest fuels are not a homogeneous element, since they present variations that define their quantity and quality, such as condition, size, arrangement and the moisture contained. However, there is little information on GHG estimates considering the loads (Mg ha⁻¹) of the different types of forest fuels, so the objective of this study was to define the potential of GHG emissions, based on the estimation of different kinds of forest fuels. For this, the work was developed using data from a forest inventory of the state of Jalisco, with which the loads of different types of live and dead fuel were estimated and, subsequently, conversion factors were used to estimate potential CO₂ emissions, CO, CH₄, N₂O, NO_x and particles. Regarding CO₂, in most of the state emissions are estimated between 5 and 30 Mg / ha, while the highest frequency of particles was between 0.05 and 0.25 Mg ha⁻¹. Nitrous oxide had a behavior similar to the particles. In terms of methane, the most frequent emissions were between 0.1 and 0.4 Mg ha⁻¹. It is concluded that the estimation of potential GHG emissions, based on conversion factors, facilitates the preparation of thematic cartography, however, there are limitations to generalize these factors when considering total fuel loads. Therefore, in future studies, it is suggested to carry out GHG estimations considering more specific conversion factors for each fuel class.

Key words: *forest fires; conversion factors; dead fuels.*

Introducción

El fuego es un elemento más de los ecosistemas forestales, definiendo una serie de efectos benéficos, aunque estos están supeditados a la frecuencia e intensidad (régimen del fuego [CONAFOR, 2010]) en la que ocurre el fuego. Por otro lado, es claro que la presencia de un incendio forestal implica la liberación de una serie de gases que están involucrados al fenómeno de calentamiento global, donde su impacto más importante es la gran cantidad de GEI que se liberan en un tiempo muy breve (horas o días). Por lo que es importante entender los factores que definen la cantidad y calidad de estos GEI, en un incendio forestal, donde se deben considerar, entre otros aspectos, el patrón espacial de distribución de los combustibles, la calidad de combustibles, las condiciones ambientales (viento, humedad relativa, temperatura), la estacionalidad de los incendios, etc. Más aún, se debe considerar que los incendios forestales se están comportando de manera diferente por el hecho de que las actividades humanas son su principal causa, generando así regímenes alterados del fuego (Flores *et al.*, 2016). Todo lo anterior influye en la cantidad y calidad de los combustibles forestales y, por ende la cantidad y calidad de los GEI que potencialmente puedan liberar en un incendio forestal.

Los combustibles en los ecosistemas forestales no son un elemento homogéneo, ya que presentan variaciones que definen su cantidad y calidad. Dentro de estas se tiene la condición, el tamaño, la carga de combustible (cantidad), el arreglo en el que se encuentran en el ecosistema y la humedad contenida. A su vez, el conocer estas características es indispensable para determinar cómo se queman (Villers *et al.*, 2012), lo cual, a su vez, determina el tipo de emisiones que potencialmente se pueden liberar. Sin embargo, la complejidad de las emisiones de la quema de combustibles forestales está determinada por la diversidad de los componentes, como por ejemplo (Manso, 2000): a) la celulosa que es el mayor constituyente (en promedio 50%), que es una gran cadena de polímeros, compuesta de unidades de glucosa; b) la lignina, cuyas concentraciones varían de 23 a 33% en maderas blandas, 16 al 25% en maderas duras y mayores a 65% en maderas muertas; c) la hemicelulosa, que constituye entre el 15 y 30% de la madera; y d) los extractos, los cuales contribuyen a la inflamabilidad, e incluyen los taninos, aceites, grasas, ceras y almidones. Además, es importante considerar que el potencial de emisiones está determinado también por otros factores, como lo son el tamaño de los combustibles, su contenido de humedad, su condición, etc. Debido a esto, no se puede generalizar que, como consecuencia de un incendio forestal, las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) serán las mismas sin importar el tipo de combustible que se quema. De acuerdo con lo anterior, el objetivo del presente estudio fue definir el potencial de emisiones de GEI, a partir de la estimación de diferentes clases de combustibles forestales.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El presente trabajo se desarrolló utilizando información dentro del estado de Jalisco, el cual se ubica en el centro occidente de México (Figura 1), con una superficie de 78 588 km², donde el 68% del área presenta clima cálido subhúmedo a lo largo de la costa y zona centro. Mientras que el 18% es templado subhúmedo en las partes altas de las sierras y 14% es seco y semiseco en el norte y noreste. De acuerdo a la clasificación realizada por Rzedowski (1986), Jalisco tiene 13 tipos diferentes de vegetación, donde dominan los bosques de coníferas y encinos; le siguen en importancia las selvas caducifolias y subcaducifolias (sierra que colinda con la costa); hay pastizales (norte y noroeste del estado); matorrales y áreas cubiertas de pasto; palmares, manglares y tulares (zona costera) (Ramos *et al.*, 2007).

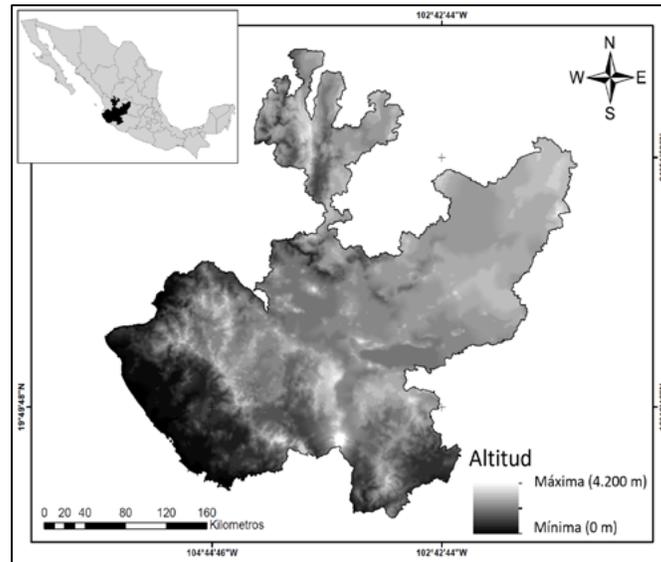


Figura 1. Ubicación y variación altitudinal del estado de Jalisco, México.

Metodología

El proyecto se basa primeramente en los datos que se derivan de un inventario forestal que se realizó por parte del gobierno del estado de Jalisco (Alonso *et al.*, 2007), donde se tomaron datos de combustibles forestales, tanto vivos como muertos, con base a los cuales se estimaron las toneladas por hectárea por cada uno de los sitios muestreados. Para esto, la información fue organizada de acuerdo al Cuadro 1.

Cuadro 1. Clases de combustibles forestales en relación a su condición (vivo o muerto).

Clases de combustibles

| | | | |
|------------------|-----------|-----------|---------------|
| 1_Hojarasca | | | |
| 2_Fermentación | | | |
| 3_1-Hora | 7_Finos | | |
| 4_10-Horas | | 9_Muertos | |
| 5_100-Horas | | | 14_Gran total |
| 6a_1000-Firmes | 8_Gruesos | | |
| 6a_1000-podridos | | | |
| 10_Arbustos | | | |
| 11_Hierbas | | 13_Vivos | |
| 12_Pastos | | | |

Una vez que se determinadas las cargas de combustibles (Mg/ha), se generaron los mapas temáticos correspondientes, que ilustran la variación espacial de estas cargas a lo largo del estado de Jalisco. Para esto se usó como técnica de interpolación la “distancia inversa ponderada”, donde el valor de un punto no muestreado es el promedio de la distancia inversa ponderada de los valores de los puntos muestreados que se encuentran alrededor (Flores, 2001). De esta forma, la interpolación basada en la distancia inversa ponderada se define con la siguiente función lineal:

$$\hat{\beta} * (x_0) = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{1}{d_i^p} * \beta(x_i)}{\sum_{i=1}^n \frac{1}{d_i^p}}$$

donde $\hat{\beta} * (x_0)$ = Valor estimado en un sitio no muestreado; x_0 = Ubicación referida a un sistema de coordenadas; $\hat{\beta} * (x_i)$ = Valor observado en un sitio muestreado; x_i , d_i = Distancias de cada uno de los sitios muestreados hacia el punto no muestreado; p = Exponente de la distancia (ponderación); n = Número de sitios muestreados. En este trabajo se usó un valor de ponderación (p) de 2, ya que fue el que mejor se representó la variación espacial de las cargas de combustibles.

El Cuadro 2 muestra los GEI que fueron estimados en este estudio para el estado de Jalisco, donde es importante señalar que se usaron factores de conversión basados en las mismas cargas de combustibles o en las emisiones estimadas de CO₂.

Cuadro 2. Factores de conversión usados para la estimación de GEI (Manso, 2000).

| Mapa base | GEI | | Factor de conversión |
|----------------------|---------------------|------------------|----------------------|
| Emisiones de | Monóxido de carbono | CO | 0.06 |
| Dióxido de carbono | Metano | CH ₄ | 0.012 |
| (CO ₂) | Óxido nitroso | N ₂ O | 0.007 |
| | Óxidos de nitrógeno | NO _x | 0.121 |
| Combustibles (Mg/ha) | Partículas | ** | 0.008 |

Resultados y Discusión

Combustibles forestales

Dentro de los combustibles de muertos, los de 1 hora presentaron las mayores cargas (hasta cerca de las 60 Mg/ha), aunque la mayor frecuencia estuvo entre 1 y 6 Mg ha⁻¹. Su distribución espacial (Figura 2) ubica las mayores cargas a lo largo de la parte occidental de la zona montañosa al SO del estado de Jalisco. Sin embargo, las tendencias de distribución de estos combustibles muertos variaron entre las diferentes clases. No obstante, las cargas totales de combustibles muertos muestran que las mayores cargas (entre 20 y 110 Mg ha⁻¹) están en las zonas Centro, S y SO del estado, mientras que las cargas menores (1-20 Mg ha⁻¹) se presentan al E y NE. Por otra parte, los combustibles vivos, en sus totales, presentan una variación espacial similar, aunque las cargas son menores en una proporción general de 1:4. En cuanto a las cargas de combustibles totales (vivos y muertos), la mayor frecuencia se ubicó entre los 5 y 20 Mg h⁻¹a.

Emisiones potenciales de GEI

La Figura 3 muestra la variación espacial de las emisiones potenciales de GEI a lo largo del estado de Jalisco. Referente a CO₂, se observan que en la mayor parte del estado se estiman emisiones entre los 5 y 30 Mg ha⁻¹. Las cargas mayores (30 y 60 Mg ha⁻¹) entre se ubican en la porción SO del estado. Por otra parte, la mayor frecuencia de partículas se ubicó entre los 0.05 y 0.25 Mg ha⁻¹, ubicando las mayores emisiones (hasta 1.5 Mg ha⁻¹) al SO. El óxido nitroso tuvo un comportamiento similar a las partículas. En cuanto al metano, las emisiones potenciales fueron más frecuentes entre los 0.1 y 0.4 Mg ha⁻¹, aunque las estimaciones llegaron hasta más de 1 Mg ha⁻¹. Referente a los óxidos nitrosos sus

emisiones más frecuentes estuvieron entre 1 y 4 Mg/ha, ubicando las menores emisiones ($< 1 \text{ Mg ha}^{-1}$) en la parte NE del estado, mientras que las mayores emisiones potenciales se localizaron en la zona SO.

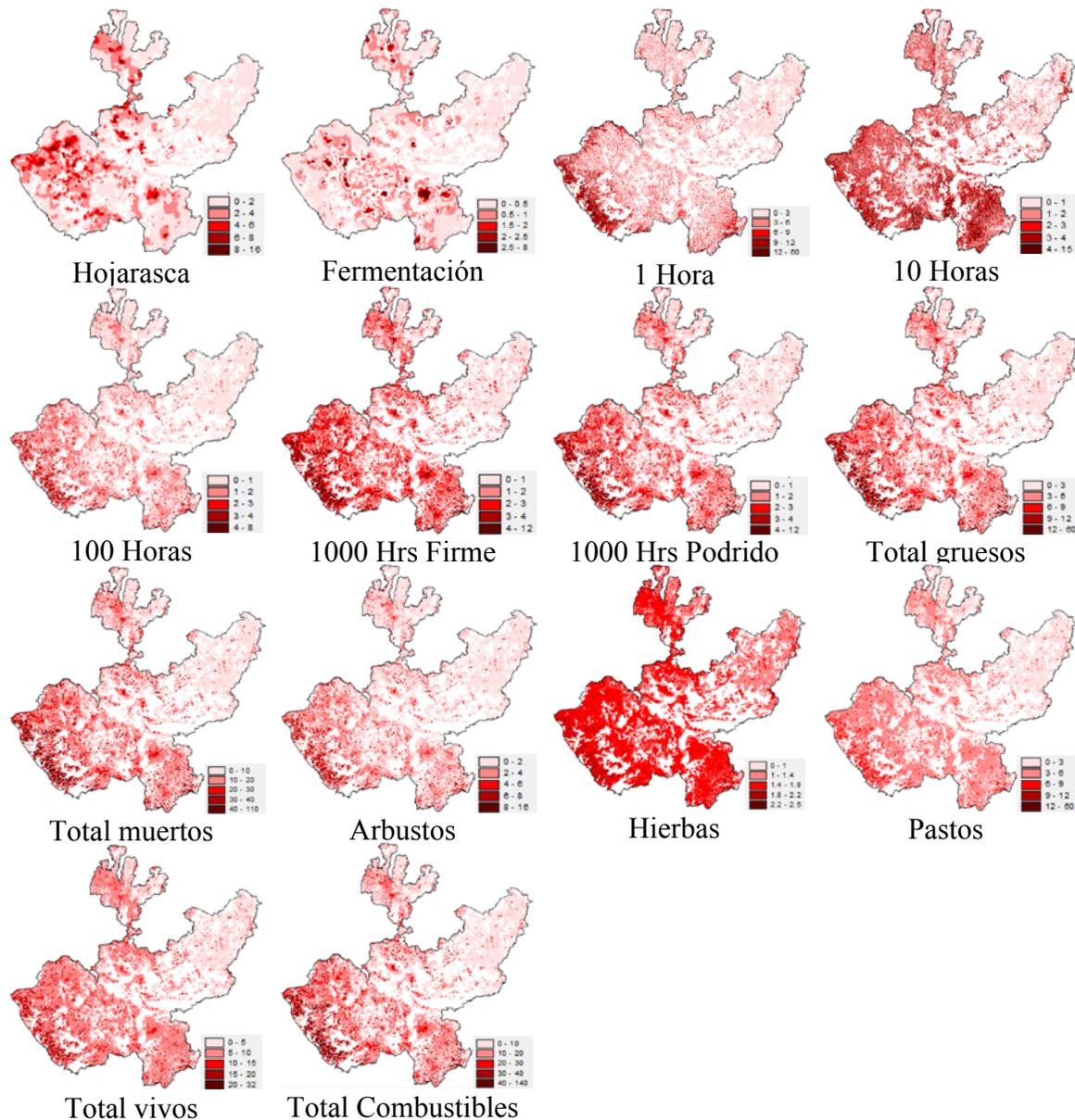


Figura 2. Variación espacial de las cargas (Mg/ha) de diferentes clases de combustibles forestales en el estado de Jalisco.

Conclusiones

Los datos de cargas de combustibles, basados en un inventario forestal a una escala estatal, permitieron definir la variación espacial de combustibles forestales. Sin embargo, es importante considerar el nivel de incertidumbre involucrado, producto de la intensidad de muestreo que define un inventario estatal. Por lo que se sugiere intensificar el muestreo en áreas con mayor variabilidad.

La estimación de emisiones potenciales de GEI, basado en factores de conversión, facilitan la elaboración de cartografía temática, sin embargo, existen limitaciones al generalizar estos factores al considerar las cargas totales de combustibles. Por lo que se sugiere, en futuros estudios, realizar estimaciones de GEI considerando no solo factores de conversión más específicos para cada clase de

combustibles, sino para la estimación de los contenidos de carbono y el uso de factores de emisión para CO₂ propios para cada combustible.

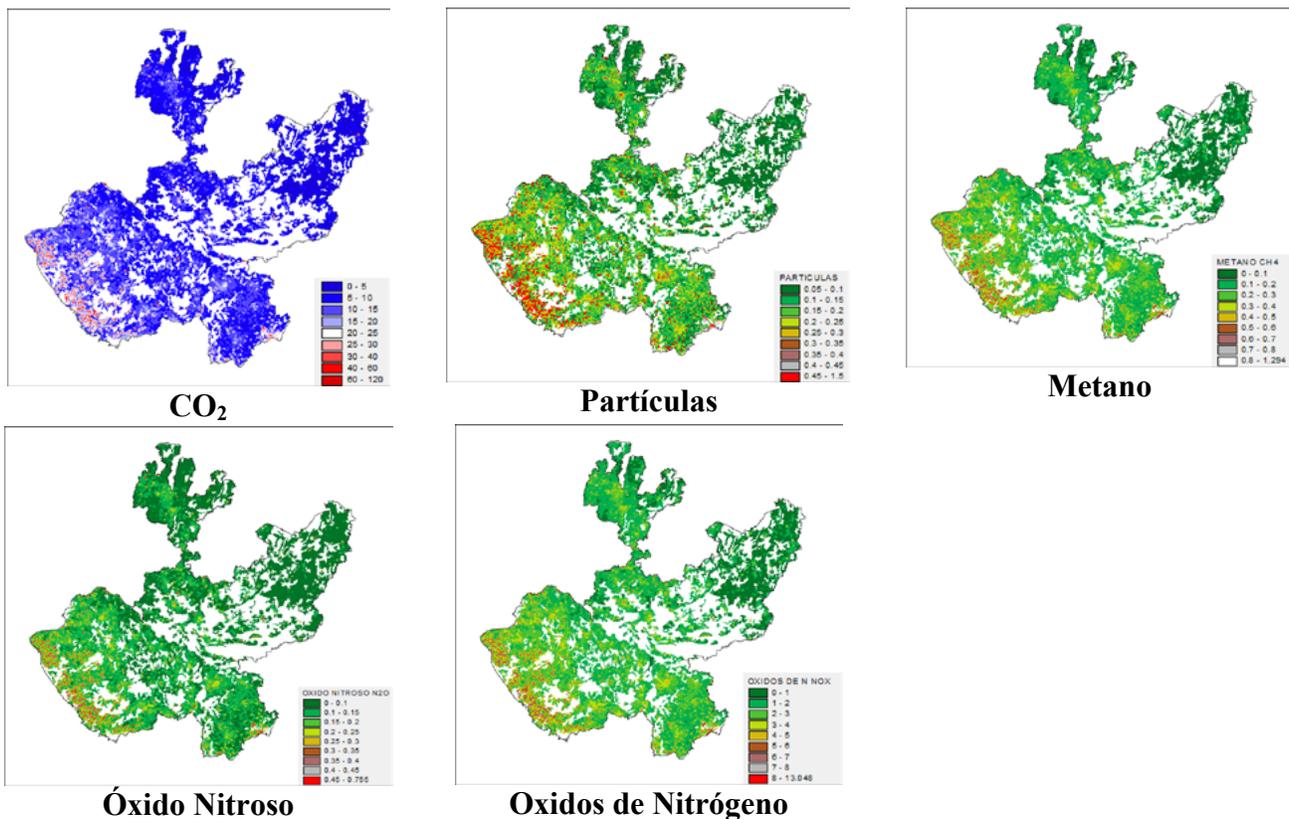


Figura 3. Variación espacial de las emisiones potenciales de GEI en el estado de Jalisco.

Literatura citada

- Alonso-Torres, L. A., J. R. Varela-Ortiz, C. Aguirre-Bravo, M. A. Mendoza B., R. M. Reich, J. G. Flores-Garnica, H. Schreuder, E. Talavera-Zúñiga, L. J. Flores-Rodríguez, A. Martínez-Moreno, G. Iñiguez-Herrera, R. Solano-Barajas, A. de la Rosa-Vázquez, R. Posadas-del Río y H. E. Nolasco-Reyes. 2007. Inventario y monitoreo de los recursos naturales del estado de Jalisco. Reporte 2006. Fideicomiso para la Administración del Programa de Desarrollo Forestal. Guadalajara, Jalisco. 170 p.
- CONAFOR (Comisión Nacional Forestal). 2010. Procedimiento para la elaboración de un mapa de áreas de atención prioritaria contra incendios forestales. Gerencia de Protección Contra Incendios Forestales. Comisión Nacional Forestal. SEMARNAT. 49 p.
- Flores-Gárnica, J. G. 2001. Modeling the spatial variability of forest fuels arrays. Tesis Doctorado. Department of Forest Sciences. Colorado State University. Fort Collins, CO. USA. 184 p.
- Flores-Garnica, J. G., J. de D. Benavides-Solorio, C. Valdez Ramírez, D. G. Vega-Montes de Oca y U. D. Casillas-Díaz. 2016a. Descripción de variables para definición de riesgo de incendios forestales en México. Folleto técnico Núm. 1. INIFAP-CIRPAC. Campo Experimental Centro-Altos de Jalisco, México. 61 p.
- Manso-Jiménez, R. W. 2000. Emisiones de gases y partículas de los incendios forestales en Cuba entre 1989 y 1999. Sitio Argentino de Producción Animal. http://www.produccion-animal.com.ar/incendios_y_uso_del_fuego/41-gases.pdf.
- Ramos Vizcaino, I., S. Guerrero-Vázquez y F. M. Huerta-Martínez. 2007. Patrones de distribución geográfica de los mamíferos de Jalisco, México. *Revista mexicana de biodiversidad* 78:175-189.
- Rzedowski, J. 1986. *Vegetación de México*. Limusa. México, D.F. 432 p.
- Villers-Ruiz, L., E. Chuvieco e I. Aguado. 2012. Aplicación del índice meteorológico de incendios canadiense en un parque nacional del centro de México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 3:25-40.

1.12 Flujos anuales de carbono en ecosistemas terrestres de México

Delgado-Balbuena Josué^{1,2}; Yépez Enrico A.¹, Ángeles-Pérez Gregorio³; Aguirre-Gutiérrez Carlos⁴; Arredondo Tulio⁴; Ayala-Niño Fernando⁵; Bullock Stephen H.⁶; Castellanos Alejandro E.⁸; Cueva Alejandro^{6,7}; Figueroa-Espinoza Bernardo⁹; Garatuza-Payán Jaime¹; Hinojo-Hinojo César⁸; Maya-Delgado Yolanda⁵; Méndez-Barroso Luis¹; Oechel Walter¹⁰; Paz-Pellat Fernando^{2,3}; Perez-Ruiz Eli R.¹¹; Rodríguez Julio C.¹³; Rojas-Robles Nidia E.¹; Sánchez-Mejía Zulia M.¹; Uuh-Sonda Jorge⁹; Vargas Rodrigo¹⁴, Verduzco Vivian S.^{1,12}, Vivoni Enrique R.^{11,12} y Watts Christopher¹⁵

¹Instituto Tecnológico de Sonora, Departamento de Ciencias del Agua y Medio Ambiente. 5 de Febrero 818 Sur, Centro, CP 85000, Cd. Obregón, Sonora.

²Programa Mexicano del Carbono. Chiconautla No. 8. Col. Lomas de Cristo. 56230 Texcoco, Edo. de México, México.

³Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo. Km 36.5 Carretera México-Texcoco, CP 56230, Texcoco, Estado de México.

⁴División de Ciencias Ambientales, Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica A. C. (IPICYT), San Luis Potosí, México. 78216.

⁵Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S.C. Av. Instituto Politécnico Nacional 195, Playa Palo de Santa Rita Sur. 23096, La Paz, Baja California Sur, México.

⁶Departamento de Biología de la Conservación, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. Carretera Ensenada-Tijuana No. 3918. 22860 Ensenada, Baja California, México.

⁷Biosphere 2, School of Natural Resources and the Environment and BIO5 Institute, University of Arizona, Arizona USA.

⁸Departamento de Investigaciones Científicas Tecnológicas, Universidad de Sonora (DICTUS), Blvd. L.D. Colosio y Reforma, Hermosillo, Sonora 83000, México.

⁹Instituto de Ingeniería, Laboratorio de Ingeniería y Procesos Costeros, Universidad Nacional Autónoma de México, Puerto de Abrigo S/N, C.P. 97351, Sisal, Yucatán, México.

¹⁰Global Change Research Group, Department of Biology, San Diego State University, San Diego, CA, USA.

¹¹School of Earth and Space Exploration, Arizona State University, Tempe, AZ, USA.

¹²School of Sustainable Engineering and the Built Environment, Arizona State University, Tempe, AZ, USA.

¹³Departamento de Agricultura y Ganadería, Universidad de Sonora, Blvd. L. Encinas y Rosales, Hermosillo, Sonora 83000, México.

¹⁴Department of Plant and Soil Sciences, University of Delaware, Newark, DE, USA.

¹⁵Departamento de Física, Universidad de Sonora, Hermosillo, Sonora, México.

Autor para correspondencia: enrico.yopez@itson.edu.mx

Resumen

Los ecosistemas terrestres controlan la dinámica del CO₂ en la atmósfera a través de los procesos de fotosíntesis y respiración. El entendimiento de los factores que afectan las tasas de captura y liberación de carbono (C) permitirá mejorar las predicciones de los cambios en el clima y sus consecuencias en los ecosistemas. Para tal objetivo es necesario contar con mediciones directas de amplia resolución temporal y espacial del intercambio de C en los ecosistemas. En México, aunque la resolución espacial y temporal de los sitios de monitoreo que integran MexFlux es aún reducida, se cuenta con aproximadamente 70 años-sitio de información de flujos de carbono, principalmente en ecosistemas áridos y semiáridos. El objetivo del presente trabajo fue recopilar y sintetizar la información ya publicada de los balances anuales de carbono y analizar su relación con la precipitación y la productividad (GEP) de MODIS. Se analizaron 30 años-sitio de flujos anuales de C en un rango de precipitación media anual de 182 a 673 mm. El promedio 30 años-sitio sugiere un ligero sumidero de carbono de $-34.4 \pm 121.71 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, presentando además alta variabilidad interanual. La precipitación y la evapotranspiración explicaron poco el intercambio neto de carbono, pero se estimó que los ecosistemas capturan $1.5 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ por cada milímetro de precipitación recibida. Por otra parte, el producto MODIS sobreestimó la productividad en sitios/años menos productivos, mientras que la subestimó para sitios/años más productivos.

Palabras clave: *biogeociencias; covarianza de vórtices; productividad bruta del ecosistema; respiración del ecosistema; MexFlux; MODIS.*

Abstract

Terrestrial ecosystems control the atmospheric carbon (C) dynamics on Earth through photosynthesis and ecosystem respiration. Understanding factors driving C uptake and C release will help us to improve forecasts of climate change. To that end, it is necessary to have direct and precise measurements of the ecosystem carbon (C) exchange, with a broad temporal and spatial coverage. In Mexico, although the spatial and temporal resolution of the monitoring MexFlux sites is still limited, there are already ~70 site-years of carbon flux information, mainly from arid and semi-arid ecosystems. The objective of this work was to compile and synthesize the published information of the annual carbon balance and to analyze their relationship with precipitation and productivity (GPP) of MODIS. We analyzed 30 site-years of annual C fluxes of ecosystems in a range of 182 to 673 mm of mean annual precipitation. On average, ecosystems were slight carbon sinks of $-34.4 \pm 121.71 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, but were highly variable among years. Precipitation and evapotranspiration weakly affected carbon flux variability, but ecosystem uptake was roughly $1.5 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ for each millimeter of precipitation. On the other hand, the MODIS product overestimated GEP in less productive sites/years, while it underestimated GEP in the most productive sites/years.

Key words: *biogeosciences; eddy covariance; gross ecosystem productivity; ecosystem respiration; MexFlux; MODIS.*

Introducción

Los ecosistemas terrestres son el principal controlador de la dinámica del CO₂ atmosférico y el clima de nuestro planeta (Friend *et al.*, 2007) a tal grado que las tasas de emisión y captura de CO₂ por los ecosistemas terrestres son diez veces mayores a las emisiones de CO₂ derivadas de la quema de combustibles fósiles (Zhang *et al.*, 2007). Por lo que la exactitud en las estimaciones del intercambio de carbono entre la biósfera y la atmósfera es crítica para estimar el potencial de secuestro de carbono (C) por los ecosistemas, así como para mejorar la predicción de los impactos del cambio climático sobre estos (Riley *et al.*, 2009; Thomas *et al.*, 2009). Los ecosistemas áridos y semiáridos están limitados por la disponibilidad de agua (Sala *et al.*, 1988) debido a que la suma anual de evapotranspiración potencial (ET_o) supera a la precipitación (PPT; tal que ET_o/PPT = 0.05 – 0.65; Lal, 2004). Estos ecosistemas a pesar de tener baja productividad cubren el 47% de la superficie terrestre y aunado a su alta sensibilidad a la variación climática, controlan la dinámica de CO₂ atmosférico y la tendencia global de los ecosistemas al incremento de captura de carbono observado en las últimas décadas (Ahlström *et al.*, 2015). Por lo tanto, es importante identificar la relación entre la variabilidad de precipitación y los flujos de carbono para poder predecir la respuesta de estos ecosistemas a futuros cambios en los regímenes de precipitación.

A fin de conocer el estatus de los ecosistemas como fuentes o sumideros de carbono, es necesario realizar mediciones continuas del intercambio neto de CO₂ entre la biósfera y la atmósfera (“Net ecosystem exchange”, NEE). El método de covarianza de vórtices (“Eddy covariance”, EC) es un método no destructivo que provee mediciones directas y continuas (de horas a años) del intercambio de materia (ej. carbono, vapor de agua y metano) y energía a nivel ecosistema (de cientos de metros a varios kilómetros; Baldocchi y Meyers, 1988). Mediciones a largo plazo de NEE en múltiples sitios con el método de EC (Baldocchi *et al.*, 1996; Loescher *et al.*, 2006) han permitido cuantificar la variabilidad interanual en los flujos de carbono, así como identificar los factores ambientales que controlan el intercambio de carbono a través de diferentes ecosistemas y escalas de tiempo. Por otra parte, debido a que el NEE es la suma entre la productividad bruta (GEP) y la respiración del ecosistema (Reco), la cual incluye la respiración de las plantas, animales y microorganismos (Chapin *et*

al., 2006), es necesario separar estos flujos a través de modelos dependientes de la temperatura (Reichstein *et al.*, 2005). Este es un tema actual de investigación principalmente en ecosistemas áridos.

México cuenta con una gran diversidad de ecosistemas terrestres; sin embargo, el conocimiento actual de los flujos de materia y energía en ecosistemas mexicanos aún es escaso (Vargas *et al.*, 2012; Martínez-Irizar *et al.*, 2017). No obstante, a través de esfuerzos independientes de diversos investigadores se ha conformado la red MexFlux (Vargas *et al.*, 2013). Esta red de monitoreo de gases de efecto invernadero actualmente cuenta con ~70 años-sitio de información, en sitios de monitoreo que cuentan con entre 0.5 y 10 años de datos continuos. La red incluye una parte importante de los ecosistemas terrestres de México, tales como ecosistemas áridos y semiáridos de pastizal, selvas bajas caducifolias, y ecosistemas de bosque templado.

El objetivo general de este trabajo fue hacer una primera síntesis del conocimiento de los flujos de carbono y vapor de agua en ecosistemas áridos y semiáridos de México que integran el consorcio MexFlux. Como objetivos particulares se determinó el control de la disponibilidad de agua sobre los flujos de carbono, y se evaluó la correspondencia del producto GPP de MODIS con el GEP medido en los sitios MexFlux.

Materiales y Métodos

Sitios de estudio

Se analizaron los balances de carbono (NEE) y sus componentes (GEP y Reco), así como la evapotranspiración (ET) de 8 sitios EC localizados en el noroeste de México, a excepción del sitio El Palmar, el cual está localizado en la Península de Yucatán (Figura 1), con un total de 30 años-sitio.



Figura 1. Distribución de los sitios de monitoreo de flujos de materia y energía MexFlux por tipo de ecosistema (CONABIO, 1999). Estrellas indican todos los sitios que integran MexFlux, y en negro los sitios usados en este estudio.

Recolección de datos

Se usaron sumas anuales de los flujos de carbono y vapor de agua a nivel ecosistema, los cuales se obtuvieron de mediciones de alta frecuencia con el método de covarianza de vórtices. Sólo se consideraron ecosistemas naturales terrestres de México, de fuentes que reportaran el balance de carbono de al menos un año. Dentro de las fuentes de información se incluyeron artículos científicos arbitrados, trabajos de tesis y resúmenes en extenso de las síntesis del Programa Mexicano del Carbono. Además, para el sitio de La Paz se usaron flujos de medias horas obtenidos del repositorio de flujos de carbono de AmeriFlux (<http://ameriflux.lbl.gov/>).

Procesamiento de datos

Todos los flujos de C y vapor de agua fueron obtenidos a través del método de procesamiento estándar aceptado (Aubinet *et al.*, 2012). La velocidad de fricción (u^*) fue el parámetro usado para identificar los periodos nocturnos con desarrollo de turbulencia insuficiente (Reichstein *et al.*, 2005). El rellenado de los huecos en las series de tiempo (“gapfilling”) se hizo con el algoritmo de muestreo de distribución marginal (MDS, Reichstein *et al.*, 2005) mediante la herramienta en línea del Instituto Max Planck, <https://www.bgc-jena.mpg.de/REddyProc/brew/REddyProc.rhtml>. Para la partición del intercambio neto de carbono en sus componentes, productividad bruta del ecosistema (GEP) y respiración del ecosistema (Reco), tal que $-NEE \sim NEP = GEP + Reco$, se usó el método de Reichstein *et al.* (2005) y Lasslop *et al.* (2010).

Se evaluó la correspondencia de la productividad anual medida en los sitios Mexflux con el producto GPP de MODIS (MOD17A2H) a resolución temporal y espacial de 8 días y 500 m, respectivamente.

Análisis estadístico

Se realizaron regresiones lineales entre los flujos de carbono y la disponibilidad de agua (precipitación y evapotranspiración); así como la relación entre la productividad bruta (GEP) y la respiración del ecosistema (Reco). Por otra parte, se calcularon estadísticos descriptivos de los flujos de carbono para ser comparados con los sitios de monitoreo de redes internacionales (ej. FluxNet).

Debido a la cantidad reducida de años de mediciones en varios de los sitios, la mayoría de las relaciones entre variables se hicieron a escala espacial; es decir, se incluyeron todos los años-sitio de flujos anuales. Únicamente para la relación entre el NEE, GEP, Reco y la precipitación se incluyó también la relación entre la variabilidad temporal; es decir, la relación entre el cambio del flujo de C (Ej. $\Delta NEE = NEE \text{ anual} - NEE \text{ promedio}$) y de la precipitación por sitio ($\Delta PPT = PPT \text{ anual} - PPT \text{ promedio}$). Debido a esto, los sitios de Álamos y El Palmar no están incluidos en el análisis de variación temporal, ya que solo se contó con un año-sitio.

Resultados y Discusión

Los ecosistemas estudiados fueron matorrales, pastizales y selvas caducifolias (Cuadro 1). El rango de temperatura media anual en los sitios fue de 17 a 25.5 °C y precipitación media anual de 182 a 650 mm. El promedio de la suma anual de intercambio neto de carbono entre todos los años-sitio fue de $-34.36 \pm 121.72 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (media ± 1 desviación estándar), mientras que la productividad bruta y la respiración del ecosistema promediaron $664.04 \pm 472.90 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ y $585.64 \pm 472.69 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, respectivamente. Todas las magnitudes de los flujos estuvieron dentro del rango para sitios de monitoreo de flujos EC que se han reportado en la red global FLUXNET, cuya media es de $-153 \pm 289 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (Baldocchi *et al.*, 2017). Por otra parte, la variación interanual del NEE ($NEE_t - NEE_{\text{media}}$)

tuvo una desviación estándar de $88.71 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, la cual es 2.5 veces mayor a la media de los flujos, indicando una alta variabilidad interanual en los flujos de C. En general, todos los ecosistemas fueron sumideros moderados de carbono (-24 a $-175 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$), con excepción del sitio con menor precipitación (La Paz), el cual fue en promedio una fuente de C de $92.29 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$.

Cuadro 1. Sitios de monitoreo considerados para el análisis de este estudio.

| Sitio | Tipo de ecosistema | Periodo | Altitud (msnm) | PMA (mm) | TMA (°C) | Referencia |
|-------------|----------------------------|-------------|----------------|----------|----------|--|
| La Paz | Matorral sarcocaulé | 2002 - 2008 | 21 | 182 | 23.6 | Bell <i>et al.</i> , 2012; Hastings <i>et al.</i> , 2012 |
| El Mogor | Matorral esclerófilo | 2008 - 2012 | 409 | 281 | 17 | Aguirre-Gutiérrez, 2014; Villarreal <i>et al.</i> , 2016; Cueva-Rodríguez, 2017. |
| Rayón | Matorral subtropical | 2008 - 2012 | 632 | 481 | 21.4 | Verduzco <i>et al.</i> , 2018 |
| Gracilis | Pastizal semiárido | 2011 - 2016 | 2228 | 424 | 18 | Delgado-Balbuena, 2016 |
| La Colorada | Pastizal inducido / Sabana | 2012 - 2013 | 398 | 343.8 | 22.7 | Hinojo-Hinojo <i>et al.</i> , 2016 |
| Álamos | Selva caducifolia | 2017 | 368 | 673.18 | 23.4 | Rojas-Robles <i>et al.</i> , 2018 |
| Tesopaco | Selva caducifolia | 2005 - 2008 | 426 | 647 | 24.3 | Verduzco <i>et al.</i> , 2015 |
| El Palmar | Selva caducifolia | 2017 | 8 | 650 | 25.5 | Uuh-Sonda <i>et al.</i> , 2018 |

PMA = Precipitación media anual; TMA = Temperatura media anual

La alta variabilidad en el intercambio de carbono en los ecosistemas áridos ha sido mostrada ampliamente en la literatura, con ecosistemas que han sido fuentes (ej. Mielnick *et al.*, 2005; Gilmanov *et al.*, 2007), neutrales (Archibald *et al.*, 2009; Propastin y Kappas, 2009), y/o sumideros de carbono (Wohlfahrt *et al.*, 2008). A pesar de que la contribución media de los ecosistemas áridos y semiáridos en la captura de carbono es baja, su alta variabilidad sugiere que estos ecosistemas controlan de la dinámica del CO_2 atmosférico (Ahlström *et al.*, 2015; Biederman 2017).

El balance anual de carbono en los ecosistemas (NEE ; $\text{g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) estuvo relacionado temporal y espacialmente con la precipitación anual ($p < 0.05$); sin embargo, esta solo explicó el 32% y 34% de la variación interanual de los flujos de C a escala temporal y espacial, respectivamente (Figura 2a). Aspectos como la no linealidad en la respuesta de la productividad a la precipitación (Knapp *et al.*, 2016) y efectos de legados de la precipitación de años (Reichmann *et al.*, 2013) o estaciones pasadas (Delgado-Balbuena, 2016), o un acceso a fuentes de agua subterráneas (Uuh-Sonda *et al.*, 2018) son parte de las explicaciones a la falta de correlación $\text{NEE} - \text{PPT}$.

Por otra parte, el uso de la evapotranspiración (ET) como una variable más adecuada para indicar la disponibilidad de agua en el ecosistema (Biederman *et al.*, 2016) no explicó más variabilidad del NEE que la precipitación ($p < 0.05$, $R^2 = 0.2$; Figura 2b). En contraste, la precipitación explicó el 35% y 36% de la variabilidad de GEP y Reco, respectivamente ($p < 0.05$, Figura 3a), mientras que ET explicó el 66% de variabilidad de GEP y 75% de Reco. La mejora en la relación con el uso de ET se debió principalmente al mejor ajuste del sitio El Palmar (extremo en Figura 3a), el cual tuvo una ET de 400 mm superior a la PPT anual. Esto sugiere que la precipitación no es la única fuente de agua en el ecosistema, sino que la selva del sitio del Palmar tiene un posible acceso a agua subterráneas (Uuh-Sonda *et al.*, 2018).

La relación entre la productividad y la precipitación indica la eficiencia de uso de lluvia (GEP / PPT), mientras que la relación entre la productividad y la evapotranspiración indica la eficiencia de uso de agua del ecosistema ($\text{EWUE} = \text{GEP} / \text{ET}$). En este contexto, por cada milímetro de agua de lluvia recibida, los ecosistemas de México evaluados capturaron $1.51 \pm 0.39 \text{ g C m}^{-2}$ por año, mientras que por cada milímetro de agua evapotranspirada, se capturaron $2.03 \pm 0.28 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$. Sin considerar al

sitio El Palmar, que como se mencionó anteriormente dispone de agua subterránea, la eficiencia de uso de agua fue de $1.4 \pm 0.31 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1} \text{ mm}^{-1}$. Notablemente, la eficiencia de uso de agua estimada para los ecosistemas mexicanos es muy similar a la reportada en ecosistemas de la región del Monzón de Norte América (i.e. $1.46 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$; Biederman *et al.*, 2016).

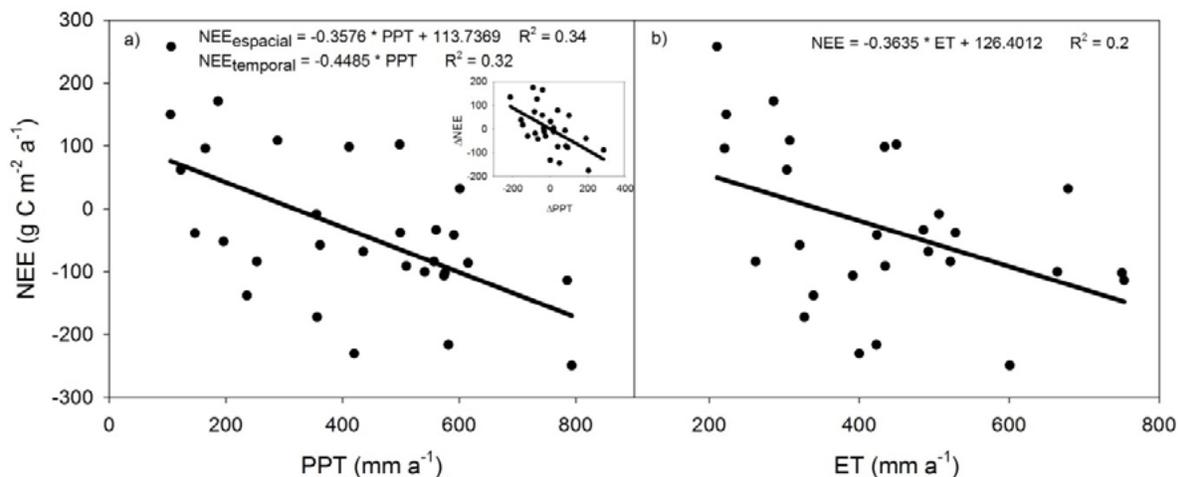


Figura 2. Relación entre el intercambio neto de carbono (NEE), la precipitación anual (a) y la evapotranspiración (b). El inserto en (a) indica la relación entre la variación temporal de NEE y PPT.

Por otra parte, la productividad del ecosistema (GEP) y la respiración (Reco) estuvieron altamente correlacionados ($p < 0.05$, $R^2 = 0.96$; Figura 4a). La pendiente = 0.93 indicó que solo el 7% del carbono capturado por el ecosistema no es liberado a la atmósfera por medio de la respiración.

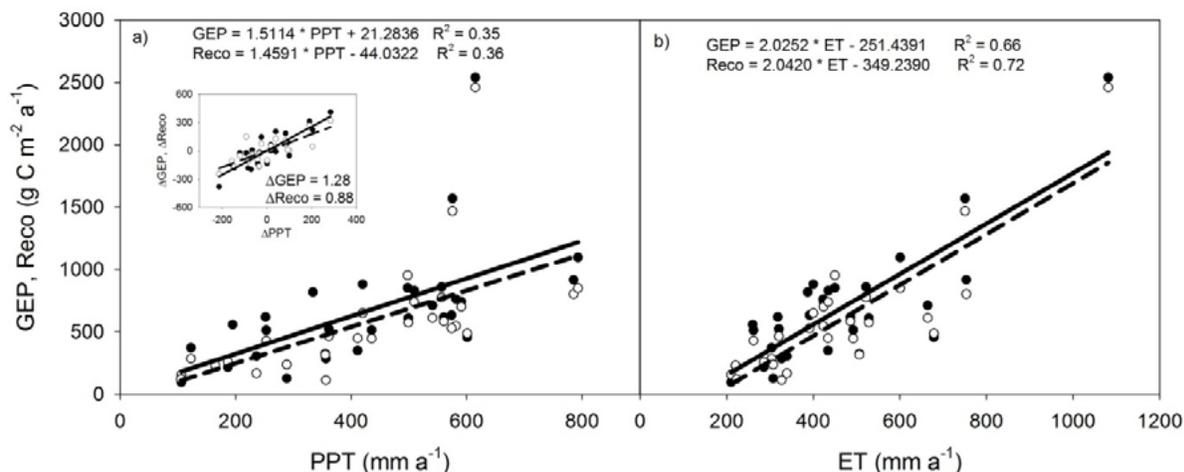


Figura 3. Relación entre la suma anual de la productividad bruta (GEP) y la respiración del ecosistema (Reco) con la precipitación anual (a) y la evapotranspiración (b).

En lo que respecta a la evaluación de la productividad del ecosistema estimada con el producto MODIS, la productividad medida en los sitios MexFlux con el método de covarianza de vórtices correspondió moderadamente con la GPP estimada del modelo MODIS ($p < 0.05$, $R^2 = 0.6$). La pendiente < 1 obtenida de la regresión lineal y la ordenada al origen > 0 (Figura 4b) indicaron fuerte subestimación de GEP en los sitios/años más productivos, mientras que se sobreestimó la productividad

en sitios/años menos productivos. La eliminación del sitio El Palmar dentro de la regresión no influyó significativamente en la pendiente (valor extremo en Figura 4a). En contraste con nuestros resultados, Biederman *et al.* (2017) obtuvieron una relación espacial 1:1 entre la productividad medida y la estimada con MODIS en sitios de características climáticas y de vegetación similares a los sitios analizados en nuestro estudio. Sin embargo, a escala temporal, la pendiente obtenida fue inferior a la observada en los sitios MexFlux (0.41 y 0.31, para sitios MexFlux y los analizados en Biederman *et al.*, (2017), respectivamente). La falta de exactitud en las variables de entrada usadas por MODIS para estimar GPP (ej. Radiación fotosintéticamente activa incidente y absorbida, la meteorología y el índice de área foliar principalmente al inicio de la primavera), así como la saturación del NDVI (índice de vegetación de diferencia normalizada) en áreas/ecosistemas de biomasa aérea densa, son las principales causas de la baja correspondencia con la productividad medida en los sitios EC (Heinsch *et al.*, 2006; Zhao *et al.*, 2006; Gu *et al.*, 2013). El uso de la meteorología medida en los sitios y la estimación de parámetros como la eficiencia de uso de luz y su dependencia del déficit hídrico para cada ecosistema, permitirá mejorar las estimaciones de la productividad a través de sensores de percepción remota.

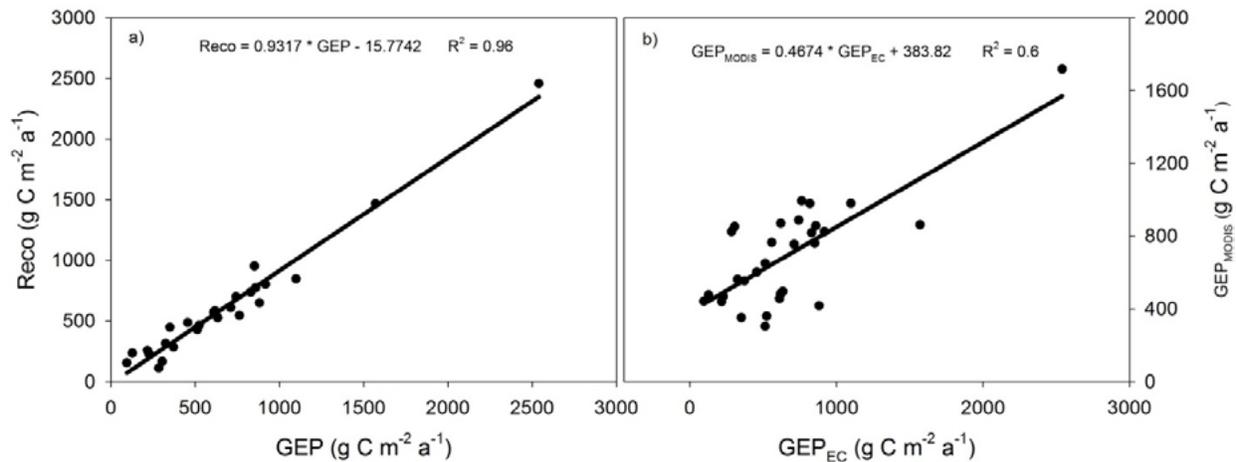


Figura 4.a) Relación entre la productividad bruta del ecosistema y la respiración del ecosistema (Reco), y b) comparación entre la productividad primaria bruta anual del ecosistema (GEP EC) medido en los sitios y el GPP estimado del producto MODIS. La línea punteada en b) denota la relación 1:1.

Conclusiones

El avance en el conocimiento de los flujos verticales de carbono en los ecosistemas de México, aunque todavía escaso, ha sido muy importante desde que se instaló el primer sitio en 2001. Como primera aproximación se identificó a los ecosistemas áridos y semiáridos de México como ligeros sumideros de carbono, pero con alta variabilidad interanual, la cual es controlada fuertemente por la precipitación. Esto nos indica que pueden ser muy vulnerables a los cambios en los patrones de precipitación y el aumento de temperatura que se espera ocurran en el futuro por efecto del cambio climático. Por ejemplo, los modelos de circulación global predicen hasta 20% de reducción en la precipitación invernal y hasta 10% de la precipitación del verano para las regiones áridas y semiáridas de México (Christensen *et al.*, 2007). Por otra parte, se prevén cambios en los patrones de precipitación, con eventos de precipitación más fuertes y periodos de sequía más prolongados (Houghton *et al.*, 2001; Easterling *et al.*, 2000). El aspecto estacional de todos los sitios, con periodos de sequía de hasta 9 meses los hace también más vulnerables a estos cambios.

Es de gran importancia además mantener el funcionamiento de las estaciones de monitoreo por largo plazo. Esto nos permitirá usar la variabilidad natural para esclarecer los papeles de otros factores físicos

en la determinación de los flujos, además de entender procesos que están influenciados por eventos climáticos como “El Niño” que ocurren a escalas mayores a 5 años.

Agradecimientos

JDB agradece la beca de posdoctorado otorgada por el PMC para la realización de este estudio. EAY agradece al proyecto al proyecto CONACYT CB-2013-01: 221014.

Literatura citada

- Aguirre-Gutiérrez, C. 2014. Variabilidad estacional e interanual en la producción primaria bruta y evapotranspiración en un ecosistema de clima mediterráneo en Baja California. Tesis de Maestría. CICESE, Baja California Norte, México.
- Ahlström, A., M. R. Raupach, G. Schurgers, B. Smith, A. Arneeth, M. Jung, M. Reichstein, J. G. Canadell, P. Friedlingstein, A. K. Jain, E. Kato, B. Poulter, S. Sitch, B. D. Stocker, N. Viovy, Y. P. Wang, A. Wiltshire, S. Zaehle and N. Zeng. 2015. The dominant role of semi-arid ecosystems in the trend and variability of the land CO₂ sink. *Science* 348:895–899.
- Archibald, S. A., A. Kirton, M. R. van der Merwe, R. J. Scholes, C. A. Williams and N. Hanan. 2009. Drivers of inter-annual variability in Net Ecosystem Exchange in a semi-arid savanna ecosystem, South Africa. *Biogeosciences* 6:251-266.
- Aubinet M., T. Vesala and D. Papale (eds.). 2012. *Eddy Covariance: A Practical Guide to Measurement and Data Analysis*. Springer Netherlands 438 p. DOI:10.1007/978-94-007-2351-1
- Baldocchi, D., H. Chu and M. Reischtein. 2017. Inter-annual variability of net and gross ecosystem carbon fluxes: A review. *Agricultural and Forest Meteorology* 249: 520-533.
- Baldocchi, D., B. Hicks and T. Meyers. 1996. Measuring biosphere-atmosphere exchanges of biologically related gases with micrometeorological methods. *Ecology* 69:1331-1340.
- Baldocchi, D. and T. Meyers. 1988. Turbulence structure in a deciduous forest. *Boundary-Layer Meteorology* 43:345-364.
- Bell, T. W., O. Menzer, E. Troyo-Diéguez and W. C. Oechel. 2012. Carbon dioxide exchange over multiple temporal scales in an arid shrub ecosystem near La Paz, Baja California Sur, Mexico. *Global Change Biology* 18:2570-2582.
- Biederman J. A., R. L. Scott, M. L. Goulden, R. Vargas, M. E. Litvak, T. E. Kolb, E. A. Yepez, W. C. Oechel, P. D. Blanken, T. W. Bell, J. Garatuza-Payan, G.E. Maurer, S. Dore and S. P. Burns. 2016. Terrestrial carbon balance in a drier world: the response of semiarid ecosystem CO₂ exchange to water availability in North America. *Global Change Biology* 22:1867-1879.
- Biederman, J. A., R. L. Scott, T. W. Bell, D. R. Bowling, S. Dore, J. Garatuza-Payan, T. E. Kolb, P. Krishnan, D. J. Krofcheck, M. E. Litvak, G. E. Maurer, T. P. Meyers, W. C. Oechel, S. A. Papuga, G. E. Ponce-Campos, J. C. Rodriguez, W. K. Smith, R. Vargas, C. J. Watts, E. A. Yepez and M. L. Goulden. 2017. CO₂ exchange and evapotranspiration across dryland ecosystems of southwestern North America. *Global Change Biology* 23:4204-4221.
- Chapin III, F. S., G. M. Woodwell, J. T. Randerson, E. B. Rastetter, G. M. Lovett, D. D. Baldocchi, D. A. Clark, M. E. Harmon, D. S. Schimel, R. Valentini, C. Wirth, J. D. Aber, J. J. Cole, M. L. Goulden, J. W. Harden, M. Heimann, R. W. Howarth, P. A. Matson, A. D. McGuire, J. M. Melillo, H. A. Mooney, J. C. Neff, R. A. Houghton, M. L. Pace, M. G. Ryan, S. W. Running, O. E. Sala, W. H. Schlesinger and E.-D. Schulze. 2006. Reconciling carbon-cycle concepts, terminology, and methods. *Ecosystems* 9:1041–1050 doi.org/10.1007/s10021-005-0105-7
- Christensen, J. H., B. Hewitson, A. Busuioc, A. Chen, X. Gao, I. Held, R. Jones, R. K. Kolli, W.-T. Kwon, R. Laprise, V. Magaña Rueda, L. Mearns, C. G. Menéndez, J. Räisänen, A. Rinke, A. Sarr and P. Whetton, 2007: Regional Climate Projections. *In*: Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K. B. Averyt, M. Tignor and H. L. Miller (eds.). *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). 1999. 'Uso de suelo y vegetación modificado por CONABIO'. Escala 1: 1000000. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México, México.
- Cueva-Rodríguez, A. 2017. Biophysical controls of ecosystem fluxes of carbon in a semiarid Mediterranean shrubland. Tesis de Doctorado. CICESE, Baja California Norte, México.
- Delgado-Balbuena, J. 2016. Variability of carbon fluxes at different time-scales and their biotic and environmental controls on a short-grass steppe in Central Mexico. Tesis de Doctorado. IPICYT, San Luis Potosí, México.
- Easterling, D. R., G. A. Meehl, C. Parmesan, S. A. Changnon, T. R. Karl and L. O. Mearns. 2000. Climate Extremes: Observations, Modeling, and Impacts. *Science* 289:2068-2074.
- Friend, A. D., A. Arneeth, N. Y. Kiang, M. Lomas, J. Ogee, C. Rödenbeck, S. W. Running, J. D. Santaren, S. Sitch, N. Viovy, F. I. Woodward and S. Zaehle. 2007. FLUXNET and modelling the global carbon cycle. *Global Change Biology* 13:610–633.
- Gilmanov, T., J. F. Soussana, L. Aires, V. Allard, C. Ammann, M. Balzarolo, Z. Barcza, C. Bernhofer, C. Campbell, A. Cernusca, A. Cescatti, J. Clifton-Brown, B. O. M. Dirks, S. Dore, W. Eugster, J. Fuhrer, C. Gimeno, T. Grünwald, L. Haszpra and G. Wohlfahrt. 2007. Partitioning European grassland net ecosystem CO₂ exchange into gross primary productivity and ecosystem respiration using light response function analysis. *Agriculture Ecosystems & Environment*. 121:93-120 10.1016/j.agee.2006.12.008.
- Gu, Y., B. K. Wylie, D. M. Howard, K. P. Phuyal and L. Ji. 2013. NDVI saturation adjustment: A new approach for improving cropland performance estimates in the Greater Platte River Basin, USA. *Ecological Indicators* 30: 1–6. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.01.041>

- Hastings, S. J., W. C. Oechel and A. Muhlia-Melo. 2005. Diurnal, seasonal and annual variation in the net ecosystem CO₂ exchange of a desert shrub community (Sarcocaulis) in Baja California, Mexico. *Global Change Biology* 11:927-939.
- Heinsch, F. A., M. Zhao, S. W. Running, J. S. Kimball, R. R. Nemani, K. J. Davis, P. V. Bolstad, B. D. Cook, A. R. Desai, D. M. Ricciuto, B. E. Law, W. C. Oechel, H. Kwon, H. Luo, S. C. Wofsy, A. L. Dunn, J. W. Munger, D. D. Baldocchi, L. Xu, D. Y. Hollinger, A. D. Richardson, P. C. Stoy, M. B. S. Siqueira, R. K. Monson, S. P. Burns and L. B. Flanagan. 2006. Evaluation of Remote Sensing Based Terrestrial Productivity From MODIS Using Regional Tower Eddy Flux Network Observations. *IEEE transactions on Geoscience and Remote Sensing* 44 doi.org/10.1109/TGRS.2005.853936
- Hinojo-Hinojo, C., A. E. Castellanos, J. C. Rodriguez, J. Delgado-Balbuena, J. R. Romo-León, H. Celaya-Michel and T. E. Huxman. 2016. Carbon and Water Fluxes in an Exotic Buffelgrass Savanna. *Rangeland Ecology & Management* 69:334-341.
- Houghton, J. T. 2001. *Climate change 2001: the scientific basis: contribution of Working Group I to the third assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* (J. T. Houghton, Ed.). Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press.
- Knapp, A. K., P. Ciais and M. D. Smith. 2016. Reconciling inconsistencies in precipitation-productivity relationships: implications for climate change. *New Phytologist* 214:41-47
- Kutsch, W. L., C. Liu, G. Hörmann and M. Herbst. 2005. Spatial heterogeneity of ecosystem carbon fluxes in a broadleaved forest in Northern Germany. *Global Change Biology* 11:70-88.
- Lasslop, G., M. Reichstein, D. Papale, A. D. Richardson, A. Arneth, A. Barr, P. Stoy and G. Wohlfahrt. 2010. Separation of net ecosystem exchange into assimilation and respiration using a light response curve approach: critical issues and global evaluation. *Global Change Biology* 16:187-208.
- Loescher, H., G. Starr, T. Martin, M. Binford and H. Gholz. 2006. The Effect of Local Atmospheric Circulations on Daytime Carbon Dioxide Flux Measurements over a *Pinus elliotii* Canopy. *Journal of Applied Meteorology and Climatology* 45:1127-1140.
- Martínez-Yrizar, A., J. Álvarez-Sánchez y M. Maass. 2017. Análisis y perspectivas del estudio de los ecosistemas terrestres de México: dinámica hidrológica y flujos de nitrógeno y fósforo. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 88:27-41 <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.10.008>.
- Mielnick, P., W. A. Dugas, K. Mitchell and K. Havstad. 2005. Long-term measurements of CO₂ flux and evapotranspiration in a Chihuahuan desert grassland. *Journal of Arid Environments* 60:423-436
- Propastin, P. and M. Kappas. 2009. Modeling Net Ecosystem Exchange for Grassland in Central Kazakhstan by Combining Remote Sensing and Field Data. *Remote Sensing* 1:159-183.
- Reichmann, L. G., O. E. Sala and D. P. C. Peters. 2013. Precipitation legacies in desert grassland primary production occur through previous-year tiller density. *Ecology* 94:435-443.
- Reichstein, M., E. Falge, D. Baldocchi, D. Papale, M. Aubinet, P. Berbigier, C. Bernhofer, N. Buchmann, T. Gilmanov, A. Granier, T. Grünwald, K. Havránková, H. Ilvesniemi, D. Janous, A. Knohl, T. Laurila, A. Lohila, D. Loustau, G. Matteucci, T. Meyers, F. Miglietta, J. M. Ourcival, J. Pumpanen, S. Rambal, E. Rotenberg, M. Sanz, J. Tenhunen, G. Seufert, F. Vaccari, T. Vesala, D. Yakir and R. Valentini. 2005. On the separation of net ecosystem exchange into assimilation and ecosystem respiration: review and improved algorithm. *Global Change Biology* 11:1424-1439 doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.001002.x.
- Riley, W., S. Biraud, M. Torn, M. Fischer, D. Billesbach and J. Berry. 2009. Regional CO₂ and latent heat surface fluxes in the Southern Great Plains: Measurements, modeling, and scaling. *J. Geophys. Res.*, 114:G04009, doi:10.1029/2009JG001003
- Rojas-Robles, N. E., E. A. Yépez, J. Garatuzo-Payan y M. A. Rivera-Díaz. 2018. Productividad neta del ecosistema, sus componentes y evapotranspiración en un bosque tropical seco maduro en el Noroeste de México. *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2018*.
- Sala, O. E., W. J. Parton and W. K. Lauenroth. 1988. Primary production of the Central Grassland region of the United States. *Ecology*, 69:40-45.
- Thomas, C., B. Law, J. Irvine, J. Martin, J. Pettijohn and K. Davis. 2009. Seasonal hydrology explains interannual and seasonal variation in carbon and water exchange in a semiarid mature ponderosa pine forest in central Oregon. *J. Geophys. Res.* 114:G04006.
- Uuh-Sonda, J. M., B. Figueroa-Espinoza, M. P. Gómez-Nicolás, H. A. Gutiérrez-Jurado y L. A. Méndez-Barroso. 2018. Variación estacional de los flujos de Carbono y Agua sobre la Selva Baja Caducifolia Yucateca en la Reserva Estatal "El Palmar". *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2018*.
- Vargas, R., H. W. Loescher, T. Arredondo, E. Huber-Sannwald, J. R. Lara-Lara and E. A. Yépez. 2012. Opportunities for advancing carbon cycle science in Mexico: toward a continental scale understanding. *Environmental Science and Policy* 21:84-93 doi: 10.1016/j.envsci.2012.04.003.
- Vargas, R., E. A. Yépez, J. L. Andrade, G. Ángeles, T. Arredondo, A. E. Castellanos, J. Delgado-Balbuena, J. Garatuzo-Payan, E. Gonzalez del Castillo, W. Oechel, A. Sánchez-Azofeifa, E. Velasco, E. R. Vivoni, E. and C. Watts. 2013. Progress and opportunities for monitoring greenhouse gases fluxes in mexican ecosystems: the mexflux network. *Atmósfera* 26:325-336.
- Verduzco, V., E. R. Vivoni, E. A. Yépez, T. Tarín, J. Garatuzo-Payán and V. Y. Ivanov. 2018. Climate Change Impacts on Net Ecosystem Production in a Subtropical Shrubland of Northwestern México *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 123:688-711.
- Verduzco, V. S., J. Garatuzo-Payán, E. A. Yépez, C. J. Watts, J. C. Rodríguez, A. Robles-Morua and E. R. Vivoni. 2015. Variations of net ecosystem production due to seasonal precipitation differences in a tropical dry forest of northwest Mexico. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 120:2081-2094.
- Villarreal, S., R. Vargas, E. A. Yépez, J. S. Acosta, A. Castro, M. Escoto-Rodríguez, E. Lopez, J. Martínez-Osuna, J. C. Rodríguez, S. V. Smith, E. R. Vivoni and C. J. Watts. 2016. Contrasting precipitation seasonality influences evapotranspiration dynamics in water-limited shrublands. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 121: 494-508 doi.org/10.1002/2015JG003169.
- Wohlfahrt, G., A. Hammerle, A. Haslwanter, M. Bahn, U. Tappeiner and A. Cernusca. 2008. Seasonal and inter-annual variability of the net ecosystem CO₂ exchange of a temperate mountain grassland: Effects of weather and management. *J Geophys Res* 113: D08110.

- Zhang, L., Y. Chen, W. Li and R. Zhao. 2007. Seasonal variation of soil respiration under different land use/land cover in arid region, *Science in China Series D: Earth Sciences* 50:76-85.
- Zhao, M., S. W. Running and R. R. Nemani. 2006. Sensitivity of moderate resolution imaging spectroradiometer (MODIS) terrestrial primary production to the accuracy of meteorological reanalyses. *Journal of Geophysical Research* 111(G01002). doi:10.1029/2004JG000004.6

1.13 Flujos de C entre dos ecosistemas contrastantes del Noroeste de México

Ayala-Niño Fernando¹; Yépez Enrico A.²; Oechel Walter C.³; Garatuza-Payan Jaime²; Troyo-Diéguez Enrique¹ y Maya-Delgado Yolanda¹

¹Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S.C. Instituto Politécnico Nacional No. 195. Col. Playa Palo de Santa Rita. CP 23090, La Paz, B.C.S. México, México.

²Departamento de Ciencias del Agua y del Medio Ambiente, Instituto Tecnológico de Sonora, 5 de Febrero No.818 Sur, CP 85000, Ciudad Obregón, Sonora, México.

³Global Change Research Group, Department of Biology, San Diego State University, San Diego, CA 92182, USA
Autor para correspondencia: fayala@pg.cibnor.mx

Resumen

El sistema de monzón de Norteamérica (NAMS) y la lluvia ciclónica que acarrea humedad de los trópicos son los principales fenómenos que controlan la disponibilidad de humedad para la productividad de los ecosistemas en el noroeste de México. Un aumento de las concentraciones de CO₂ anticipa variaciones en las lluvias regionales, lo que puede representar cambios en la respuesta de los procesos biológicos de los ecosistemas. El presente estudio compara la dinámica del intercambio neto de carbono del ecosistema (NEE), en dos ecosistemas del noroeste de México, una selva baja caducifolia (TS) y un matorral sarcocaulé (LP). Las mediciones se realizaron mediante la técnica de covarianza de vórtices durante 2006 y 2007. Ambos ecosistemas mostraron baja actividad durante los primeros meses del año con valores cercanos a cero, posterior a este proceso, valores negativos de NEE fueron registrados durante julio a septiembre para el sitio TS y durante septiembre a noviembre para el sitio LP. Ambos ecosistemas mostraron periodos evidentes de captura, sin embargo, el sitio TS mostró un periodo más notorio y de mayor duración para ambos años resultado de la producción de follaje debido a la influencia del NAMS. El sitio LP muestra una menor cobertura vegetal, así como una limitada producción de follaje producto de la limitada temporada de lluvias.

Palabras clave: *eddy covariance; flujos de carbono; NEE; Sonora; Baja California Sur.*

Abstract

The North American monsoon system (NAMS) and the cyclonic rainfall that brings moisture from the tropics are the main drivers for moisture availability for ecosystem production in the Mexican northwest. An increment in the atmospheric CO₂ concentrations will bring variation in these regional precipitation systems, which may cause changes in the biological response of regional ecosystems. This study compares the net ecosystem exchange of CO₂ of two ecosystems in the Mexican northwest, a tropical deciduous forest (TS) and an arid shrubland (LP). Measurements were carried with the eddy covariance technique in 2006 and 2007, both systems showed low productivity during the first months of the year with values near zero, later on, between July and September, for TS and September to November for LP, both systems showed a net CO₂ gain (negative NEE values). The TS site was showed a longer and more pronounced CO₂ capture, in relation with a denser canopy influence by the NAMS. The LP site has a lower vegetation cover due to a limited rainy season.

Key words: *eddy covariance; carbón fluxes; NEE; Sonora; Baja California Sur.*

Introducción

El conocimiento sobre la dinámica del carbono (C) en los ecosistemas terrestres es esencial para el entendimiento del balance global del carbono, los patrones y los controles sobre el flujo del C. En este sentido el intercambio neto de carbono del ecosistema (NEE) es una medida ampliamente aplicada de la respuesta a la variación climática a nivel de ecosistema (Baldocchi, 2008).

El sistema de monzón de Norteamérica (NAMS) es el cambio estacional de los vientos que controlan las precipitaciones hacia el interior del suroeste de los Estados Unidos y el noroeste de México. Las complejas interacciones entre el calentamiento superficial, la topografía y los patrones de circulación atmosférica modulan la cantidad de humedad que se transporta principalmente del Océano Pacífico Tropical hacia el occidente de México y el sureste de los Estados Unidos, lo que da inicio a la estación húmeda de verano (Adams y Comrie, 1997; Brito *et al.*, 2010). En el noroeste de México este mesosistema es responsable de la entrada de agua en los ecosistemas terrestres, aunque su influencia es menor en la península de Baja California en donde los sistemas ciclónicos tienen una importancia relativa mayor para el abastecimiento de agua (Diaz *et al.*, 2008).

El incremento en las concentraciones de CO₂ hacia la atmósfera anticipa cambios en la respuesta de las lluvias regionales y de los patrones de humedad en el suelo, por lo que la respuesta de los ecosistemas ante dichos cambios puede tener impactos importantes tanto en la función, estructura, así como en los procesos biológicos de los ecosistemas (Yépez *et al.*, 2007; Pérez-Ruíz *et al.*, 2010).

En los estudios recientes de las mediciones NEE en ecosistemas áridos y semiáridos han resaltado la influencia de los contrastes estacionales húmedos/secos, y el papel de la variabilidad de las precipitaciones interanuales en el equilibrio del C del ecosistema (Scott *et al.*, 2009). Aunque los flujos de C en las regiones áridas son poco conocidos, estos ecosistemas probablemente muestren diferencias en la estacionalidad de las precipitaciones a nivel regional, así como en los procesos de ciclaje del C (Hastings *et al.*, 2005).

Aunque los flujos de C, condiciones ambientales (precipitación y temperatura), así como la influencia del NAMS y otros sistemas ciclónicos en el clima han sido bien documentadas en el noroeste de México, no se han llevado a cabo estudios comparativos entre sitios de monitoreo de C para la región a escala interanual. El objetivo del presente estudio es identificar las diferencias en el tiempo y magnitud del NEE entre una comunidad de matorral sarcocaula y una selva baja caducifolia del noroeste de México mediante la técnica de eddy covariance.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo durante 2006 y 2007 en dos ecosistemas contrastantes del noroeste de México; uno de ellos localizado en el ejido la estrella, localizado a 7.5 km del poblado de Rosario de Tesopaco, Sonora y el otro ubicado en la localidad de El Comitán, aproximadamente a 15 km de la ciudad de La Paz, BCS. México (Figura 1).

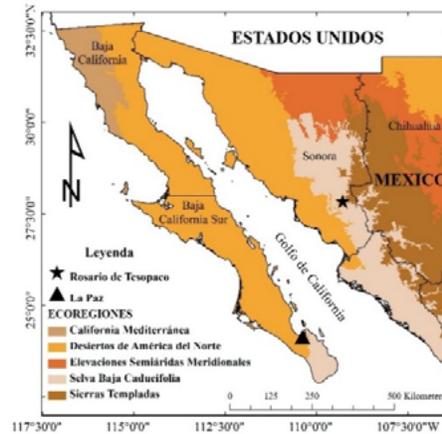


Figura 2. Localización de los sitios de estudio.

Rosario de Tesopaco, Sonora, México

El sitio de estudio se localiza en un lomerío cercano a las faldas de la Sierra Madre Occidental aproximadamente a 86 km al noreste de Cd. Obregón Sonora. El clima es seco y semiárido con una temperatura media anual de 24.3° C. Una precipitación media anual de 647 mm con el mayor aporte de julio a septiembre durante la temporada de monzón. La geología está dominada por rocas plutónicas y sedimentarias. Los suelos dominantes son Leptosoles, Cambisoles, Regosoles y Vertisoles. La vegetación corresponde a una selva baja caducifolia dominada por diferentes especies de leguminosas como: *Lysloma divaricatum*, *Ipomoea arborescens*, *Acacia cochliacantha*, *Haematoxylum brasiletto*, *Celtis reticulata* (Verduzco *et al.*, 2015).

La Paz, BCS, México

El sitio de estudio está ubicado dentro de la estación biológica del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste (CIBNOR S.C.) aproximadamente a 15 km al oeste de la ciudad de La Paz BCS. El clima es árido, seco y extremadamente cálido la mayor parte del año con una temperatura media anual de 23°C, alcanzando hasta 45°C en julio, agosto y septiembre. La precipitación media anual es de 178 mm con el mayor aporte en agosto y septiembre, asociadas principalmente a tormentas tropicales. La geología predominante es granito, granodiorita, riolita y rocas basálticas. Los principales grupos de suelo son Cambisoles y Calcisoles (IUSS Working group WRB, 2014). La vegetación corresponde a un matorral sarcocaula con especies representativas como: *Cyrtocarpa edulis*, *Jathropha cinerea*, *J. cuneata*, *Bursera microphylla*, *Prosopis articulata* and *Fouquieria diguetii*. (Maya and Arriaga, 1996).

Metodología

Las tasas de intercambio neto del ecosistema en las localidades de La Paz, BCS (LP) y Rosario de Tesopaco, Sonora (TS), fueron medidas mediante la técnica de covarianza de vórtices (eddy covariance) (Baldocchi, 2008). Para cada sitio, el sistema de covarianza consistió en un analizador de gases infrarrojo de respuesta rápida (LI-7500, LI-COR, Lincoln, NE, USA), así como un anemómetro sónico tridimensional (Wind Master Pro, Gill Instruments, Lymington, UK) para el sitio LP, en tanto que para el sitio TS se utilizó un anemómetro sónico tridimensional (CSAT3, Campbell Scientific, Logan, UT); ambos situados sobre torres meteorológicas de 13 m de altura. Las mediciones se realizaron de enero de 2006 a diciembre de 2007 donde los flujos de CO₂ y H₂O fueron almacenados y

promediados cada 30 min utilizando el software EddyPro (LI-COR, Lincoln, NE, USA) y corregidos mediante los procesos propuestos por Webb *et al.* (1980) y Moncrief *et al.* (1996).

Resultados y Discusión

Condiciones meteorológicas en 2006 y 2007

De acuerdo con el análisis de precipitación, el sitio Rosario de Tesopaco (TS) mostró la mayor precipitación (578.7 y 780.2 mm), mientras que en el sitio La Paz (LP) se totalizaron 221.7 y 159.8 mm para el año 2006 y 2007 respectivamente. El periodo de mayor precipitación fue durante junio y septiembre para ambos años, sin embargo, el año más húmedo fue 2007 con un periodo extra de precipitaciones durante noviembre y diciembre para ambos sitios. La temperatura media anual durante el periodo de estudio registró 24.3 ± 4.7 para el sitio TS y 23.6 ± 4.9 °C para el sitio LP para los años 2006 y 2007. El promedio de temperatura más bajo fue registrado durante enero y diciembre (16.4 - 17.6 y 14.4 - 15.6 °C, respectivamente), en tanto que la media más alta fue registrada en julio y septiembre con valores de 29.8 y 31.4 °C para ambos años.

Variaciones interanuales del intercambio neto del ecosistema (NEE)

Durante los 24 meses de mediciones en los sitios LP y TS en el noroeste de México, se observaron bajas tasas de actividad del NEE durante los primeros cinco meses de cada año para ambos sitios de estudio. Valores negativos sugieren una captura de CO₂, por lo que valores registrados para el sitio TS fueron observados desde julio a septiembre, en tanto que para el sitio LP fueron observados de septiembre a octubre del 2006 (Figura 2).

Para el año 2007, el sitio TS mostró valores negativos de NEE de julio a noviembre, mientras que para el sitio LP los valores negativos fueron registrados de octubre a diciembre (Figura 3).

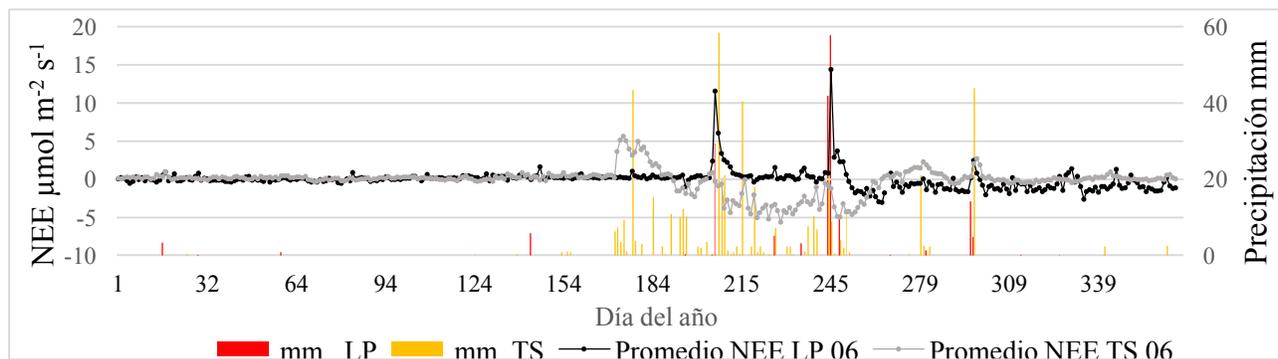


Figura 2. Evolución temporal del intercambio neto del ecosistema (NEE) para el año 2006. TS= Rosario de Tesopaco, Sonora; LP= La Paz, BCS.

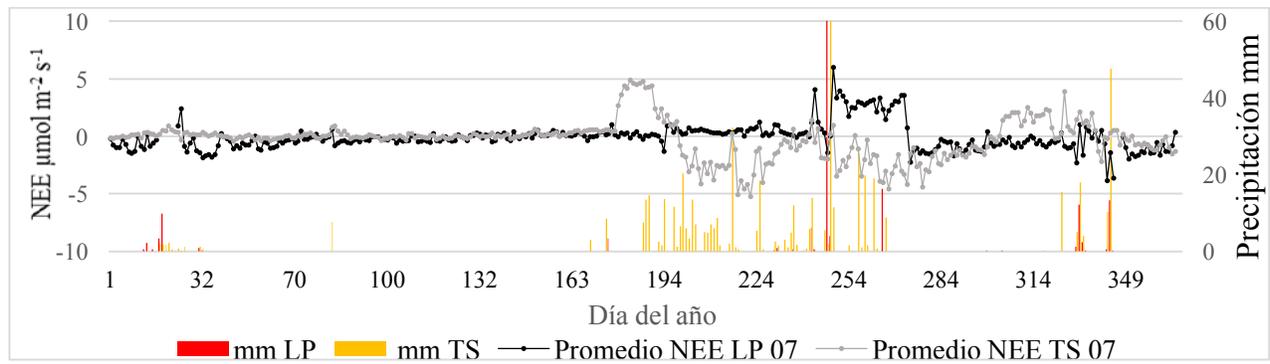


Figura 3. Evolución temporal del intercambio neto del ecosistema (NEE) para el año 2007. TS= Rosario de Tesopaco, Sonora; LP= La Paz, BCS.

Resultados sobre el intercambio neto del ecosistema entre 2006 y 2007 mostraron similitudes durante los primeros meses del año para ambos sitios, donde debido a la escasez de agua y la limitada actividad biológica el intercambio neto del ecosistema tiende a cero (Pérez-Ruiz *et al.*, 2010). Ambos ecosistemas muestran evidentes periodos de captura de C (flujos negativos) desde julio a septiembre para el sitio TS, y de septiembre a diciembre para el sitio LP. En este sentido, el sitio TS mostró un periodo de captura más notorio y de mayor duración para ambos años que en el sitio LP, lo cual puede ser explicado por la producción de follaje debido principalmente a la influencia del NAMS en la región (Pérez-Ruiz *et al.*, 2010; Verduzco *et al.*, 2015).

En contraste, el sitio LP presenta una menor captura de C, lo cual puede ser el resultado de diversas características físicas y biológicas en el ecosistema que intervienen en el funcionamiento de los estomas y las adaptaciones de las hojas (Noy-Meir, 1973), menor y discontinua cobertura vegetal (Maya y Arriaga, 1996), así como un limitado desarrollo de follaje que depende de la cantidad y duración de la estación lluviosa que no está controlada por el NAMS sino por sistemas ciclónicos (Hastings *et al.*, 2005).

Flujos positivos de CO₂ son característicos tras las primeras lluvias para ambos sitios de estudio, lo cual sugiere una dominancia de la respiración ecosistémica durante este periodo en donde el follaje es limitado (Verduzco *et al.*, 2015). Existen diferencias entre los sitios de estudio con respecto a las emisiones y podrían ser causadas por la duración de los pulsos de precipitación, así como de la profundidad a la cual pueden llegar los pulsos para promover la actividad biológica y la descomposición de la materia orgánica del suelo (Schwinning y Sala, 2004). En el sitio LP la producción y descomposición de la hojarasca está limitada por su presencia en el suelo, la sequía y las altas temperaturas; al ser un área con una menor densidad de organismos vegetales, la acción del viento tiene 2 factores principales: 1) promover la ruptura a través de la fricción en el suelo; y 2) sobre su permanencia y almacenamiento en la superficie del suelo, por lo que sólo después de los pulsos de precipitación (que activan a la comunidad de descomponedores) se llevó a cabo la descomposición de la materia orgánica (Arriaga y Maya, 2007).

Por el contrario, en el sitio TS la acumulación de materia orgánica en el suelo, junto con las condiciones óptimas de humedad y temperatura proporcionan un periodo de descomposición más largo que permite el desarrollo de un alto número de procesos biológicos en el ecosistema (Schwinning y Sala, 2004; Verduzco *et al.*, 2015).

Otro factor determinante que puede explicar las diferencias entre los sitios son los periodos de lluvias, la ubicación geográfica y las condiciones climáticas predominantes; mientras que el sitio LP se ubica en una región de alta temperatura y aridez con precipitaciones de tormentas y huracanes al final del verano (González-Abraham *et al.*, 2010), el sitio TS está ubicado en las laderas de la Sierra Madre Occidental (SMO), por lo que la influencia del NAMS junto con el vapor de agua del Golfo de California al momento de estrellarse con la SMO, asciende hasta alcanzar su nivel de condensación de

precipitación sobre la cadena montañosa, por lo que esta región es considerada meteorológicamente menos árida (Salinas-Zavala *et al.*, 1998), demostrando que los intercambios de C entre los ecosistemas y la atmósfera dependen en gran medida de las variaciones anuales y estacionales de las lluvias (Schwinning y Sala, 2004; Méndez-Barroso *et al.*, 2009).

Conclusiones

El presente estudio comprende el primer estudio comparativo del intercambio neto del ecosistema en dos ecosistemas contrastantes del noroeste de México mediante la técnica de covarianza de vórtices bajo la influencia del NAMS.

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), a la Universidad Estatal de San Diego (SDSU) y al Grupo de Investigación en Cambio Climático por los datos proporcionados y al Programa de Fomento y Apoyo a Proyectos de Investigación. (*PROFAPI*) del Instituto Tecnológico de Sonora (ITSON) por el apoyo proporcionado.

Literatura citada

- Adams, D. K. and A. C. Comrie. 1997. The North American Monsoon. *Bulletin of the American Meteorological Society* 78:2197-2213.
- Arriaga, L. and Y. Maya. 2007. Spatial Variability in Decomposition Rates in a Desert Scrub of Northwestern Mexico. *Plant. Ecol.* 189:213-225.
- Baldocchi, D. 2008. "Breathing" of the terrestrial biosphere: Lessons learned from a global network of carbon dioxide flux measurement systems. *Aust. J. Bot.* 56:1-26.
- Brito-Castillo, L., M. A. Crimmins and S. C. Díaz C. 2010. Clima. pp. 73-96. *In: Molina, F. E. and T. R. Van Devender (eds.). Diversidad Biológica de Sonora. CONABIO, México D.F.*
- Díaz S. C., C. A. Salinas-Zavala and S. Hernández-Vázquez. 2008. Variability of rainfall from tropical cyclones in northwestern México and its relation to SOI and PDO. *Atmósfera* 21:213-223.
- González-Abraham, C. E., P. P. Garcillán and E. Ezcurra. 2010. Ecorregiones de la península de Baja California: Una síntesis. *Bol. Soc Bot México* 87:69-82.
- Hastings, S. J., W. C. Oechel and A. Muhlia-Melo. 2005. Diurnal, seasonal and annual variation in the net ecosystem CO₂ exchange of a desert shrub community (Sarcocaulis) in Baja California, Mexico. *Glob. Change Biol.* 11:927-939.
- IUSS. Working Group WRB. 2014. World Reference Base for Soil Resources 2014. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome.
- Maya, Y. and L. Arriaga. 1996. Litterfall and phenological patterns of the dominant overstorey species of a desert scrub community in north-western México. *J. Arid Environ.* 34:23-35.
- Méndez-Barroso, L. A., E. R. Vivoni., C. J. Watts and J. C. Rodríguez. 2009. Seasonal and interannual relation between precipitation, surface soil moisture and vegetation dynamics in the North American monsoon region. *J. Hydrol.* 377:59-70.
- Moncrieff, J. B., Y. Mahli and R. Leuning. 1996. The propagation of errors in long term measurements of land atmosphere fluxes of carbon and water. *Glob. Change. Biol.* 2:231-240.
- Noy-Meir, I. 1973. Desert ecosystems: environment and producers. *Annu Rev Ecol.* 4:25-41.
- Pérez-Ruiz, E. R., E. A. Yépez, J. Garatuza-Payán, C. Watts, J. C. Rodríguez, E. R. Vivoni and L. A. Méndez-Barroso. 2010. Carbon dioxide and water vapour exchange in a tropical dry forest as influenced by the North American Monsoon System (NAMS). *J. Arid Environ.* 74:556-563.
- Scott, R. L., G. D. Jenerette, D. L. Potts and T. E. Huxman. 2009. Effects of seasonal drought on net carbon dioxide exchange from woody-plant-encroached semiarid grassland. *J. Geophys. Res.* 114.
- Schwinning, S. and O. Sala. 2004. Hierarchy of responses to resource pulses in arid and semi-arid ecosystems. *Oecologia* 141:211-220.
- Verduzco, V. S., J. Garatuza-Payán., E. A. Yépez., C. J. Watts., J. C. Rodríguez., A. Robles-Morua and E. R. Vivoni. 2015. Variations of net production due to seasonal precipitation differences in a tropical dry forest of northwest Mexico. *J. Geophys. Res. Biogeosci* 120:1-14.
- Webb, E. K., G. I. Pearman, and R. Leuning. 1980. Correction of flux measurements for density effects due to heat and water vapour transfer. *Q. J. R. Meteorol. Soc.* 106:85-100.
- Yépez, E., R. Scott., W. Cable and D. Williams. 2007. Intraseasonal variation in water and carbon dioxide flux components in a semiarid riparian woodland. *Ecosystems* 10:1100-1115.

1.14 Emisiones de metano de diferentes tipos de manglar en Yucatán

Gonzalez-Valencia Rodrigo¹; Andrade José L.¹; Caamal-Sosa Juan P.^{1,2}; Us-Santamaría Roberth¹; Thalasso Frédéric³; Teutli-Hernández Claudia² y Herrera-Silveira Jorge A.²

¹Unidad de Recursos Naturales, Centro de Investigación Científica de Yucatán, A. C. Calle 43 No. 130 x 32 y 34, Chuburná de Hidalgo, C. P. 97205, Mérida, Yucatán.

²Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, Unidad Mérida. Antigua Carretera a Progreso km. 6, C. P. 97310, Mérida, Yucatán.

³Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, Unidad Zacatenco. Av. Instituto Politécnico Nacional 2508, San Pedro Zacatenco, Gustavo A. Madero, C. P. 07360, México, D. F.

Autor para correspondencia: gonzalezrodrigo01@gmail.com

Resumen

Se midieron las emisiones de metano y dióxido de carbono de diferentes tipos de manglar en Yucatán, México. Los tipos de manglar estudiados comprendieron dos manglares restaurados y dominados por *Laguncularia racemosa*, uno de referencia, dominado por *Avicennia germinans* y uno degradado, sin vegetación. Las emisiones anuales de metano de los manglares restaurados (0.73 y $1.01 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) fueron menores que las del de referencia ($1.9 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) y que las del degradado ($3.69 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), con una variación temporal del 21% al 89% y variación entre tipos de manglar del 43% al 101%. Las emisiones anuales de dióxido de carbono del manglar de referencia ($1\ 826.81 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) fueron mayores que las de los restaurados (925.34 y $1\ 426.15 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) y del degradado ($532.01 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), con menor variación temporal y entre tipos de manglar que las de metano. Se relacionaron indicadores de restauración tales como salinidad y potencial redox intersticiales con las emisiones de metano y dióxido de carbono. Estos datos soportan la hipótesis de que la restauración de los manglares en Yucatán reduce la emisión de metano a la atmósfera.

Palabras clave: *flujos; cámara estática; salinidad; potencial redox.*

Abstract

We measured methane and carbon dioxide emissions from different types of mangroves in Yucatan, Mexico. The studied types of mangroves were two dominated by *Laguncularia racemosa* restored mangroves, a dominated by *Avicennia germinans* reference mangrove, and an unvegetated degraded mangrove. Annual methane emissions from restored mangroves (0.73 y $1.01 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) were lower than the reference mangrove ($1.9 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), followed by the degraded mangroves ($3.69 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), with temporal variation from 21% to 89% and variation between mangrove types from 43% to 101%. Annual carbon dioxide emissions from the reference mangrove ($1\ 826.81 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) were higher than the restored mangroves (925.34 y $1\ 426.15 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), followed by than the degraded mangrove ($532.01 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), with lower temporal and between mangrove types variations than those of methane. We related restoration indicators such as interstitial salinity and redox potential to methane and carbon dioxide emissions. These data support our hypothesis that mangrove restoration in Yucatan reduces methane emissions to the atmosphere.

Keywords: *fluxes; static chamber; salinity; redox potential.*

Introducción

Los manglares proveen de servicios ecosistémicos tales como protección de costas, hábitat y guardería de vertebrados e invertebrados, pesquerías, además son considerados sumideros de carbono debido que el proceso de descomposición de materia orgánica se lleva a cabo más lentamente en condiciones anaeróbicas por las condiciones de inundación en las que esta se lleva a cabo (Marchio *et al.*, 2016). En lo general la descomposición de la materia orgánica en los sedimentos se lleva a cabo de dos formas: i) aeróbica, donde haya intercambio de oxígeno con la atmósfera o transporte de este a través de raíces y ii) anaeróbica, donde existan condiciones anóxicas debidas a mareas, topografía y períodos de inundación que a su vez afectan la salinidad. El resultado de estos procesos microbianos y de respiración es la modificación del potencial redox (ORP) de los sedimentos y productos como el metano (CH₄) y el dióxido de carbono (CO₂) (Kristensen, 2007). Estos pueden ser utilizados por otros procesos microbianos, liberados a la atmósfera o capturados de esta (Goreau y de Mello, 2007). La deforestación acelera los procesos de descomposición, principalmente aeróbicos.

Por otra parte, la pérdida de manglares a nivel global se estima entre 30 y 50% de los existentes (Siikamäki *et al.*, 2012) y los convierte en fuente neta de carbono (C), con una emisión estimada de entre 0.02 y 0.12 Pg C al año, lo que representa el 10% de las emisiones globales por deforestación (Donato *et al.*, 2011). Adicionalmente a la pérdida, la perturbación natural o antropogénica de estos ecosistemas tiene un efecto en la emisión de CH₄ (Alongi *et al.*, 2005; Giani *et al.*, 1996; Purvaja y Ramesh, 2001).

En México la tasa de pérdida anual de manglares oscila entre 1 y 2.5% (INE, 2005) por lo que entre el Gobierno a distintos niveles, la academia y ONG's se llevan a cabo actividades encaminadas a la restauración de estos. Los proyectos de restauración, específicamente en la Península de Yucatán han desarrollado procedimientos técnicos y sistemáticos para su restauración (Zaldívar-Jiménez *et al.*, 2010). Sin embargo, no existen reportes del efecto de la restauración de manglares en las emisiones de metano, por lo que el objetivo del presente estudio fue cuantificar las emisiones de CH₄ de manglares degradados, conservados y restaurados, ya que el CH₄ tiene un potencial de calentamiento global de 28 veces el del CO₂, en un horizonte de 100 años (IPCC, 2014).

Materiales y Métodos

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en la reserva de la Biósfera Ría Celestún (81 482.33 ha) en el noroeste de la Península de Yucatán. El clima de la región es cálido semi-seco, temperatura promedio 26 °C, precipitación promedio 800 mm y con tres temporadas del año: seca, lluvias y frentes fríos (nortes). En esta reserva el manglar se degradó por la construcción de la carretera que atraviesa la Ría Celestún, modificando el flujo de agua. Desde el año 2000 se han llevado acciones de restauración como programas de reforestación y apertura de canales.

Metodología

Se seleccionaron dos zonas restauradas: RES-1, dominada por *Laguncularia racemosa* (L.) que corresponde a una restauración del 2007 (20°51'21'' N, 90°23'27'' O) y RES-2, dominada por *Laguncularia racemosa* (L.) que corresponde a una restauración del 2006, aunque impactada por el paso de un huracán y la construcción de otra carretera (Arceo-Carranza *et al.*, 2016) (20°50'44'' N, 90°23'29'' O); una zona degradada y sin vegetación, DEG (20°50'27'' N, 90°23'38'' O) y una zona de manglar conservado tomado como referencia dominada por *Avicennia germinans* (L.) L., REF (20°51'17'' N, 90°23'27'' O). Se realizaron tres campañas de monitoreo para considerar las estaciones

del año, seca (mayo 2016), lluvias (septiembre 2016) y nortes (diciembre 2016). En cada zona se estableció una parcela de 225 m² en la que se distribuyeron uniformemente de seis a nueve puntos de monitoreo (PM). Las mediciones se llevaron a cabo entre las 09:00 a.m. y las 06:00 p.m. Para considerar variabilidad circadiana se hizo una medición de las 06:00 p.m. a las 09:00 a.m. en mayo 2016.

En cada PM se tomaron muestras por triplicado de agua superficial, si existía, y de agua intersticial a 30 cm de profundidad con un tubo de acrílico. A cada muestra se le midió pH, ORP y temperatura con un ULTRAMETER II 6PFC (Myron L, E.U.A.) y salinidad con un refractómetro (ATAGO, E.U.A.).

Para medir los fluxes de CH₄ y CO₂ se utilizó la técnica de la cámara estática (CE; Rolston, 1986). En cada PM se colocaron CE cilíndricas, con un área de intercambio entre el sedimento y la atmósfera de 0.035 m² y un volumen de 0.004 m³. Cada CE estaba equipada con un puerto de muestreo del cual se tomaban muestras por triplicado del gas dentro de la CE cada hora durante un período de 4 horas. Las muestras de gas se guardaron en vacutainers (BD, E.U.A.) de vidrio previamente rotulados y fueron analizadas dentro de las 24 horas posteriores, con un Analizador de Gases de Efecto Invernadero ultraportable (Los Gatos Research, U.S.A.) utilizando nitrógeno como acarreador y un controlador de flujo másico (AALBORG, Dinamarca) para mantener un flujo constante. La curva de calibración se realizó al principio de cada set de mediciones, inyectando volúmenes distintos de aire con concentración conocida de CH₄ y CO₂. Los fluxes de CH₄ y CO₂ (F, mg m⁻² d⁻¹) se determinaron de acuerdo con la ecuación:

$$F = (dC/dt) \times (V/A)$$

donde dC/dT es el cambio de concentración del gas de interés dentro de la CE con respecto al tiempo (mg m⁻³ d⁻¹), V es el volumen de la CE (m³) y A es el área de la CE (m²). Solamente se consideraron en los cálculos, pendientes de dC/dt con una R² superior a 0.85.

El análisis estadístico se llevó a cabo en el programa computacional R (R Core Team), se utilizó la prueba de Welch para comparar las medias seguida de la prueba “post hoc” de Games-Howell, ambas con un alfa de 0.01. La variación espacial y temporal se consideró como el Coeficiente de Variación (COV, %). Se utilizó el coeficiente de correlación de Pearson para determinar una relación lineal entre fluxes y parámetros fisicoquímicos.

Resultados y Discusión

El cuadro 1 muestra el promedio anual de los parámetros fisicoquímicos medidos de agua superficial e intersticial en las zonas de monitoreo. La salinidad y ORP intersticiales pueden ser considerados indicadores del nivel de recuperación de los sedimentos de los manglares, ya que dependen de la biogeoquímica, nutrientes y la dinámica de inundación en los manglares. Se observa que los promedios del ORP son negativos, siendo el promedio de la zona DEG el menor valor, seguido por RES-1, RES-2 y REF. Mitsch y Gosselink (2015) reportan el uso de neumatóforos para el intercambio de gases entre la atmósfera y el sedimento. En REF, con dominancia de *Avicennia germinans*, RES-1 y RES-2, con dominancia de *Laguncularia racemosa* las condiciones menos reductoras son debido al transporte de oxígeno de la atmósfera a los sedimentos a través de los neumatóforos, siendo mayor el número de neumatóforos de *Avicennia germinans* que de *Laguncularia racemosa*, sin embargo, las condiciones reductoras prevalecen debido a la frecuencia y niveles de inundación, mayores en RES-1 y RES-2 que en REF. Por otro lado, valores altos de salinidad significan un estresor para la vegetación, y una disminución de la salinidad permite el mayor establecimiento de individuos. Se observa que el promedio de la zona DEG es mayor con respecto a las demás zonas.

Cuadro 1. Promedio anual de los parámetros fisicoquímicos por zona de monitoreo.

| Zona | Agua Superficial | | | | Agua Intersticial | | | |
|-------|------------------|----------|-----------|------------|-------------------|----------|-----------|------------|
| | pH | ORP (mV) | Temp (°C) | Sal (g/kg) | pH | ORP (mV) | Temp (°C) | Sal (g/kg) |
| RES-1 | 7.29 | -216.87 | 28.93 | 31.96 | 6.50 | -264.52 | 28.89 | 41.75 |
| RES-2 | 7.23 | -236.20 | 31.41 | 24.73 | 6.60 | -250.62 | 31.54 | 34.86 |
| DEG | 7.62 | -173.40 | 31.67 | 52.01 | 6.67 | -299.61 | 31.29 | 88.78 |
| REF | 7.29 | -132.71 | 30.14 | 38.22 | 6.37 | -229.59 | 29.39 | 55.65 |

La Figura 1 muestra el promedio anual de los fluxes medidos de CH₄ y CO₂. En la Figura 1a, se observa que las zonas RES-1 y RES-2 emiten menos CH₄ que DEG y REF (0.73 mg m⁻² d⁻¹, 1.01 mg m⁻² d⁻¹, 3.69 mg m⁻² d⁻¹ y 1.9 mg m⁻² d⁻¹, respectivamente), siendo significativamente distintos de DEG. En el Cuadro 1 se observa que los valores de ORP son menores en DEG que en las demás zonas, indicativo de que en los sedimentos las condiciones son más reductoras y más propicias para la metanogénesis. En REF se encontraron mayores emisiones de CH₄ y mayores valores de ORP que en RES-1 y RES-2, el mayor número de neumatóforos de *Avicennia germinans* puede facilitar el transporte de CH₄ de los sedimentos hacia la atmósfera (Purvaja y Ramesh, 2001). En la Figura 1b, se observa menor emisión de CO₂ en DEG que las demás zonas (RES-1 = 925.34 mg m⁻² d⁻¹, RES-2 = 1 426.15 mg m⁻² d⁻¹, DEG = 532.01 mg m⁻² d⁻¹ y REF = 1 826.81 mg m⁻² d⁻¹), lo que también se explica por el transporte de oxígeno a través de los neumatóforos, provocando oxidación aeróbica de la materia orgánica.

Al comparar promedios entre épocas para cada zona de monitoreo, RES-1 no presentó diferencias significativas, RES-2 no fue diferente significativamente entre seca y lluvias y DEG y REF fueron distintas significativamente todas las épocas. Para el CO₂ no se observaron diferencias significativas. La variación temporal anual de la emisión de CH₄ por zona de monitoreo fue de 21%, 80%, 47% y 51% para RES-1, RES-2, DEG y REF, respectivamente y para el CO₂ de 22%, 5%, 41% y 19% para RES-1, RES-2, DEG y REF, respectivamente. La variación espacial para el CH₄ entre zonas fue de 72%, 101% y 43% en seca, lluvias y nortes, respectivamente y para el CO₂ de 45%, 57% y 48% en seca, lluvias y nortes, respectivamente. Los valores de la emisión de CH₄ y CO₂ se encuentran dentro de los valores reportados en la literatura para manglares (Bouillon *et al.*, 2013; Kumar y Ramanathan, 2014) y de lagunas rodeadas de manglares (Chuang *et al.*, 2017).

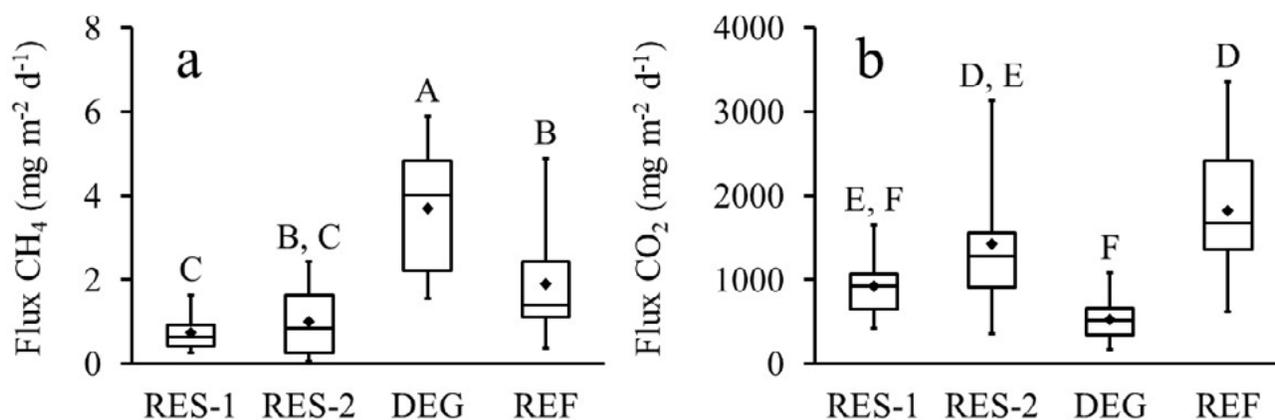


Figura 1. Fluxes anuales medidos en las zonas de monitoreo. El diamante interior indica el promedio, las barras indican valores máximos y mínimos y las diferentes letras mayúsculas indican diferencias entre grupos.

La Figura 2 presenta las correlaciones obtenidas entre fluxes de CH₄ y CO₂ con salinidad y ORP intersticiales, por época de medición. En la Figura 2a, se observa que a menor salinidad se encuentran menores emisiones de CH₄. La línea de tendencia se obtuvo para el conjunto anual de datos

observándose que la variación de la salinidad explica el 60% de la variación de las emisiones de CH_4 . En la literatura se encuentran reportes de ecosistemas rodeados por manglares con una correlación negativa entre fluxes de CH_4 y salinidad (Chuang *et al.*, 2017), explicado por la mayor abundancia de microorganismos sulfato reductores a mayor salinidad, que inhiben a los microorganismos metanogénicos por competencia de sustrato. Sin embargo, hay reportes que indican la coexistencia de microorganismos sulfato reductores y metanogénicos, si la metanogénesis se lleva a cabo por la ruta metilotrófica. Chuang *et al.*, (2016) reportaron actividad metanogénica en incubaciones de sedimentos de la Ría Celestún, la cual se vio incrementada al añadir sustratos no competitivos para la metanogénesis como trimetilamina y metanol. La Figura 2b, muestra la correlación entre las emisiones de CO_2 y el ORP, la línea de tendencia se obtuvo para el conjunto anual de datos, observándose que la variación del ORP explica el 40% de la variación de las emisiones de CO_2 . Como se mencionó anteriormente, a menores valores de ORP las condiciones del sedimento son más reductoras, siendo lo contrario, condiciones más propicias para la generación de CO_2 y su posible liberación a la atmósfera.

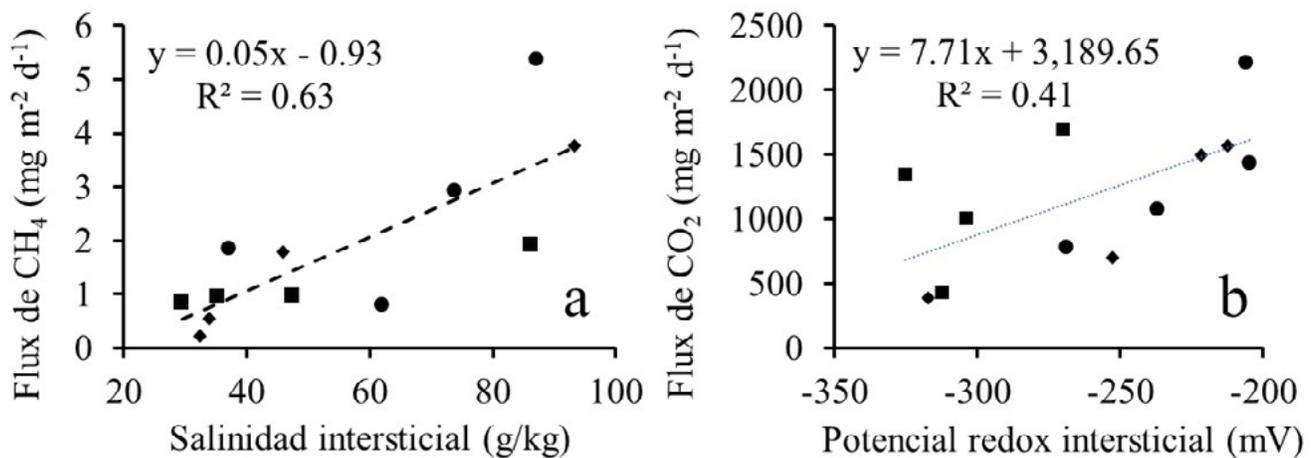


Figura 2. Correlaciones entre fluxes medidos y parámetros fisicoquímicos medidos en las zonas de monitoreo. Círculos corresponden a época seca, diamante a época de lluvias y cuadro a época de nortes. La línea de tendencia, ecuación y R^2 corresponden al conjunto anual de datos.

Conclusiones

La restauración de los manglares reduce las emisiones de CH_4 a la atmósfera. La especie de manglar dominante tiene un efecto en las emisiones de CH_4 y CO_2 por órganos tales como los neumatóforos, además de la frecuencia y niveles de inundación. Indicadores de restauración tales como salinidad y potencial redox, pueden ser usados también como indicadores de las emisiones de CH_4 y CO_2 de los manglares restaurados en Celestún. Para considerar el efecto total de la restauración de manglares en la reducción de las emisiones de Gases de Efecto Invernadero, es necesario realizar un balance completo de carbono.

Agradecimientos

Al Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C., en especial a la Unidad de Recursos Naturales. Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por el apoyo económico (Estancia Posdoctoral Nacional 2016, CVU 266244). A todas las personas que exhaustivamente participaron en este trabajo.

Literatura citada

- Alongi, D. M., A. L. Ramanathan, L. Kannan, F. Tirendi, L. A. Trott and M. Bala-Krishna-Prasad. 2005. Influence of human-induced disturbance on benthic microbial metabolism in the Pichavaram mangroves, Vellar-Coleroon estuarine complex, India. *Marine Biology* 147:1033-1044 DOI:10.1007/s00227-005-1634-5.
- Arceo-Carranza, D., E. Gamboa, C. Tehutli-Hernández, M. Badillo-Alemán y J. A. Herrera-Silveira. 2016. Los peces como indicador de restauración de áreas de manglar en la costa norte de Yucatán. *Revista mexicana de Biodiversidad* 87:489-496 DOI 10.1016/j.rmb.2016.03.001.
- Bouillon, S., A. V. Borges, E. Castaneda-Moya, K. Diele, T. Dittmar, N. C. Duke, E. Kristensen, S. Y. Lee, C. Marchand, J. J. Middelburg, V. H. Rivera-Monroy, T. J. Smith III and R.R. Twilley. 2008. Mangrove production and carbon sinks: A revision of global budget estimates. *Global Biogeochemical Cycles* 22:1-12 DOI:10.1029/2007GB003052.
- Chuang, P. C., M. B. Young, A. W. Dale, L. G. Miller, J. A. Herrera-Silveira and A. Paytan. 2016. Methane and sulfate dynamics in sediments from mangrove-dominated tropical coastal lagoons, Yucatán, Mexico. *Biogeosciences* 13:2981-3001 DOI:10.5194/bg-13:2981-2016.
- Chuang, P. C., M. B. Young, A. W. Dale, L. G. Miller, J. A. Herrera-Silveira and A. Paytan. 2017. Methane fluxes from tropical coastal lagoons surrounded by mangroves, Yucatán, Mexico. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 122:1156-1174 DOI:10.1002/2017JG003761.
- Donato, D. C., J. B. Kauffman, D. Murdiyarsa, S. Kurnianto, M. Stidham, and M. Kanninen. 2011. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature Geoscience* 4:293-297 DOI:10.1038/NCEO1123, 2011.
- Duarte, C. M., I. J. Losada, I. E. Hendriks, I. Mazarrasa and N. Marbà. 2013. The role of coastal plant communities for climate change mitigation and adaptation. *Nature Climate Change* 3:961-968 DOI:10.1038/NCLIMATE1970.
- Giani, L., Y. Bashan, G. Holguin and A. Strangmann. 1996. Characteristics and methanogenesis of the Balandra lagoon mangrove soils, Baja California Sur, Mexico. *Geoderma* 72:149-160 DOI:10.1016/0016-7061(96)00023-7.
- Goreau, T. J. and W. Z. de Mello. 2007. Minimizing Net Greenhouse Gas Sources from Mangrove and Wetland Soils. *In: Tateda, Y., R. Upstill-Goddard, T. Goreau, D. Alongi, A. Nose, E. Kristensen and G. Wattayakorn (eds.). Greenhouse Gas and Carbon Balance in Mangrove Coastal Ecosystems.* Maruzen Publishing. Tokyo. 272 p.
- INE (Instituto Nacional de Ecología). 2005. Evaluación preliminar de las tasas de pérdida de superficie de manglar en México. México. <https://agua.org.mx/biblioteca/evaluacion-preliminar-de-las-tasas-de-perdida-de-superficie-de-manglar-en-mexico/> (Consulta: abril 01, 2018).
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2014. Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC. Geneva, Switzerland. 151 p.
- Kristensen, E. 2007. Carbon balance in mangrove sediments: the driving processes and their controls. *In: Tateda, Y., R. Upstill-Goddard, T. Goreau, D. Alongi, A. Nose, E. Kristensen and G. Wattayakorn (eds.). Greenhouse Gas and Carbon Balance in Mangrove Coastal Ecosystems.* Maruzen Publishing. Tokyo. 272 p.
- Kumar, G. and A. L. Ramanathan. 2014. Biogeochemistry of methane emissions in mangrove ecosystem – Review. *Indian Journal of Geo-Marine Sciences* 43:995-1003.
- Marchio, D. A., M. Savarese, B. Bovard and W. J. William. 2016. Carbon sequestration in mangrove swamps influenced by hydrogeomorphic conditions and urbanization in Southwet Florida. *Forests* 7:116 DOI 10.3390/f7060116.
- Mitsch, W. J. and J. G. Gosselink. Wetlands. Fifth edition. Wiley. New Jersey. 736 p.
- Purvaja, R. and R. Ramesh. 2001. Natural and Anthropogenic Methane Emission from Coastal Wetlands of South India. *Environmental Management* 27:547-557 DOI 10.1007/s002670010169.
- Rolston, D. E. 1986. Gas Flux. *In: Klute, A. (ed.). Methods of Soil Analysis, Part 1: Physical and Mineralogical Methods Agronomy Monograph no. 9.* American Society of Agronomy, Inc. Soil Science Society of America, Inc. Madison, Wisconsin. 1188 p.
- Siikamäki, J., J. N. Sanchirico and S. L. Jardine. 2012. Global economic potential for reducing carbon dioxide emissions from mangrove loss. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 109:14369-14374 DOI 10.1073/pnas.1200519109.
- Zaldivar-Jiménez, M. A., J. A. Herrera-Silveira, C. Teutli-Hernández, F. A. Comín, J. L. Andrade, C. Coronado-Molina and R. Pérez-Ceballos. 2010. Conceptual Framework for Mangrove Restoration in the Yucatán Peninsula. *Ecological Restoration* 28:333-342 DOI 10.3368/er.28.3.333.



1.15 Biosphere 2 – landscape evolution observatory: Un experimento a gran escala

Cueva Alejandro¹; Volkmann Till H. M.¹; Troch Peter A.^{1,2}; Sengupta Aditi^{1,3}; Pangle Luke A.⁴; Dontsoba Katerina¹; Barron-Gafford Greg A.⁵; Harman Ciaran J.⁶; Niu Guo-Yue²; Abramson Nate¹; Meira-Neto Antonio²; Wang Yadi⁷; Adams John R.¹; Brashears David D.^{8,9}; Bugaj Aaron¹; Chorover Jon⁷; DeLong Stephen B.¹⁰; Durcik Matej²; Ferre Ty P. A.²; Hunt Edward A.¹; Huxman Travis E.¹; Kim Minseok⁶; Maier Raina M.⁷; Monson Russell K.⁸; Pelletier Jon D.¹²; Pohlmann Michael⁷; Rasmussen Craig⁷; Ruiz Joaquin^{1,12}; Saleska Scott R.⁹; Schaap Marcel G.⁷; Sibayan Michael¹; Tuller Markus⁷; van Haren Joost L. M.¹; Zeng Xubing² y Meredith Laura K.^{1,8}

¹University of Arizona, Biosphere 2, Tucson, AZ, USA.

²University of Arizona, Department of Hydrology and Atmospheric Sciences, Tucson, AZ, USA.

³Ecosystem Science, Pacific Northwest National Laboratory, MD, USA.

⁴Georgia State University, Department of Geosciences, Atlanta, GA, USA.

⁵University of Arizona, School of Geography and Development, Tucson, AZ, USA.

⁶Johns Hopkins University, Department of Geography and Environmental Engineering, Baltimore, MD, USA.

⁷University of Arizona, Department of Soil, Water and Environmental Science, Tucson, AZ, USA.

⁸University of Arizona, School of Natural Resources and the Environment, Tucson, AZ, USA.

⁹University of Arizona, Department of Ecology and Evolutionary Biology, Tucson, AZ, USA.

¹⁰United States Geological Survey, Menlo Park, CA, USA.

¹¹University of California at Irvine, Center for Environmental Biology, Irvine, CA, USA.

¹²University of Arizona, Department of Geosciences, Tucson, AZ, USA.

Autor para correspondencia: acueva@email.arizona.edu

Resumen

Los experimentos controlados han sido herramientas utilizadas por los científicos para cuantificar y comprender las respuestas de un sistema frente a diferentes variables de forzamiento. No obstante, la mayoría de los experimentos controlados se centran en mini- a meso- escalas, lo que limita su variabilidad espacial y temporal, dificultando su escalamiento. Por otro lado, los experimentos realizados en el campo están limitados por la variabilidad natural impredecible, así como por la densidad de muestreo, las condiciones iniciales son muy probablemente desconocidas, y la replicación es difícil a menos que se hagan suposiciones. Para hacer frente a esos desafíos, dentro de las instalaciones de la Universidad de Arizona - Biosphere 2 se construyó un macrocosmos a gran escala: el Observatorio de Evolución del Paisaje (Landscape Evolution Observatory; LEO). LEO es un experimento controlado de escala sin precedentes, que consta de tres laderas artificiales replicadas (30 m × 11 m × 1 m, pendiente de 10 °) de suelo uniformemente relleno de tefra basáltica molida, libre de vegetación con una textura franco-arenosa, así como una densa serie de sensores electrónicos (> 1800) y puertos de muestreo que monitorean el intercambio de carbono, agua y energía. En este sentido, las instalaciones de LEO proporcionarán oportunidades sin precedentes para comprender la evolución acoplada de los procesos hidrológicos, biogeoquímicos y ecológicos. Este experimento a su vez representa un esfuerzo interdisciplinario y de colaboración, en el que científicos de diferentes disciplinas comparten su experiencia en el proceso de fusión de datos-modelos en varios pasos, desde la adquisición y asimilación de datos hasta la validación y (re) formulación de modelos.

Palabras clave: *ciclo del carbono; ciclo del agua; balance de energía; evolución del suelo.*

Abstract

Controlled experiments have been tools used by scientist to quantify and understand the responses of a system against different forcing variables. Nonetheless, most of the controlled experiments are focused

on the mini- to meso-scale, limiting its spatial and temporal variability, making difficult to scale-up. On the other side, experiments conducted in the field are limited by unpredictable natural variability, as well as sampling density, initial conditions are most likely unknown, and replication is difficult unless assumptions are done. In order to face those challenges, within the facilities of the University of Arizona - Biosphere 2 was built a large-scale macrocosm: The Landscape Evolution Observatory (LEO). LEO is a controlled experiment of unprecedented scale, consisting in three artificial replicated hillslopes ($30\text{ m} \times 11\text{ m} \times 1\text{ m}$, slope of 10°), uniformly filled with vegetation-free ground basaltic tephra with a loamy sand texture, with a dense array of electronic sensors (>1800) and sampling ports monitoring the exchange of carbon, water and energy. In this matter, LEO facilities will provide unprecedented opportunities to understand the coupled evolution of hydrological, biogeochemical and ecological processes. This experiment also represents an interdisciplinary and collaborative effort, where scientist from different disciplines share their expertise on the multi-step model-data fusion process, from data acquisition and assimilation, to model validation and (re)formulation.

Key words: *carbon cycle; water cycle; energy balance; soil evolution.*

Introducción

En los paisajes, diferentes procesos físicos, químicos y biológicos ocurren simultáneamente en distintas escalas espaciales (*i.e.* sub-milimétricas a global) y temporales (*i.e.* fracciones de segundo a milenios), y presentan también complejas interrelaciones, retroalimentándose entre sí. Desde el punto de vista científico, estos procesos han sido estudiados en su mayoría desde perspectivas enfocadas a disciplinas específicas (*i.e.* biología, ecología, hidrología, geomorfología, meteorología), provocando que existan vacíos de conocimiento al momento de que existan interacciones entre dichos procesos.

Experimentos en micro-, mini-, y meso- escalas han provisto información invaluable sobre distintos procesos físicos, químicos y biológicos, bajo condiciones controladas con distintos grados de complejidad y rigor estadístico. Sin embargo, este tipo de experimentos hacen difícil su extrapolación, debido a que las condiciones provistas en laboratorios difícilmente son observadas en paisajes naturales ya que sobre-expresan las respuestas de las variables de interés, proveyendo condiciones ideales para que estos procesos ocurran. Por otro lado, experimentos llevados a cabo en condiciones de campo han generado bastas cantidades de información, en especial cuando investigadores forman consorcios de investigaciones en escalas regionales a globales. A pesar de esto, los pormenores de este tipo de monitoreo son la variabilidad natural impredecible, así como la densidad de muestreo, las condiciones iniciales son muy probablemente desconocidas, y la replicación es difícil a menos que se hagan suposiciones.

Para enfrentar estos retos, dentro de las instalaciones de la Universidad de Arizona – Biosphere 2, un experimento a gran escala fue construido: el Observatorio de Evolución del Paisaje (Landscape Evolution Observatory; de ahora en adelante referido como LEO; Figura 1). LEO consiste en un experimento sin precedentes, constando de tres laderas artificialmente construidas y planeadas en ser replicas idénticas, con dimensiones de $30\text{ m} \times 11\text{ m} = 330\text{ m}^2$, con profundidad uniforme de 1 m , y una pendiente en promedio de 10° . Las laderas de LEO fueron construidas para simular una cuenca de orden cero, ya que representan unidades de estudio básicas, por la heterogeneidad en su pendiente, propiedades de suelo, radiación, composición biológica, así como procesos biogeoquímicos. Los suelos de LEO están limitados y contenidos en estructuras de metal, que fueron rellenos con tefra basáltica molida, para representar el material parental de origen de cuencas de orden cero. Actualmente, los suelos de LEO están desprovistos de vegetación. Para más información sobre las características de LEO ver Pangle *et al.* (2015).



Figura 1. Ilustración del Biosphere 2 - Landscape Evolution Observatory.

Imagen obtenida de: <http://biosphere2.org/research/projects/landscape-evolution-observatory>

Instrumentación

Actualmente, dentro de las instalaciones de LEO existe una densa red de sensores electrónicos (>1 800) dentro del suelo y la atmósfera, además de instrumentación dedicada a la percepción remota cercana a la superficie, y puertos de muestreo para realizar mediciones discretas o que requieren procesamiento en laboratorio. La instrumentación con la que se cuenta para monitorear parámetros atmosféricos consiste en radiómetros de cuatro componentes (Kipp and Zonen, CNR4), anemómetros ultrasónicos (Campbell Scientific, CSAT-3), anemómetros de molinete (Davis, Cup Anemometers), sensores de temperatura y humedad relativa (Vaisala, HMP60), así como piranómetros (Apogee Instruments, Quantum Sensors). La instrumentación instalada para monitorear parámetros dentro del suelo consiste en placas de calor (Huksenflux, HPF-1 y HPF-1SC), sensores de temperatura y contenido volumétrico de humedad (Decagon, 5TM), sensores de potencial hídrico (Decagon, MPS-2), y sensores en infrarrojo de estado sólido para medir la concentración de CO₂ (Vaisala, GMM222). Estos sensores están distribuidos sistemáticamente en las tres dimensiones (i.e., diferentes alturas y profundidades), haciendo posible monitorear y caracterizar la dinámica de los procesos que ocurren dentro de LEO con una alta resolución espacial y temporal. Así mismo, LEO cuenta con un laboratorio equipado actualmente con cuatro analizadores de gases para monitorear la composición de distintas especies de gases traza, así como isótopos estables: $\delta^2\text{H}-\text{H}_2\text{O}$, $\delta^{18}\text{O}-\text{H}_2\text{O}$, $\delta^{13}\text{C}-\text{CO}_2$, $\delta^{18}\text{O}-\text{CO}_2$, CO, y COS. Conforme pase el tiempo, se espera añadir más capacidades de medición de distintos gases de efecto invernadero (e.g. CH₄, H₂, O₂). Además del macrocosmos dentro de LEO, un mesocosmos fue diseñado y construido de tal forma de ser una réplica en miniatura (2 m × 0.5 m × 1m) de LEO, denominado miniLEO. Este mesocosmos sirve como fuente de información, con experimentos a corto plazo, para la toma de decisiones sobre las laderas. Para más información sobre instrumentación y capacidades dentro de LEO ver Sengupta *et al.* (2017) y Volkmann *et al.* (2018).

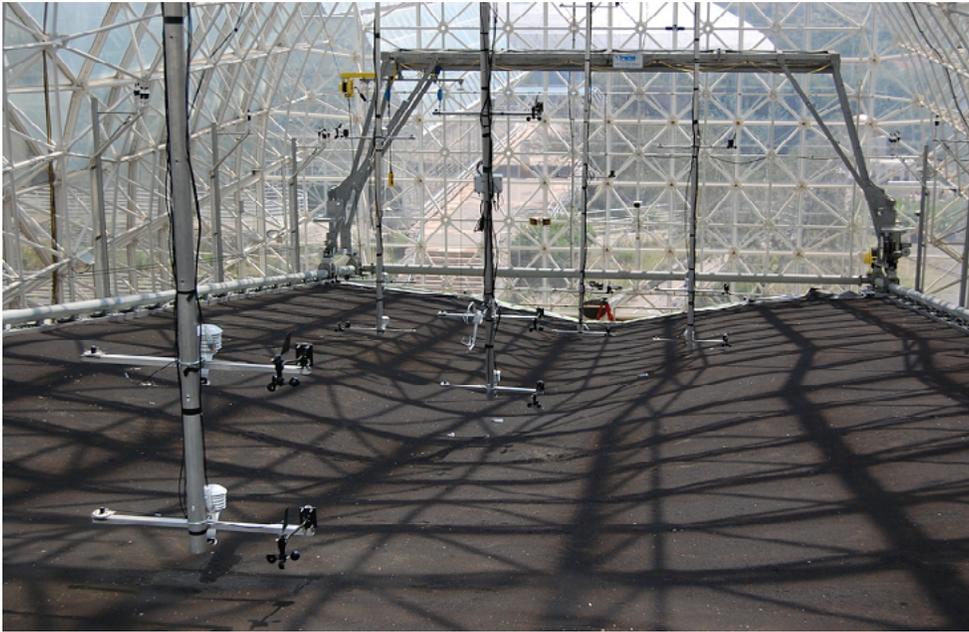


Figura 2. Fotografía del interior del Landscape Evolution Observatory.

Imagen obtenida de: <http://biosphere2.org/research/projects/landscape-evolution-observatory>

Forzamiento climático

Las instalaciones de LEO ofrecen la posibilidad de realizar distintos tipos de forzamiento climático. Por un periodo de 10 años se podrán llevar a cabo experimentos donde distintas variables meteorológicas podrán ser manipuladas (*e.g.* cantidad y temporalidad de la precipitación), para evaluar y cuantificar cómo es la evolución y desarrollo de estas laderas de orden cero. Con distintos tipos de forzamiento climático, se podrán observar distintos procesos, tales como la sucesión ecológica de microorganismos y establecimiento de vegetación, su afectación y sus respuestas potenciales en distintos escenarios. Este tipo de experimento ofrecerá oportunidades para evaluar el poder predictivo de distintos modelos matemáticos de distintas disciplinas, gracias a las condiciones iniciales conocidas y a los límites bien definidos de LEO. Establecer estos diferentes tipos de forzamiento representará retos técnicos y logísticos, en especial con un experimento de la magnitud de LEO.

Oportunidades de colaboración

LEO es planeado para servir como una herramienta multidisciplinaria y colaborativa para avanzar en el conocimiento de procesos físicos, químicos y biológicos (Pangle *et al.*, 2015). Dentro de su plan científico existen oportunidades de colaboración científica para realizar experimentos de corto, mediano o largo plazo, con el objetivo de crear conocimiento en distintas áreas. De este modo, a investigadores interesados en realizar experimentos en LEO se les invita a contactar a miembros de la Universidad de Arizona – Biosphere 2 para discutir oportunidades de colaboración. Además, las bases de datos se encuentran disponibles en <http://biosphere2.org/research/leo-data>. En ese sitio web, los interesados deben de proveer información de contacto y cumplir con las políticas de uso de datos (disponibles en <http://biosphere2.org/sites/default/files/LEODataPolicy.pdf>).

Agradecimientos

Se agradece a la Philoecology Foundation, así como a su fundador, Sr. Edward Bass, por su generosa donación para concebir y construir LEO.



Literatura citada

- Pangle, L., S. DeLong, N. Abramson, J. Adams, G. Barron-Gafford, D. Breshears, P. Brooks, J. Chorover, W. E. Dietrich, K. Dontsova, M. Durcik, J. Espeleta, T. Ferré, R. Ferrière, W. Henderson, E. Hunt, T. Huxman, D. Millar, B. Murphy and X. Zeng. 2015). The Landscape Evolution Observatory: A large-scale controllable infrastructure to study coupled Earth-surface processes. *Geomorphology* 244:190-223.
- Sengupta A., L. A. Pangle, T. H. M. Volkmann, K. Dontsova, P. A. Troch, A. A. Meira-Neto, J. W. Neilson, E. A. Hunt, J. Chorover, X. Zeng, J. van Haren, G. A. Barron-Gafford, A. Bugaj, N. Abramson, M. Sibayan and T. E. Huxman. 2017. Advancing Understanding of Hydrological and Biogeochemical Interactions in Evolving Landscapes through Controlled Experimentation at the Landscape Evolution Observatory. *In: Chabbi, A. and J. Roy (eds.). Terrestrial Ecosystem Research Infrastructures.* Milton Park, U. K., Taylor & Francis Group.
- Volkmann, T., A. Sengupta, L. Meredith, K. Dontsova and A. Cueva. 2018. Controlled experiments of hillslope coevolution at the Biosphere 2 Landscape Evolution Observatory: Toward prediction of coupled hydrological, biogeochemical, and ecological change. *In: Gu, W-Z. (ed.). Hydrology of Artificial and Controlled Experiments* London, U. K.

1.16 Medición de las emisiones de dióxido de carbono, óxido nitroso y metano en tepetates habilitados para uso agrícola

González-del Angel Alfredo¹; Saynes-Santillan Vinisa² e Hidalgo-Moreno Claudia³

¹Postgrado en Edafología, Colegio de Postgraduados Campus Montecillo. Carretera México-Texcoco km 36.5, CP 56230, Montecillo, Texcoco, Estado de México.

²Laboratorio de Fertilidad de Suelos y Química Ambiental, Colegio de Postgraduados Campus Montecillo. Carretera México-Texcoco km 36.5, CP 56230, Montecillo, Texcoco, Estado de México.

³Laboratorio de Fertilidad de Suelos, Colegio de Postgraduados Campus Montecillo. Carretera México-Texcoco km 36.5, CP 56230, Montecillo, Texcoco, Estado de México.

Autor para correspondencia: jalfredo.delangel@gmail.com

Resumen

El Eje Neovolcánico de México presenta afloramiento de capas endurecidas (llamadas tepetates) por erosión de los suelos superficiales. Estas capas para ser cultivadas han sido habilitadas por roturación, nivelación, bordes, fertilización, a lo largo de las últimas décadas. La mencionada zona posee una alta densidad poblacional. De ahí el interés en la habilitación de los tepetates para la producción. El objetivo de esta investigación fue medir los flujos de dióxido de carbono (CO₂), óxido nitroso (N₂O) y metano (CH₄) para evaluar el cambio de los tepetates, que en su condición original poseen contenidos de carbono orgánico por debajo de 2%, al ser habilitados para la agricultura, en un experimento en invernadero donde se cultivaron cinco especies de pastos y dos leguminosas, para medir las emisiones se utilizó el cromatógrafo de gases Shimadzu gc 2014. El cultivo se realizó en invernadero, con cinco especies de gramíneas y dos leguminosas, y asociaciones pasto-pasto, pasto-leguminosa, El diseño experimental fue completamente al azar. Las variables fueron emisión de CO₂, emisión de N₂O y emisión de CH₄. Bajo condiciones controladas de invernadero, la máxima emisión de CO₂ y N₂O fue en la asociación gramínea-leguminosa *Leucaena leucocephala* + *Leptochloa dubia* (22 141.83 g ha⁻¹ día⁻¹ y 113.71 g ha⁻¹ día⁻¹ respectivamente), en el caso de CH₄ (79.47 g.ha⁻¹.día⁻¹) la máxima emisión fue en la asociación gramínea-gramínea *Leptochloa dubia* + *Bouteloa curtipendula*. Con los datos se realizó un ANDEVA y las medias de los tratamientos se compararon con la prueba de Tukey (p≥0.05). Las variables de respuesta fueron emisión de CO₂, emisión de NO₂ y emisión de CH₄ respecto al carbono total del tepetate sin tratamiento y un tratamiento testigo.

Palabras clave: *emisión de CO₂; emisión de NO₂; emisión de CH₄, suelo; tepetate.*

Abstract

Neovolcanic axis of Mexico (ENM) present outcrop of hardened layers (called tepetates) by erosion of superficial soils. These layers to be cultivated have been enabled by plowing, leveling, edges, fertilization, throughout the last decades. The aforementioned area has a high population density. Hence the interest in the qualification of tepetates for production. The objective of this research was to measure the flows of carbon dioxide (CO₂), nitrous oxide (N₂O) and methane (CH₄) to evaluate the change of the tepetates, which in their original condition have organic carbon contents below 2%, to be enabled for agriculture, in a greenhouse experiment where five species of grasses and two legumes were grown, to measure emissions the gas chromatograph Shimadzu gc 2014 was used. The crop was carried out in a greenhouse, with five species of grasses and two legumes, and pasture-grass, grass-legume associations. The experimental design was completely random. The variables were CO₂ emission, N₂O emission and CH₄ emission. Under controlled greenhouse conditions, the maximum emission of CO₂ and N₂O was in the grass-legume association *Leucaena leucocephala* + *Leptochloa*

dubia (22 141.83 g ha⁻¹ día⁻¹ and 113.71 g ha⁻¹ día⁻¹ respectively), in the case of CH₄ (79.47 g ha⁻¹ día⁻¹) the maximum emission was in the grass-graminea association *Leptochloa dubia* + *Bouteloa curtipendula*. With the data, an ANOVA was performed and the means of the treatments were compared with the Tukey test ($p \geq 0.05$). The response variables were CO₂ emission, NO₂ emission and CH₄ emission with respect to total tepetate carbon without treatment and a control treatment.

Key words: CO₂ emission; NO₂ emission; emission of CH₄; soil; tepetate.

Introducción

Los países informan sobre sus emisiones y absorciones de Gases de Efecto Invernadero procedentes de todos los sectores a través de los Inventarios Nacionales de gases de efecto invernadero (GEI), presentados a la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático, de conformidad con los acuerdos de política internacional sobre el clima y las directrices desarrolladas por el grupo intergubernamental de expertos sobre el cambio climático. El sector agrícola representa un desafío único, especialmente en los países en desarrollo, debido a dificultades significativas en unificar criterios entre un manejo sustentable del uso del suelo y las necesidades de los productores, el primer paso necesario recae en medir las emisiones de GEI (Tubiello, 2015).

La evaluación de la respiración del suelo se realiza mediante métodos directos de medición de los flujos de GEI (Black *et al.*, 2007) y para realizar cuantificaciones puntuales se usan cámaras especiales colocadas en la superficie o enterradas, para medir la respiración del suelo (Westermann y Crothers, 1980).

Los principales factores ambientales que determinan la respiración y descomposición de los componentes orgánicos son la humedad, la temperatura y las propiedades de los residuos orgánicos presente en el suelo y las condiciones edáficas (Jonathan y Bolstad, 2009). La materia orgánica adicionada al suelo contribuye a incrementar los reservorios de carbono, lo cual ayuda a mitigar los efectos del incremento del CO₂ atmosférico y reducir el impacto del cambio climático (Cruz-Flores y Etchevers, 2011).

Hay procedimientos modernos de laboratorio para cuantificar las emisiones provenientes de la descomposición, de manera rápida y eficiente, pero no están debidamente calibrados y los datos obtenidos no pueden ser comparables (Ahn *et al.*, 2008).

La cuantificación de GEI por cromatografía de gases es un instrumento de laboratorio diseñado con él un propósito de medir evolución de GEI del suelo, para cuantificar la incorporación del carbono orgánico su mineralización y emisión en forma de gases en suelos con bajo contenido de materia orgánica después de su habilitación para agricultura.

Las áreas de agricultura de temporal (en temporada de lluvias) de los piedemontes correspondientes a la parte central del Eje Neovolcánico de México presentan algunas limitaciones para su desarrollo, que pueden ser: baja disponibilidad de agua, elevado grado de degradación de los suelos, escasa profundidad de los mismos y, en muchos casos, presencia de una erosión irreversible y afloramiento de capas endurecidas, localmente conocidas como tepetate (Baez, 2007). Siendo este una capa de tobas, flujos piroclástico o antiguas cenizas volcánicas endurecidas, incorporadas en el perfil o aflorando en la superficie (por erosión del suelo superficial), que se encuentran principalmente en áreas de influencia volcánica, particularmente en climas con dos estaciones muy marcadas, una seca y otra lluviosa (Etchevers *et al.*, 2006). Una vez habilitados para la producción agrícola o forestal pueden contribuir a capturar carbono atmosférico, dado su bajo contenido inicial de este elemento y su capacidad para almacenarlo (Báez *et al.*, 2007). Estas características son aprovechadas en esta investigación donde se planteó como objetivo para medir en invernadero el potencial de emisión de CO₂, N₂O y CH₄ de los tepetates, al ser habilitados para la agricultura, con la incorporación de plantas y materia orgánica.

Materiales y Métodos

Área de estudio

Para las pruebas se recolectó tepetate en la Cuenca de México en el rancho San Camilo, cerca del poblado San Miguel Coatlinchán, Edo. México, en la ladera occidental del Cerro, Tlálloc, que forma parte de la sierra nevada, entre los paralelos 19°27' y 19°26' de latitud norte y los 98°48' y 98°52' de longitud oeste, dentro del eje neo volcánico transmexicano. El clima predominante es templado semiseco, presenta una temperatura media anual de 15.9°C, la precipitación media anual es 614 mm.



Figura 1. Ubicación del área de estudio.

El experimento de invernadero se llevó a cabo en las instalaciones del Colegio de Postgraduados Campus Montecillo.

Metodología

El material recolectado tenía 4 % de humedad al momento del muestreo, se trituró y tamizó a través de una malla con abertura de 2 mm. Para estandarizar el tamaño se llenaron macetas de 80 cm de altura y 11 cm de diámetro. Se trasplantaron 5 especies de gramíneas forrajeras (*Leptochloa dubia*, *Boutella curtipendula*, *Bouteloua gracilis*, *Festuca toluensis* y *Pappophorum bicolor*) y dos especies de leguminosas (*Leucaena leucocephala* y *Arachis pintoï*). Y asociaciones pasto-pasto (*Leptochloa dubia* + *Bouteloua curtipendula*, *Festuca toluensis* + *Muhlenbergia quadridentata*, *Bouteloua gracilis* + *Pappophorum bicolor*, *Leptochloa dubia* + *Bouteloua curtipendula*) pasto-leguminosa (*Leucaena leucocephala* + *Leptochloa dubia*, *Leucaena leucocephala* + *Bouteloua gracilis*, *Leucaena leucocephala* + *Pappophorum bicolor*, *Arachis pintoï* + *Leptochloa dubia*) y un testigo, con un diseño de bloques al azar. Cada tratamiento con cuatro repeticiones. Durante un periodo de dos años.

La tasa de emisiones diaria se determinó con el método de cámaras cerradas. Se tomaron las muestras en cuatro tiempos, en intervalos de 10 min, para graficar la pendiente y obtener, el valor de la

acumulación de gases acumulados en la cámara. Se toman 20 ml y se trasvasan a un vial de 14 ml, para su análisis con el cromatógrafo de gases Shimadzu gc 2014.

Resultados y Discusión

Las asociaciones pasto-leguminosa y pasto-pasto presentan la mayor cantidad de emisiones de CO₂ en el intervalo de muestreo (Figura 2).

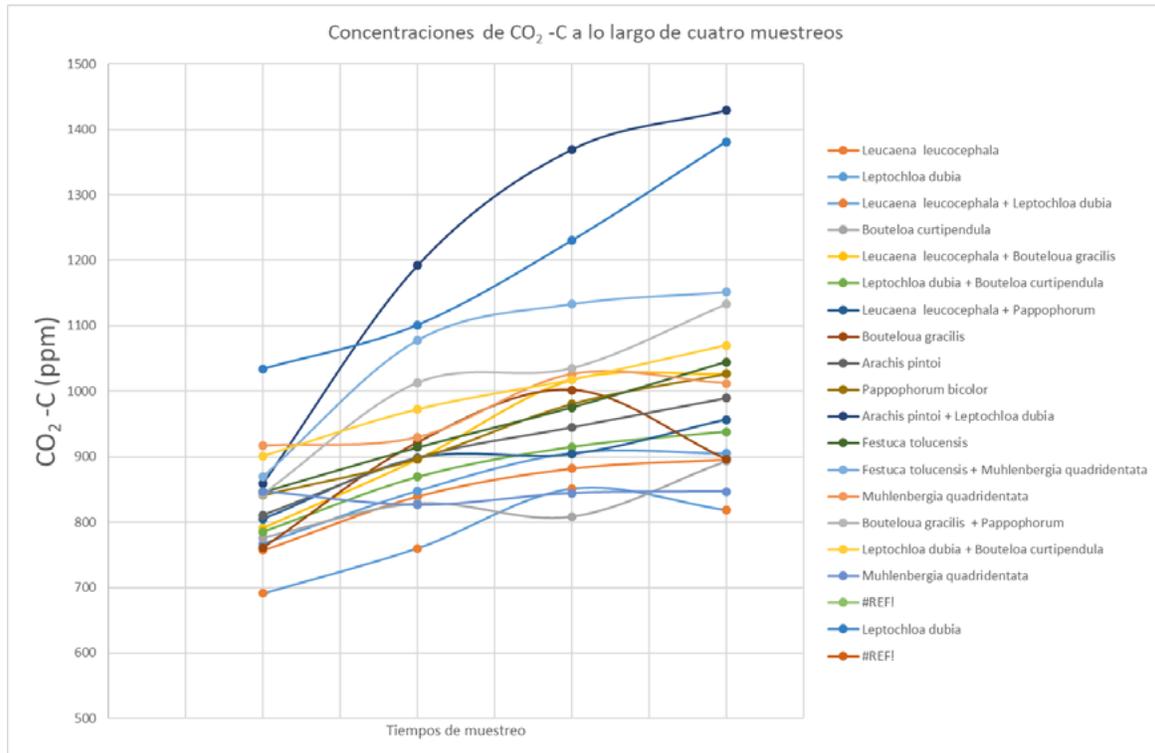


Figura 2. Concentraciones de CO₂ durante el intervalo de muestreo.

Las asociaciones leguminosa-pasto y pasto-pasto presentan las mayores emisiones de GEI, (Figura 2). La asociación gramínea-leguminosa *Leucaena leucocephala* + *Leptochloa dubia* es la que tiene la mayor emisión de CO₂, con un valor de 22 141.83 g ha⁻¹ día⁻¹, así como de N₂O (113.71 g ha⁻¹ día⁻¹) (Figura 1 y 2). Jonnason *et al.* (2004) observaron que la respiración aumentó 33 % al incrementar la temperatura en 2 °C y este aumento fue 23 % al adicionar material orgánico, en relación a una muestra testigo sin materia orgánica. La adición de materia orgánica que contenga compuestos de fácil descomposición (monosacáridos) promueve la actividad microbiana responsable de la mineralización del carbono, que resulta en la emisión de CO₂ hacia la atmósfera (Guerrero *et al.*, 2012).

El carbono presente en la materia orgánica es parte fundamental de las características del suelo, pues mejora las propiedades químicas, como el pH, y las propiedades físicas, como la estructura del suelo, la porosidad y la capacidad de retención de humedad, entre otras (García *et al.*, 2006; Grigatti *et al.*, 2007). Además, la materia orgánica adicionada al suelo contribuye a incrementar los reservorios de carbono, lo cual ayuda a mitigar los efectos del incremento del CO₂ atmosférico y reducir el impacto del cambio climático (Cruz-Flores y Etchevers, 2011).

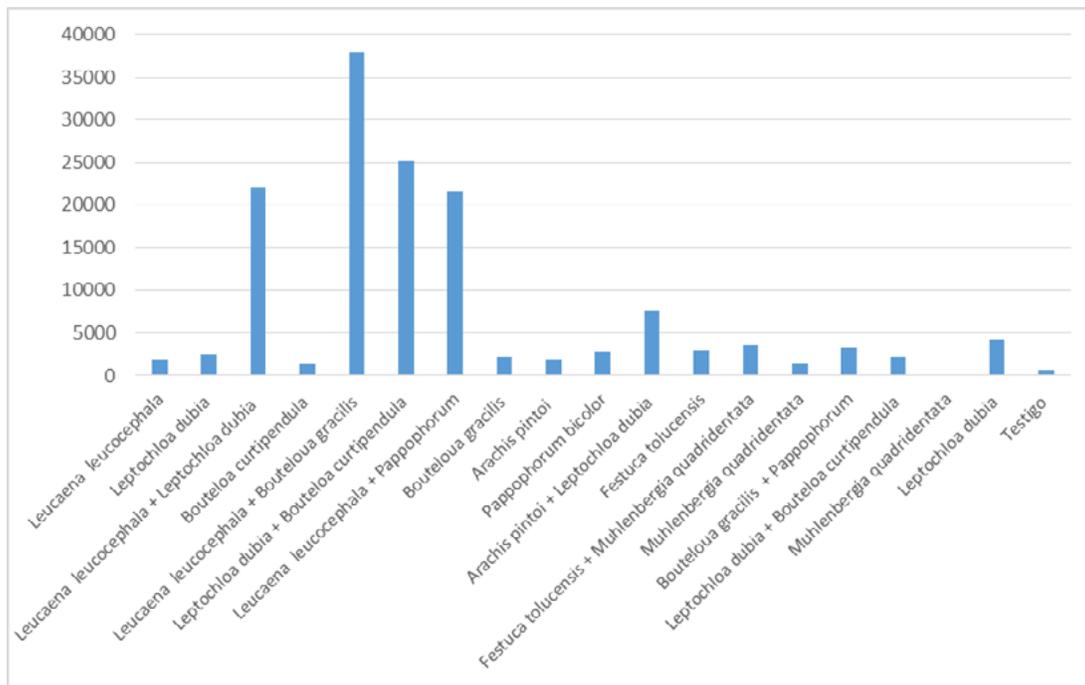


Figura 3. Concentraciones de CO₂ g ha⁻¹ día⁻¹.

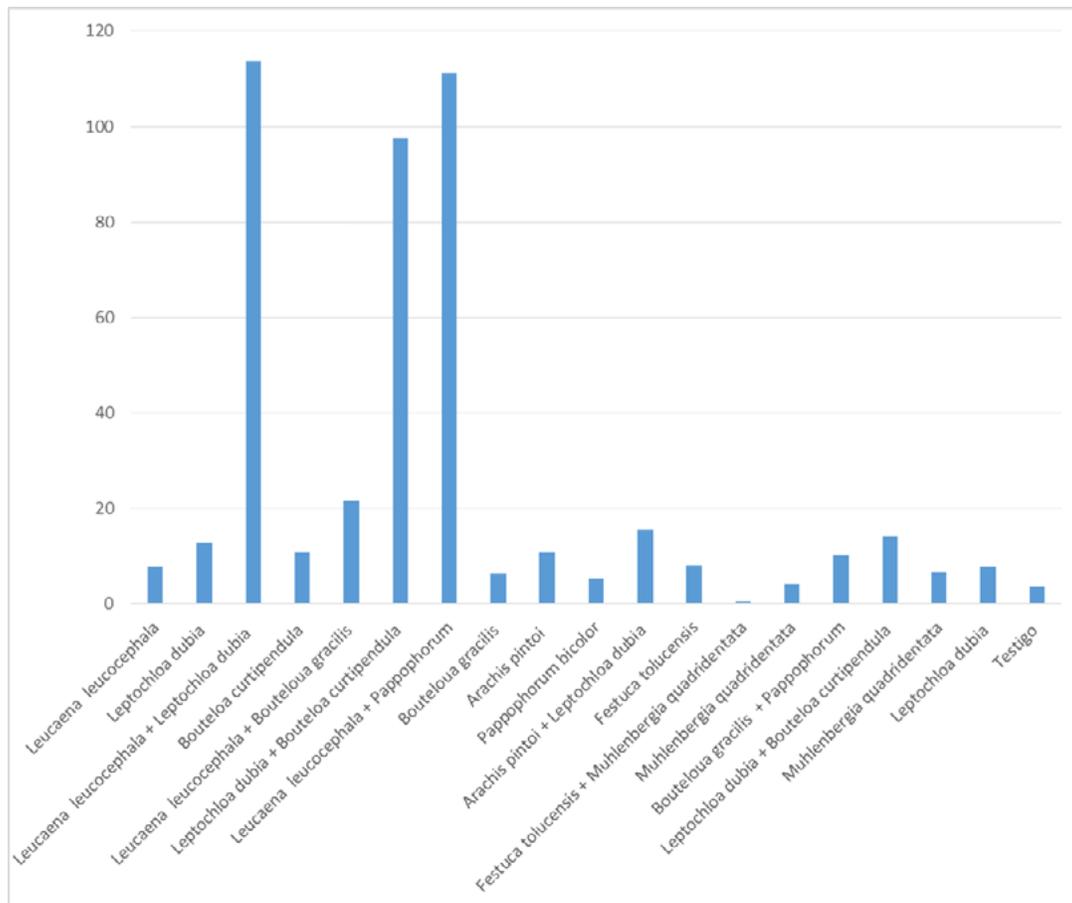


Figura 4. Concentraciones de N₂O gramos por hectárea g ha⁻¹ día⁻¹.

Las emisiones de CH₄ son bajas en todos los tratamientos excepto, en la asociación pasto-pasto *Leptochloa dubia* + *Bouteloua curtipendula* con 79.47 g ha⁻¹ día⁻¹ (Figura 5). El proceso fermentativo de las bacterias anaerobias comprende una serie de procesos, que interactúan entre sí, en una serie de reacciones metabólicas complejas en ausencia de oxígeno, haciendo parte importante de los ciclos biogeoquímicos del carbono, nitrógeno y azufre, entre otros (7). Estos procesos metabólicos se han dividido en 3 grupos o etapas principales: 1) hidrólisis y fermentación, 2) acetogénesis y 3) metanogénesis; la primera etapa del proceso involucra la hidrólisis de sólidos insolubles, es decir partículas orgánicas (celulosa o hemicelulosa) o coloides orgánicos (proteínas), en compuestos solubles simples que pueden ser absorbidos a través de la pared celular, para que posteriormente, dichas moléculas hidrolizadas sean catalizadas por bacterias fermentativas en alcoholes y ácidos grasos, teniendo como resultado de este proceso, la producción de hidrógeno y dióxido de carbono. Luego, durante la acetogénesis, se produce ácido acético a través de la oxidación de ácidos grasos de cadena corta o alcoholes o a través de la reducción del CO₂, usando hidrógeno como donador de electrones para la reacción. El último paso que corresponde a la metanogénesis, es llevada a cabo por arqueas, las cuales obtienen su energía de la conversión de un número restringido de sustratos a metano (Corrales, 2015).

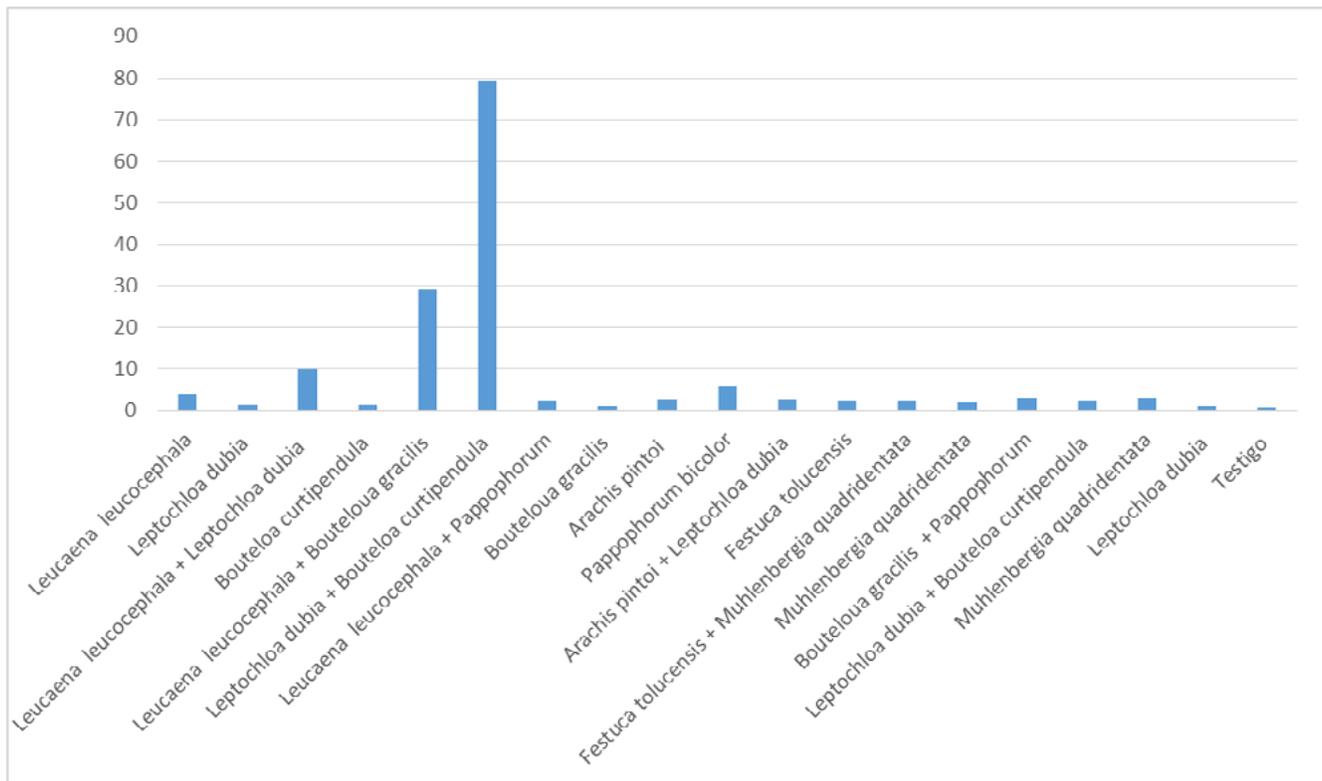


Figura 5. Concentraciones de CH₄ gramos por hectárea g ha⁻¹ día⁻¹.

Conclusiones

La metodología desarrollada sirve para comparar la emisión relativa de CO₂, N₂O y CH₄ por mineralización de carbono orgánico. Las tasas de descomposición medidas en corto tiempo fueron diferentes entre tratamientos y el testigo.

Literatura citada

- Ahn, H. K., T. L. Richard and T. D. Glanville. 2008. Optimum moisture levels for biodegradation of mortality composting envelope materials. *Waste Manage.* 28: 1411-1416.
- Báez, A., J. D. Etchevers, C. Prat, A. Márquez, y E. Ascencio-Zapata. 2007a. Manejo agronómico de los suelos endurecidos (tepetates) del eje neovolcánico de México. pp: 69–84. *In: Gallardo–Lancho, J. (ed). La Captura de Carbono en Ecosistemas Terrestres Iberoamericanos. Sociedad Iberoamericana de Física y Química Ambiental. Salamanca, España.*
- Báez, A., J. D. Etchevers, C. Hidalgo and C. Prat. 2007. Formation of aggregates and carbon sequestration in ameliorated tepetates in the Rio Texcoco Basin. Mexico. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas* 24:
- Black, K., T. Bolger, T. Davis, M. Nieuwenhuis, B. Reidy, G. Saiz, B. Tobin, and B. Osborne. 2007. Inventory and eddy covariance-based estimates of annual carbon sequestration in a Sitka spruce (*Picea sitchensis* (Bong.) Carr) forest ecosystem. *Eur. J. For. Res.* 126: 178.
- Corrales L. C. 2015. MSc. Anaerobic bacteria: processes they perform and their contribution to life sustainability on the planet. Universidad Colegio Mayor de Cundinamarca. Bogotá, Colombia.
- Cruz-Flores, G. y J. D. Etchevers-Barra. 2011. Contenidos de carbono de suelos someros en pinares y abetales de áreas protegidas de México. *Agrociencia* 45: 849-862.
- Etchevers B., J. D., O. Masera, C. Balbontín, D. Gómez, A. Monterroso, R. Martínez, M. Acosta, M. Martínez and C. Ortiz. 2006. Soil carbon sequestration in Mexico and Central America (Biome A). pp. 119-146. *In: Lal, R., C. C. Cerri, M. Bernoux, J. Etchevers and E. Cerri (eds). Carbon Sequestration in Soils of Latin America. Howarth Press, Inc. New York, USA.*
- Guerrero-Ortiz, P. L., R. Quintero-Lizaola, V. Espinosa-Hernandez, S. G. Benedicto-Valdes y M. Sanchez-Colin. 2012. Respiracion de CO₂ como indicador de la actividad microbiana en abonos orgánicos de *Lupinus*. *Terra latinoamericana* 30. 355-362.
- Jonasson, S., A. Castro and A. Michelsen. 2004. Litter, Warming and plants affect respiration and allocation of soil microbial and plant C, N and P in arctic mesocosms. *Soil Biol. Biochem.* 36:1129-1139.
- Tubiello, N. T. 2015. Estimación de emisiones de gases de efecto invernadero en la agricultura. Un manual para abordar los requisitos de los datos para los países en desarrollo. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, Roma.
- Westermann, D. T. and E. Crothers S. 1980. Measuring soil nitrogen mineralization under field condition. *Agron. J.* 72:1009-1012.



2 Bioenergía

2.1 Disponibilidad de subproductos de la industria primaria de la madera para la generación de energía

Corona-Terán Jarinzi¹

¹División de Ingeniería Forestal. Tecnológico de Estudios Superiores de Valle de Bravo. Km 30 Carretera Federal Valle de Bravo. 51200. Ejido San Antonio Laguna, Valle de Bravo, Estado de México.
Autor para correspondencia: cjarinzi@yahoo.com.mx

Resumen

El aserrío es una de las actividades menos compleja de las industrias mecánicas forestales. Comprende un cierto número de operaciones que van desde la manipulación y transporte de las trozas al secado de la madera, su selección y clasificación, para lo cual se necesitan diferentes tipos de energía (FAO, 1991). A lo largo de los años, muchos aserraderos han considerado los residuos de madera como un subproducto engorroso de la operación de aserrío, con su consiguiente eliminación para relleno de terrenos o incinerándolos. Sin embargo, estos dos destinos se han convertido en problemas ambientales contenciosos y, todo ello combinado con el aumento de los costos energéticos, ha hecho que los dueños de aserraderos consideren las ventajas de emplear los residuos como fuente alternativa de combustible (FAO, 1991). Debido a su disponibilidad, bajo uso y los precios relativamente económicos, se propicia la búsqueda de proyectos productivos enfocados a la producción de bioenergía. El estudio se llevó a cabo en aserraderos ubicados en la región de trabajo siete de PROBOSQUE, en el estado de México, México. La información se obtuvo mediante una entrevista estructurada realizada a los propietarios de los aserraderos, mediante un muestreo aleatorio simple. El objetivo del presente trabajo es determinar la disponibilidad de volumen de los subproductos de la transformación primaria de la madera para su posible utilización en la generación de energía.

Palabras clave: *subproductos; aserraderos; coeficientes de aserrío; bioenergía.*

Abstract

Sawmilling is one of the least complex activities of the forest engineering industries. It comprises a certain number of operations, ranging from the handling and transport of logs to the drying of wood, its selection and classification, for which different types of energy are needed (FAO, 1991). Throughout the years, many sawmills have considered wood waste as a cumbersome by-product of the sawmill operation, with its consequent elimination for land filling or incineration. However, these two destinations have become contentious environmental problems and, combined with the increase in energy costs, sawmills owners consider the advantages of using waste as an alternative source of fuel (FAO, 1991). The study was carried out in sawmills located in the region of work seven of PROBOSQUE, in the state of Mexico, Mexico. The information was obtained through a structured interview conducted with the owners of the sawmills, through simple random sampling. The volume availability of wood by-products for possible use in power generation was calculated from the data on the sawing coefficients.

Key words: *by-products; sawmills; sawing coefficients; bioenergy.*



Introducción

Los bosques son un recurso prioritario debido a que su aprovechamiento sustentable representa una alternativa de ingresos para la sociedad, además de que generan servicios ambientales. El estado de México tiene una superficie de 22 499.95 km², que corresponde al 1.1% del territorio nacional y de ésta, el 41.7% corresponde a superficie forestal y el 30.1% a zonas arboladas ocupadas por bosques y selvas bajas. Siendo que la superficie forestal está representada por 1 087 812 ha. Además, existen 16 747 ha de vegetación de zonas semiáridas y 223 974 ha forestales que presentan diversos grados de perturbación (SEDAGRO-PROBOSQUE, 2006).

La sociedad ha utilizado y consumido las reservas fósiles: petróleo, carbón, gas natural, como su principal fuente de energía. Actualmente se busca reemplazar la energía fósil por energía generada a partir de materia viva o biomasa. La combustión de la biomasa se puede considerar neutral, con respecto a las emisiones del gas de efecto invernadero CO₂, como la biomasa crece a través del proceso de la fotosíntesis (Munir *et al.*, 2009; Gil *et al.*, 2010, citados por García *et al.*, 2012). Debido al origen fotosintético de la madera, tiene bajo contenido de azufre y contenido de nitrógeno, generando bajas emisiones de NO_x y SO₂ (Li *et al.*, 2009; Qian *et al.*, 2011; citado por García *et al.*, 2012).

La biomasa es uno de los recursos naturales más abundantes en todo el mundo, ofreciendo la oportunidad de utilizarla con fines energéticos, incluidos los combustibles, la generación de calor y electricidad, la electricidad y los productos químicos (Pintor-Ibarra *et al.*, 2017). La biomasa para energía se obtiene de los residuos de los aprovechamientos forestales, de las industrias de transformación de la madera, así como de los residuos agrícolas y ganaderos.

El proceso de aserrío se considera una de las actividades más importantes de la industria forestal en México y una de las formas más sencillas de transformar la trocería, cuya eficiencia se evalúa a través de estudios de coeficientes de aprovechamiento y de rentabilidad del proceso (Zavala-Zavala y Hernández-Cortés, 2000). El coeficiente de aserrío se establece con la finalidad de cuantificar la madera aserrada, las costeras, recortes y aserrín. Debido a que no hay dos aserraderos iguales, las variables que influyen en el coeficiente de aserrío, difícilmente son las mismas para dos aserraderos distintos. De acuerdo a la FAO (1991), los subproductos que genera la transformación primaria de la madera, incluyen: corteza, aserrín, recortes, madera partida, virutas y lijaduras. Sin embargo en la mayoría de las industrias apilan los subproductos en algunos extremos de los aserraderos siendo focos de contaminación y son propensos a que se incendien. El objetivo del presente trabajo es evaluar la disponibilidad de volumen de los subproductos de la transformación primaria de la madera para su posible utilización en la generación de energía.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El área de estudio se llevó a cabo en la zona de trabajo número siete de la Protectora de Bosques del estado de México (PROBOSQUE, 2015), la cual comprende los siguientes municipios: Amanalco, Donato Guerra, Ixtapan del Oro, Oztoloapan, Santo Tomás, Valle de Bravo, Villa de Allende, Villa Victoria y Zacazonapan. La zona se caracteriza por presentar limitaciones en los métodos de aprovechamiento de plantaciones comerciales, así como por la sobreexplotación de los recursos naturales en algunas zonas, lo cual se relaciona con la cultura forestal (SEDAGRO-PROBOSQUE, 2006).

Metodología

La información se obtuvo mediante la aplicación de entrevistas estructuradas, realizadas a los propietarios de los aserraderos. El tamaño de la muestra se calculó mediante un muestreo aleatorio simple (Valdivieso- Tabora *et al.*, 2011):

$$n = \frac{N \times Z_{\alpha}^2 \times P \times Q}{d^2 \times (N-1) + Z_{\alpha}^2 \times P \times Q} \quad (1)$$

donde n representa el tamaño de muestra, N es el tamaño de la población, Z_{α}^2 es el nivel de confianza al 95% en %, P es la probabilidad de éxito, Q es la probabilidad de fracaso y d^2 es el margen de error de 0.2.

Las variables que se midieron consistieron en: materia prima, proceso productivo, comercialización, aspectos financieros e impacto ambiental. El volumen de los subproductos de madera se calculó a partir de los datos sobre los coeficientes de aserrío que se obtuvo a través de la entrevista estructurada

Resultados y Discusión

De acuerdo al marco de muestreo utilizado, se aplicó la entrevista estructurada a 10 aserraderos establecidos en la región de trabajo siete de la Protectora de Bosques del estado de México (PROBOSQUE, 2015). Sin embargo, la base de datos resultó desactualizada, por lo que, en el momento de la aplicación de la entrevista, 4 centros de transformación habían dejado de operar.

El 100% de los propietarios de aserraderos entrevistados, procesaron el género *Pinus*. Una empresa manifestó contar con estufa de secado, lo que permite darle valor agregado a la madera aserrada. El consumo total de madera en rollo fue de 5 752 m³. Con un coeficiente de aserrío promedio del 57.4%. Lo anterior indica que por cada metro cúbico de madera en rollo (m³r) que es aserrado, se obtienen 0.574 m³ de madera aserrada y 0.426 m³ de subproductos. Estos valores son superiores a lo reportado por Zavala-Zavala y Hernández-Cortés (2000) quienes llevaron a cabo un análisis sobre el rendimiento y la utilidad del proceso de aserrío de trocería de pino, determinando un coeficiente de aprovechamiento nominal de 51% y una proporción de costeras y recortes de 27% y el porcentaje de aserrín de 22%. Asimismo se encuentran por debajo a lo reportado por Nájera-Luna *et. al.* (2012) quienes determinaron un coeficiente de aserrío de 61.4% en dos aserraderos privados de El Salto, Durango. Lo que demuestra que no hay dos aserraderos iguales y que las variables que influyen en el rendimiento rara vez son las mismas de un aserradero a otro (Steele, 1984). Por lo que, el volumen de los subproductos va a estar relacionado con el rendimiento en el aserradero.

El análisis indica que en total se produce un volumen de subproductos de 29 383.2 m³ por año en la región (Cuadro 1).

Cuadro 1. Caracterización productiva de los aserraderos entrevistados.

| Aserradero | Volumen (m ³ rollo)/año | Coefficiente de Aserrío (%) | Volumen de residuos (m ³)/año |
|------------|------------------------------------|-----------------------------|---|
| 1 | 13 680 | 62 | 5 198.4 |
| 2 | 12 960 | 55 | 5 832 |
| 3 | 13 584 | 55 | 6 112.8 |
| 4 | 9 600 | 62.5 | 3 600 |
| 5 | 9 600 | 55 | 4 320 |
| 6 | 9 600 | 55 | 4 320 |
| Totales | 69 024 | 57.4 | 29 383.2 |

De acuerdo con la entrevista realizada a los propietarios de los aserraderos, entre los usos al que se destinan los subproductos de la transformación, se encuentran; el compostaje, como leña al interior de los hogares o en las ladrilleras para ser quemados. En un estudio realizado por Correa *et al.* (2014), en la industria forestal de la cabecera municipal Nuevo San Juan Parangaricutiro y de la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro, Michoacán, México, determinaron que se generan 1,232 m³/año de aserrín y viruta de pino que se utilizan localmente para producir composta, como fertilizantes en huertas de aguacate, y como fuente de energía en ladrilleras y en la caldera de la planta resinera. Sin embargo, la disponibilidad de los subproductos y los usos a los que se destinan, propicia la búsqueda de alternativas que sean capaces de incluir este volumen en la cadena productiva. La producción de bioenergía es una opción que presenta numerosas ventajas sociales, económicas y ambientales: generación de empleo, agregan valor económico a los productos, al mismo tiempo que reducen la dependencia de los recursos fósiles (Masera-Ceruti *et al.*, 2011).

Sin embargo, se deben realizar estudios para determinar si los subproductos cumplen con los estándares internacionales de calidad. Se requiere considerar aspectos técnicos relacionados con la calidad de los subproductos como biocombustible, regulado por algunas características como: contenido de humedad, valores altos disminuye el poder calorífico neto del subproducto, la eficiencia en la combustión y la temperatura; contenido de cenizas, valores altos de contenidos de cenizas requerirá una limpieza continua en los equipos de combustión y los elementos inorgánicos de la ceniza, pueden generar un impacto negativo debido a que las partículas pueden dispersarse y adherirse al interior de los intercambiadores de calor y plantas de generación de energía por combustión directa (Correa, 2013). El tamaño de la partícula es un factor que influye en el transporte y en la eficiencia de la combustión (Oberberger y Thek, 2010). Las propiedades químicas influyen en el poder calorífico: un alto contenido de extraíbles y de lignina, incrementan el poder calorífico (Kollman 1959, Cunha *et al.* 1989, Jara 1989; Katakí y Konwer 2002, Ngangyo *et al.* 2016; citados por Pintor-Ibarra *et al.*, 2017).

Conclusiones

En la región siete de PROBOSQUE, comprendida por nueve municipios, se observa que la industria instalada genera 29 383.2 m³ por año de subproductos, mismos que pueden ser susceptibles de ser utilizados en la generación de energía. Sin embargo, es necesario realizar pruebas físicas y químicas para verificar que cumplan con los estándares de calidad.

Literatura citada

- Correa-Méndez, F., A. Carrillo-Parra, J. G. Rutiaga-Quiñones, F. Márquez-Montesino, H. González-Rodríguez, E. Jurado-Ibarra, and F. Garza-Ocañas. 2014: Moisture and inorganic substance content in Pine timber products for use in pellets and briquettes. (Contenido de Humedad y Sustancias inorgánicas en Subproductos Maderables de pino para su uso en pélets y briquetas). Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente:78-88.
- Correa, M. F. 2013. Contenido de humedad, ceniza, inorgánicos y granulometría en subproductos de seis especies maderables para bioenergía. Tesis de Doctorado en Ciencias. 113 p.
- García R., C. Pizarro, A. G. Lavín and J. L. Bueno. 2012. Characterization of Spanish biomass wastes for energy use. *Bioresource Technology* 103: 249-258.
- Masera-Cerutti, O., F. Coralli, C. García-Bustamante, E. Riegelhaupt, T. Arias-Chalico, J. Vega-Gregg, R. Díaz-Jiménez, G. Guerrero-Pacheco y L. Cecotti. 2011. En: La bioenergía en México, Situación actual y perspectivas. CIFOR. 42 p.
- Nájera-Luna, J. A., G. H. Adame-Villanueva, J. Méndez-González, B. Vargas-Larreta, F. Cruz-Cobos, F. J. Hernández y C. G. Aguirre-Calderón. 2012. Rendimiento de la madera aserrada en dos aserraderos privados de El Salto, Durango, México. *Investigación y Ciencia de la Universidad Autónoma de Aguascalientes*. 55:11-23.
- Oberberger, I. y G. Thek. 2010. *The Pellet Handbook*. Bios Bioenergiesysteme GmbH. London, UK. 549 p.
- FAO (Food and Agricultural Organization of the United Nations). 1991. Conservación de energía en las industrias mecánicas forestales. En: Aprovechamiento potencial de los residuos de madera para la producción de energía. <http://www.fao.org/docrep/T0269S/t0269S10.htm> (Consulta: Marzo 30, 2018).

- Pintor-Ibarra, L. F., A. Carrillo-Parra, R. Herrera-Bucio, P. López-Albarrán and J. G. Rutiaga-Quñones. 2017. Physical and chemical properties of timber by-products from *Pinus leiophylla*, *P. montezumae* and *P. pseudostrobus* for a bioenergetics use. *Wood Research*. 62:849-862.
- PROBOSQUE. 2015. Comunicación personal.
- SEDAGRO-PROBOSQUE. 2006. Programa de Desarrollo Forestal Sustentable del estado de México. pp. 12-48.
- Steele, P. H. 1984. Factors determining lumber recovery in sawmilling. Gen. Tech. Rep. FPL-39. Madison, WI: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Forest Products Laboratory. 8 p.
- Valdivieso-Taborga, C. E., R. Valdivieso-Castellón y O. A. Valdivieso-Taborga. 2011. Determinación del tamaño muestral mediante el uso de árboles de decisión. *Investigación y Desarrollo*. 11:148-176.
- Zavala-Zavala, D. y R. Hernández-Cortés. 2000. Análisis del rendimiento y utilidad del proceso de aserrío de trocería de pino. *Madera y Bosques*.6:41-55.

2.2 Producción y caracterización de un coctel enzimático para la hidrólisis o tratamiento de bagazos para su uso como sustrato para biocombustibles y otras industrias

Ayala-Mendivil Neydeli¹ y Sandoval Georgina^{1*}

¹Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco, A.C. (CIATEJ). Av. Normalistas 800, CP 44270, Guadalajara, Jalisco, México.

*Autor para correspondencia: gsandoval@ciatej.mx

Resumen

La implementación de procesos enzimáticos industriales está en crecimiento, esto principalmente debido a los beneficios ambientales y comerciales que ofrecen las enzimas (Adrio y Demain, 2014). La inmensa mayoría de enzimas hidrolíticas industriales están siendo utilizadas para la hidrólisis de sustancias naturales o residuos. Una de las tecnologías para la producción de dichas enzimas industriales es la fermentación en medio sólido (SSF por sus siglas en inglés), ya que en efecto, un alto porcentaje de las enzimas industriales se produce por este tipo de fermentación (Singhania *et al.* 2010; Ayala-Mendivil *et al.*, 2016). El objetivo de este trabajo fue producir y caracterizar un coctel enzimático por fermentación en medio sólido, utilizando una cepa fúngica recientemente aislada. El cual es rico en actividad celulasa para el tratamiento o hidrólisis de bagazos lignocelulósicos, que una vez hidrolizados, pueden ser biotransformados en biocombustibles o biofibras (Figura 1).

Palabras clave: *enzimas; bagazo; lignocelulósicos; celulasas; hemicelulasas; biocombustibles.*

Abstract

The implementation of industrial enzymatic processes is stepping up, this is mainly due to commercial and environmental benefits that enzymes offer (Adrio y Demain, 2014). The vast majority of currently used industrial enzymes have hydrolytic activities, begin used for the degradation on natural substances or wastes. A sustainable technology for enzyme production is solid state fermentation (SSF). Indeed, a high percentage of industrial enzymes is produced by this method (Singhania *et al.* 2010; Ayala-Mendivil *et al.*, 2016). The aim of this work was to produce and characterize a hydrolytic enzymatic cocktail produced by SSF using a recently isolated fungic strain, rich in cellulase activity for bagasse hydrolysis or treatment, which can be later biotransformed in sustainable products such as biofuels or biofibers (Figure 1).

Key words: *enzymes; bagasse; lignocellulosic; cellulase; hemicellulose; biofuels.*



Figura 1. Esquema del objetivo de este trabajo y sus potenciales aplicaciones (Ayala-Mendivil *et al.*, 2016).

Introducción

La motivación de este trabajo se deriva de que la celulosa es el polímero más abundante en la naturaleza y de que diversas actividades humanas como la agricultura, generan una gran cantidad de bagazos lignocelulósicos como coproductos.

Los procesos convencionales de hidrólisis de bagazos lignocelulósicos con ácidos y bases fuertes tienen las siguientes desventajas:

- Reacciones no específicas con bajos rendimientos y reacciones parásitas.
- Altas temperaturas y/o altas presiones requeridas.
- Alto costo energético.
- Procesos peligrosos por los componentes tóxicos y corrosivos.
- Residuos peligrosos y/o tóxicos a disponer.

Por su parte la hidrólisis enzimática de lignocelulósicos tiene las siguientes ventajas (Holker y Lenz, 2005):

- Mild reaction conditions
- Highly specific and high reaction rates
- Reduce consumption of chemicals and energy
- Reduce generation of waste
- Numerous enzymes for different tasks

Debido a estas ventajas, las enzimas son ampliamente utilizadas en la hidrólisis de diversos sustratos (Cuadro 1) y entre ellas destacan las celulasas y hemicelulasas como las xilanasas, cuya producción en un coctel enzimático fue el objeto de estudio de ese trabajo. Conforme se incrementa la demanda de etanol combustible, se prevé que las celulasas y hemicelulasas serán las enzimas industriales más utilizadas.

Cuadro 1. Enzimas más utilizadas en la industria (Jegannathan y Nielsen, 2013).

| Tipo de enzima | Industria(s) | Reacción(es)/Aplicación(es) |
|----------------|-------------------------------------|---|
| Lipasas | Alimentos, Detergentes Biodiésel | Esterificación, Transesterificación, Interesterificación |
| Proteasas | Detergentes, Alimentación | Remoción de manchas, hidrólisis de proteína |
| Amilasas | Alimentos y bebidas, Alcohol | Conversión del almidón a azúcares |
| Celulasas | Madera y papel, Biocombustibles | Suaviza las fibras, hidroliza la celulosa en fracciones menores |
| Xilanasas | Madera y papel, Biocombustibles | Depolimerización de xilanos facilitando la digestión |

Materiales y Métodos

Cepas

Se realizó un *screening* (cribado) con medios selectivos para Celulasa, Esterasa y Quitinasa en la colección de cepas fúngicas del CIATEJ, así como de nuevos aislamientos (Figura 2). La Esterasa y Quitinasa no son específicas de lignocelulósicos pero son enzimas accesorias que le dan mejores propiedades al coctel, por lo que también se evaluaron en el *screening*.

Fermentación

La fermentación fue en medio sólido en un sistema de columnas (Figura 2), utilizando residuos de bagazo como soporte. Se estudió la actividad enzimática de los extractos líquidos con kits sustratos específicos para cada enzima y medición de azúcares totales por el método de DNS.



Figura 2. Esquema del cribado y producción de los cocteles enzimáticos.

Resultados y Discusión

Cribado (*screening*) de cepas

En la Figura 3A se presenta la imagen de los medios selectivos utilizados para Celulasa, Esterasa y Quitinasa. Mientras que en la figura 3B se muestran tres cepas que resultaron positivas. De entre ellas se seleccionó la cepa con código H25, ya que su coctel enzimático mostró buenos resultados en la hidrólisis de bagazo.

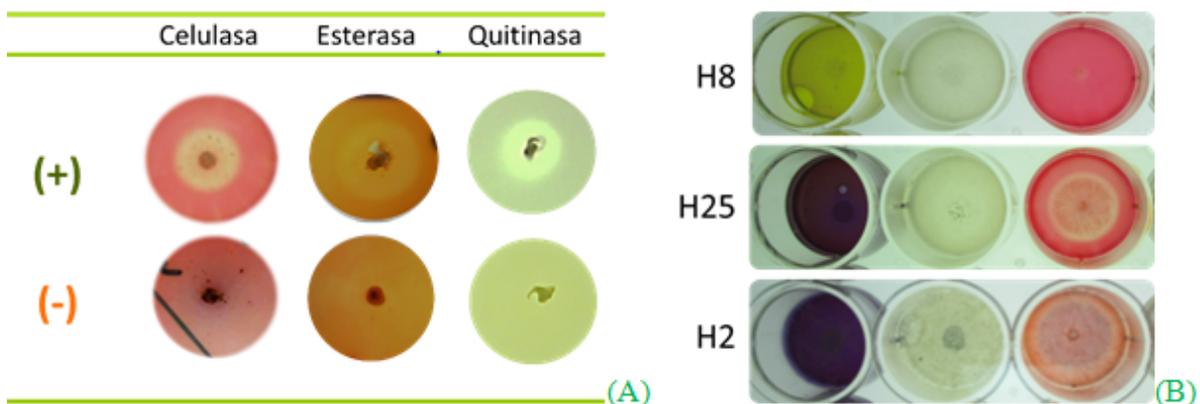


Figura 3. Medios selectivos para el *screening* de actividades enzimáticas (A) y cepas positivas (B).

Actividades enzimáticas

Posteriormente realizó el cultivo de la cepa H25 por fermentación sólida a diferentes tiempos de cultivo, se extrajo el coctel enzimático y se midieron actividades enzimáticas individuales de interés para la hidrólisis de lignocelulósicos (Celulasa, Xilana y Quitinasa); las cuales se presentan en el Cuadro 2. Donde además se comparan con las del coctel comercial CTEC2.

Cuadro 2. Actividades enzimáticas individuales en los cocteles enzimáticos.

| Coctel | Tiempo de cultivo | Celulasa* | Xilanasa* | Quitinasa* |
|--------|-------------------|-----------|-----------|------------|
| H25 | 48 h | 0.11 | 1.38 | 0.003 |
| H25 | 72 h | 0.29 | 1.43 | 0.023 |
| H25 | 96 h | 0.31 | 1.45 | 0.042 |
| CTEC2 | No aplica | 0.97 | 9.8 | 0.003 |

*Actividad en U/mg de proteína.

En el Cuadro 2 se observa que a las 96 h de cultivo se tienen las mayores actividades enzimáticas el coctel H25 y que tiene actividad hemicelulasa (xilanasa) y quitinasa mayores que el coctel comercial CTEC2, mientras que la actividad celulasa es 3 veces menor.

Sin embargo, cabe recordar que se trata de coctel crudo y que el coctel comercial es concentrado. Por lo que al concentrarse quedaría con actividades mayores que el coctel comercial.

Temperatura y pH de trabajo

La evaluación de la temperatura y pH de trabajo del coctel H25 dio como resultado que es termoestable hasta 50 °C, lo cual lo hace adecuado para aplicaciones industriales sin tanto gasto de energía. Y que su rango óptimo de pH se encuentra alrededor del 5.5, por lo que es relativamente ácido y comparable al de otros cocteles enzimáticos de hongos.

Conclusiones y Perspectivas

El coctel enzimático H25 es prometedor para las aplicaciones de biocombustibles derivados de hidrólisis de lignocelulósicos, al contener una gran cantidad de actividad celulasa, xilanasa y quitinasa.

Estas dos últimas inclusive mayores que en el coctel comercial con el cual se comparó y a pesar de que la celulasa es menor, al tratarse de un coctel crudo, queda como perspectiva concentrarlo. Y si se considera que las enzimas comerciales se concentran de 10 a 25 veces sobre el coctel crudo, el coctel H25 quedaría con actividades 3 a 8 veces mayor para celulasa, 1.5 a 3.6 veces mayor para Xilanasa y 140-350 veces mayor para quitinasa, lo cual lo hace candidato para otras aplicaciones donde se puede aprovechar también su alta actividad quitinasa, por ejemplo para bioinsecticidas.

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca doctoral de Neydeli Ayala y por el apoyo financiero a los proyectos CB-2014-01-237737 (SEP-CONACYT) y FSE-250014 (SENER-CONACYT).

Literatura citada

Adrio, J. L. y A. L. Demain. 2014. A. Microbial Enzymes: Tools for Biotechnological Processes. *Biomolecules* 4:117-139.



- Ayala-Mendivil, N. A.; M. Calixto-Romo, L. Amaya-Delgado, L. Casas-Godoy and G. Sandoval. 2016. High Throughput Screening: Developed Techniques for Cellulolytic and Xylanolytic Activities Assay. *Combinatorial Chemistry & High Throughput Screening*, 19:1-9.
- Hölker, U., M. Höfer and J. Lenz. 2004. Biotechnological advantages of laboratory-scale solid-state fermentation with fungi. *Applied microbiology and biotechnology*. 64. 175-86 10.1007/s00253-003-1504-3.
- Holker, U and J. Lenz. 2005. Solid-state fermentation--are there any biotechnological advantages? *Current Opinion in Microbiology* 8:301-306.
- Jegannathan, K. R. and P. R. Nielsen. 2013. Environmental assessment of enzyme use in industrial production – a literature review. *Journal of Cleaner Production* 42:228-240.
- Singhania, R., R. Sukumaran, A. Patel, C. Larroche and A. Pandey. 2010. Advancement and comparative profiles in the production technologies using solid-state and submerged fermentation for microbial cellulases. *Enzyme and Microbial Technology* 46. 541-549. 10.1016/j.enzmictec.2010.03.010.

2.3 Índice de preferencia para el consumo de leña en Villaflores, Chiapas, México

López-Cruz Alonso¹; Gómez-Castro Heriberto²; Pinto-Ruiz Rene² y Aryal Deb R.³

¹ Biodiversidad, Medio Ambiente, Suelo y Agua, A.C., 5ª oriente norte #37, CP. 30470, ciudad de Villaflores, Chiapas, México.

² Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad Autónoma de Chiapas. Km. 84.5 carretera Ocozocoautla- Villaflores, CP 30470 ciudad de Villaflores, Chiapas, México.

³ CONACYT-UNACH, Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad Autónoma de Chiapas. Km 84.5 carretera Ocozocoautla- Villaflores, CP 30470, Villaflores, Chiapas, México.

Autor para correspondencia: alonsoloc@hotmail.com

Resumen

En las comunidades rurales del Estado de Chiapas, la leña es la principal fuente de energía para el bienestar básico de los hogares; lo que nos lleva a, buscar alternativas para satisfacer la demanda de leña. Sin embargo, esto implica identificar las características deseables que debe tener un árbol para ser considerado como leña. En este estudio se realizaron talleres participativos donde se identificaron los atributos deseables en las especies que usan para obtener la leña, entre los atributos se identificaron: braza, ceniza, fácil prendimiento, tiempo de combustión, humo, prende rápido y rebrote de la especie después del corte. Estas características se priorizaron entre mujeres y hombres para determinar la importancia de cada atributo con base al punto de vista de mujeres y hombres. Entre las más importantes para las mujeres se encuentra la braza y el tiempo de combustión (que dure con el fuego); mientras que para los hombres las más importantes fueron el rebrote y la braza. Posteriormente, se construyeron índices de preferencia para determinar las especies que cumplen con las características deseables. De acuerdo con la importancia de las mujeres prefieren especies de maderas duras como *Quercus spp* y *Guazuma ulmifolia* Lam; en cuanto a los hombres, prefieren especies como *Gliricidia sepium* Jacq y *Guazuma ulmifolia* Lam. Estos resultados sirven como bases sociales en la utilización de biomasa para bioenergía en Chiapas.

Palabras clave: *preferencia de leña; fogones ecológicos; bancos dendroenergéticos.*

Abstract

In the rural communities of the State of Chiapas, firewood is the main source of energy for the basic well-being of households; which brings us to look for alternatives to meet the demand for firewood. However, this implies identifying the desirable characteristics that a tree must have, to be considered as fuelwood. Participatory workshops were conducted in this study where the desirable attributes were identified in the species they use as firewood. Among the attributes identified were: coal, ash, easy catching, combustion time, smoke, rapid ignition and regrowth of the species after of the cutting. These characteristics were prioritized among women and men to determine the importance of each attribute based on their different point of view. The most important for women was the coal content and the combustion time (which lasts with fire); while for men the most important were the regrowth and the coal. Subsequently, preference indexes were constructed to determine the species that fulfill the desirable characteristics. According to the importance, women preferred hardwood species such as *Quercus spp.* and *Guazuma ulmifolia*; as for men, they preferred the species like *Gliricidia sepium* and *Guazuma ulmifolia*. These results serve as social bases in the use of biomass for bioenergy in Chiapas.

Key words: *firewood preferences; ecological stoves, dendroenergy banks.*



Introducción

El uso de la leña es una fuente significativa de emisiones de GEI como es el CO₂; asimismo, es una fuente importante de degradación de los ecosistemas naturales. De acuerdo con Macera y Fuentes en el año 2006, en México cocinaban con leña entre 25 y 28 millones, lo que representaba la cuarta parte de la población; de los cuales, 19 millones utilizaban la leña como única fuente de combustible para la cocina. Sin embargo, a pesar de la importancia de los bosques para satisfacer la demanda de leña, se han realizado pocos trabajos en busca de alternativas y uso sustentable. Actualmente, en México, no se cuenta con ningún programa gubernamental que de manera oficial atienda o regule la explotación forestal para el uso de leña.

Por otra parte la venta informal (ilegal) de leña es una práctica común en la zona y en todo el Estado de Chiapas, esto debido a que no se cuentan con permisos por parte de las instancias encargadas en materia forestal (SAGARPA o SEMARNAT) que regulen estas prácticas. En las comunidades de estudio debido, al desconocimiento y a prácticas irracionales en el manejo forestal, se tiene la percepción de escasez de leña; dado que la demanda no puede ser cubierta por las áreas forestales de las que disponen; además, de contar con la debida información para realizar un manejo sostenible de los bosques para el aprovechamiento de leña. Ante esto, algunos pobladores tienen que comprar árboles fuera de la comunidad para satisfacer sus necesidades del combustible; es así que, se empieza por la selección de la especie a talar, la cual debe contar con ciertas características las cuales son objeto de esta investigación

Materiales y Métodos

Área de estudio

El estudio se realizó en las comunidades de Belén y Jerusalén, estas comunidades se localizan en las coordenadas 93°32'21.69'' de longitud oeste y 16° 23' 04.5'' de latitud norte; asimismo, forman parte de la cuenca del Río El Tablón del municipio de Villaflores; el cual, se localiza en los límites de la Depresión Central y de la Sierra Madre de Chiapas, donde predomina el relieve montañoso. Las coordenadas geográficas son 16° 14.0' N y 93° 16.0' W. Limita al norte con Suchiapa, Jiquipilas y Ocozocoautla, al este con Chiapa de Corzo y Villa Corzo, al sur con Villa Corzo y Tonalá, al oeste con Jiquipilas y Arriaga. Su extensión territorial es de 1 232.10 km², lo que representa el 14.82 % de la superficie de la región Frailesca y el 1.63 % de la superficie estatal, su altitud es de 540 msnm (CEIEG-Chiapas, 2016). A la vez, la cuenca del Río El Tablón en su parte alta se encuentra dentro del polígono de la Reserva de la Biosfera la Sepultura (REBISE).

Metodología

Se aplicaron encuestas semi-estructuradas y se realizaron talleres participativos para enlistar las especies que usan como leña, además; así como, identificar aquellos atributos que los productores y amas de casa consideran los más importantes al seleccionar la leña que usan en sus hogares. Una vez identificadas las especies y enlistados todos los atributos se realizó la ponderación para cada uno de estos la cual consistió en asignar puntos a cada uno. Para esto se tomó el total de los atributos (siete) y se pidió a los participantes dar un valor (1 a 4) de acuerdo a sus conocimientos, donde 1=malo, 2=regular; 3=bueno y 4=muy bueno. En otro taller, se tomaron por separado las expresiones de los hombres y de las mujeres y se analizaron únicamente los atributos (sin considerar la especie) y de este modo priorizar cual atributo es más importante para las mujeres y para los hombres; para esto, se asignaron valores de 1 a 3 puntos donde 1=no importante, 2=importante y 3=muy importante.

Para calcular el valor de ponderación de cada atributo, primeramente se dividió la unidad (1) entre el número de atributos y así se obtuvo el valor de ponderación utilizando la siguiente fórmula:

$$vp=vi*(1/No. Atrib.)$$

donde: vp=valor de ponderación, vi=valor de importancia, 1=unidad y No. Atrib=número de atributos

Por último, se procedió a determinar el índice de preferencia (IP) a través de la siguiente fórmula:

$$IP=\sum(A_1*vp)+(A_2*vp)\dots(A_n*vp)$$

donde: IP = índice de preferencia, A₁ = atributo y vp = valor de la ponderación

Resultados y Discusión

El Cuadro 1 presenta los atributos que los productores toman en cuenta al recolectar o cosechar la leña; proveniente de las especies mencionadas en las encuestas y en la observación directa en los hogares. De este modo se puede distinguir que las maderas duras son las que obtienen mejor calificación; sin embargo, las especies como Matarratón (*Gliricidia sepium* (Jacq) y Caulote (*Guazuma ulmifolia* Lam) resultan con buenas calificaciones que las otras especies debido a que estas presentan la cualidad del rebrote, lo que las convierte en especies preferidas por los hombres.

Cuadro 1. Evaluación numérica de las especies para leña.

| N. Común | N. Científico | Braza | Ceniza | Fácil corte | Tiempo de combustión | Humo | Prende rápido | Rebrote |
|-----------------------|---|-------|--------|-------------|----------------------|------|---------------|---------|
| Encino | <i>Quercus sp</i> | 4 | 4 | 2 | 4 | 4 | 2 | 1 |
| Tepeguaje o tepehuaje | <i>Lysiloma acapulcense</i> Kunth Benth | 4 | 2 | 2 | 4 | 4 | 2 | NA |
| Matabuey | <i>Lonchocarpus apricus</i> Lundell | 4 | 4 | 2 | 4 | 4 | 2 | NA |
| Nanche | <i>Byrsonima crassifolia</i> (L.) Kunth | 3 | 4 | 3 | 3 | 4 | 2 | 1 |
| Quebracho | <i>Acacia milleriana</i> Stand | 3 | 3 | 1 | 3 | 3 | 2 | 2 |
| Pie de venado | <i>Bauhinia unguolata</i> L | 2 | 3 | 4 | 3 | 3 | 3 | 2 |
| Caulote | <i>Guazuma ulmifolia</i> Lam. | 3 | 3 | 3 | 3 | 4 | 3 | 3 |
| Cascabillo | <i>Luehea speciosa</i> Willd | 3 | 3 | 4 | 2 | 3 | 3 | 3 |
| Iscanal | <i>Acacia collinsii</i> Saff | 1 | 2 | 2 | 2 | 3 | 3 | 3 |
| Matarratón | <i>Gliricidia sepium</i> (Jacq.) | 2 | 3 | 4 | 2 | 3 | 4 | 4 |

a) Los valores 1=malo, 2= regular, 3= bueno, 4= muy bueno y NA= no aplica

b) Para el caso de ceniza y humo los valores 1= mucho, 2= regular, 3= poco y 4= muy poco

El Cuadro 2 presenta la ponderación que se les dio a cada uno de los atributos de acuerdo a la importancia que mujeres y hombres de la comunidad le dan a cada uno de los atributos para evaluar la leña. Como se puede observar las mujeres y los hombres valoran de diferente manera los atributos de la leña que usan. Para las mujeres los dos principales atributos son la braza y tiempo de combustión y los dos últimos son la ceniza y el rebrote; mientras que, para los hombres los dos principales atributos son la braza y el rebrote; y los dos últimos son la ceniza y el humo. Esto es reflejo de que las mujeres no se dedican a la recolección de la leña. En cuanto a los hombres quienes se encargan de la recolección de la leña, una de sus prioridades es que el árbol del cual la obtienen, posteriormente pueda tener rebrotes

para su próximo aprovechamiento y a ellos no les interesa si la leña hace humo, debido a que no realizan las labores de cocina y les interesa que su leña haga buena braza al igual que las mujeres.

En lo que se refiere al rebrote de los árboles, para los hombres es de gran importancia debido a que algunos habitantes de las comunidades ya no cuentan con árboles para la extracción de leña, por lo que es indispensable contar o establecer especies que puedan satisfacer la demanda de leña y que al mismo tiempo perdure en las parcelas para su posterior aprovechamiento.

Cuadro 2. Valores de ponderación.

| Atributo | Valor de importancia | | Valor de ponderación | |
|----------------------|----------------------|---------|----------------------|---------|
| | Mujeres | Hombres | Mujeres | Hombres |
| Braza | 3 | 3 | 0.43 | 0.43 |
| Ceniza | 1 | 1 | 0.14 | 0.14 |
| Fácil corte | 2 | 2 | 0.29 | 0.29 |
| Tiempo de combustión | 3 | 2 | 0.43 | 0.29 |
| Humo | 2 | 1 | 0.29 | 0.14 |
| Prende rápido | 2 | 2 | 0.29 | 0.29 |
| Rebrote | 1 | 3 | 0.14 | 0.43 |

1= no importante, 2= importante y 3= muy importante

Como resultado de la ponderación de cada atributo por las mujeres y tomando en cuenta los valores asignados para cada atributo, se calculó el orden de preferencia presentado en el Cuadro 3.

El Cuadro 3 muestra el orden de preferencia de las especies que se usan como leña basado en la ponderación hecha por las mujeres para cada atributo. Asimismo, se observa que la mejor especie para leña con base en este índice de selección es el Encino (*Quercus sp*), en segundo lugar, se encuentra el Caulote (*Guazuma ulmifolia* Lam.), en tercer lugar, el Matabuey (*Lonchocarpus apricus* Lundell); mientras que, las especies menos preferidas son Pie de Venado (*Bauhinia unguolata* L), Quebracho (*Acacia milleriana* Stand) y quedando en el décimo lugar el Iscanal (*Acacia collinsii* Saff).

Cuadro 3. Orden de preferencia de las especies para leña de acuerdo a la opinión de las mujeres de las comunidades de Belén y Jerusalén.

| Especie | Braza | Ceniza | Fácil corte | Tiempo de combustión | Humo | Prende rápido | Rebrote | Total | Orden de preferencia |
|---|-------|--------|-------------|----------------------|------|---------------|---------|-------|----------------------|
| <i>Quercus sp</i> | 85.6 | 28.4 | 28.6 | 85.6 | 57.2 | 28.6 | 7.1 | 45.9 | 1 |
| <i>Lysiloma acapulcense</i> Kunth Benth | 85.6 | 21.3 | 28.6 | 85.6 | 57.2 | 28.6 | 0 | 43.8 | 4 |
| <i>Lonchocarpus apricus</i> Lundell | 85.6 | 28.4 | 28.6 | 85.6 | 57.2 | 28.6 | 0 | 44.9 | 3 |
| <i>Byrsonima crassifolia</i> (L.) Kunth | 64.2 | 28.4 | 42.9 | 64.2 | 57.2 | 28.6 | 7.1 | 41.8 | 7 |
| <i>Acacia milleriana</i> Stand | 64.2 | 21.3 | 14.3 | 64.2 | 42.9 | 28.6 | 14.2 | 35.7 | 9 |
| <i>Bauhinia unguolata</i> L | 42.8 | 21.3 | 57.2 | 64.2 | 42.9 | 42.9 | 14.2 | 40.8 | 8 |
| <i>Guazuma ulmifolia</i> Lam. | 64.2 | 21.3 | 42.9 | 64.2 | 57.2 | 42.9 | 21.3 | 44.9 | 2 |
| <i>Luehea speciosa</i> Willd | 64.2 | 21.3 | 57.2 | 42.8 | 42.9 | 42.9 | 21.3 | 41.8 | 6 |
| <i>Acacia collinsii</i> Saff | 21.4 | 14.2 | 28.6 | 42.8 | 42.9 | 42.9 | 21.3 | 30.6 | 10 |
| <i>Gliricidia sepium</i> (Jacq.) | 42.8 | 21.3 | 57.2 | 42.8 | 42.9 | 57.2 | 28.4 | 41.8 | 5 |

En lo que corresponde a la ponderación hecha por los hombres, en el Cuadro 4 se contempla que el Mataratón (*Gliricidia sepium* Jacq) es la ocupa el primer lugar en la preferencia y Caulote (*Guazuma*

ulmifolia Lam.) ocupa el segundo lugar y en el último lugar de preferencia coinciden hombres y mujeres en la especie de Iscanal. Esta diferencia radica en las necesidades que tienen las señoras en la cocina, donde se necesita leña como la que se obtiene del Encino, que es un combustible que presenta una densidad alta lo que genera buena cantidad de calor, durabilidad en la combustión y buena braza.

Para los hombres *Gliricidia sepium* Jacq ofrece los beneficios que es una especie de rápido crecimiento y cuando se corta el árbol, este tiene la capacidad de producir rebrotes permitiendo la recuperación de la biomasa área para proporcionar leña para años subsecuentes.

Cuadro 4. Orden de preferencia de las especies para leña de acuerdo a la opinión de los hombres de las comunidades de Belén y Jerusalén.

| Especie | Braza | Ceniza | Fácil corte | Tiempo de combustión | Humo | Prende rápido | Rebrote | Total | Orden de preferencia |
|---|-------|--------|-------------|----------------------|------|---------------|---------|-------|----------------------|
| <i>Quercus sp</i> | 85.6 | 28.4 | 28.6 | 57.2 | 28.4 | 28.6 | 21.4 | 39.7 | 4 |
| <i>Lysiloma acapulcense</i> Kunth Benth | 85.6 | 21.3 | 28.6 | 57.2 | 28.4 | 28.6 | 0 | 35.7 | 8 |
| <i>Lonchocarpus apricus</i> Lundell | 85.6 | 28.4 | 28.6 | 57.2 | 28.4 | 28.6 | 0 | 36.7 | 6 |
| <i>Byrsonima crassifolia</i> (L.) Kunth | 64.2 | 28.4 | 42.9 | 42.9 | 28.4 | 28.6 | 21.4 | 36.7 | 7 |
| <i>Acacia milleriana</i> Stand | 64.2 | 21.3 | 14.3 | 42.9 | 21.3 | 28.6 | 42.8 | 33.6 | 9 |
| <i>Bauhinia unguolata</i> L | 42.8 | 21.3 | 57.2 | 42.9 | 21.3 | 42.9 | 42.8 | 38.7 | 5 |
| <i>Guazuma ulmifolia</i> Lam. | 64.2 | 21.3 | 42.9 | 42.9 | 28.4 | 42.9 | 64.2 | 43.8 | 2 |
| <i>Luehea speciosa</i> Willd | 64.2 | 21.3 | 57.2 | 28.6 | 21.3 | 42.9 | 64.2 | 42.8 | 3 |
| <i>Acacia collinsii</i> Saff | 21.4 | 14.2 | 28.6 | 28.6 | 21.3 | 42.9 | 64.2 | 31.6 | 10 |
| <i>Gliricidia sepium</i> (Jacq.) | 42.8 | 21.3 | 57.2 | 28.6 | 21.3 | 57.2 | 85.6 | 44.9 | 1 |

En las comunidades de estudio son los hombres quienes salen en busca de la leña y pues prefieren la que se encuentre más cercana al hogar, los atributos como el humo y la ceniza son de poca importancia debido a que ellos no realizan actividades en la cocina.

Dado que estas comunidades son de origen indígena, el sistema de toma de decisiones todavía sigue siendo de orden patriarcal; por lo que, en la búsqueda de alternativas para el aprovechamiento sustentable de leña como el establecimiento de bancos dendroenergéticos se prefiere *Gliricidia sepium* Jacq, que es la de mejor índice de preferencia por parte de los hombres, a pesar de que *Guazuma ulmifolia* Lam es la especie que cuenta con el segundo mejor índice de preferencia tanto en hombres y mujeres.

Literatura citada

- CEIEG-Chiapas (Comité Estatal de Información, Estadística y Geografía de Chiapas) 2016. <http://www.ceieg.chiapas.gob.mx/mapas/Inicio>.
- Masera, O. y A. F. Fuentes G. 2006. Introducción. pp. 1-6. In: La Bioenergía en México, un catalizador del desarrollo sustentable. Masera-Cerutti, O. (Coord.). CONAFOR. Mundi-Prensa, México.
- SRA (Secretaría de la Reforma Agraria). 2008. Carpeta básica ejidal. Plano de entrega de tierras.

2.4 Compostaje para disminuir toxinas en biocarbón

Chávez-García Elizabeth^{1,2} y Siebe-Grabach Christina²

¹Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, CP 04510, Ciudad de México, México.

²Instituto de Geología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, CP 04510, Ciudad de México, México.

Autor para correspondencia: eliza@ciencias.unam.mx

Resumen

La pirólisis de biomasa es ecológica y económicamente atractiva por la producción de energía y de biocarbón que puede ser utilizado como abono para el suelo. El biocarbón puede adsorber sustancias tóxicas, amortiguar el pH, aportar nutrientes y contribuir al secuestro de C en el suelo. Sin embargo, la pirólisis produce toxinas que pueden persistir en el biocarbón y ser introducidas al suelo con resultados negativos en plantas y microorganismos. Un tratamiento económico y sencillo para aminorar estos efectos es el compostaje, que además de eliminar sustancias tóxicas del biocarbón puede aumentar los efectos fertilizantes de dicho abono. Pocos han sido los esfuerzos en producir biocarbón a partir de cáscaras de frutas, a pesar de ser desechos que se generan en grandes cantidades a nivel mundial y que podrían utilizarse para producir abonos. Sin embargo, el contenido de toxinas debido a la pirólisis puede limitar su uso como enmiendas orgánicas. Por ello, en este estudio se analiza el contenido de toxinas en un biocarbón hecho de cáscaras de naranja y piña, antes y después de haber sido compostado. Los resultados muestran que el biocarbón sin tratar presenta concentraciones de sustancias tóxicas por debajo de los límites máximos permitidos según regulaciones internacionales. Sin embargo, el compostaje disminuyó las dioxinas y furanos en un 30%, mientras que los hidrocarburos aromáticos policíclicos se redujeron a casi la mitad. Esto demuestra que el compostaje puede disminuir compuestos tóxicos y mejorar la calidad del biocarbón para su uso en el suelo.

Palabras clave: *pirólisis; compostaje; dioxinas; furanos; HAPs.*

Abstract

The pyrolysis of biomass is ecologically and economically attractive due to the production of energy and biochar that can be used as fertilizer for the soil. Biochar can adsorb toxic substances, buffer the pH, provide nutrients and contribute to the sequestration of C in the soil. However, pyrolysis produces toxins that can persist in the biochar and be introduced to the soil with negative results on plants and microorganisms. An economical and simple treatment to lessen these effects is the composting of the biochar that can both, eliminate the toxic substances and increase the fertilizing effects of this amendment. Few efforts have been made to produce biochar from fruit peels, despite being waste generated in large quantities worldwide and that could be used to produce fertilizers. However, the toxicants content due to pyrolysis may limit its use as organic amendments. Therefore, in this study we analyzed the content of toxins in a biochar made from orange and pineapple peels, before and after being composted. The results show that the untreated biochar has concentrations of toxicants below the maximum limits allowed by international regulations. However, composting decreased dioxins and furans by 30%, while polycyclic aromatic hydrocarbons were reduced by almost half. This proves that composting can lower toxicants and improve the biochar quality for its usage in the soil.

Keywords: *pyrolysis; composting; dioxins; furans; PAHs.*

Introducción

La pirólisis de biomasa es ecológica y económicamente atractiva ya que dicho proceso puede producir energía a la par de sólidos (*i.e.* biocarbón) que pueden ser utilizados como abonos orgánicos para el mejoramiento de suelos (Lehmann 2007; Verheijen *et al.*, 2010). En general, los biocarbones poseen una alta superficie específica y porosidad que convierten a estos compuestos en potentes adsorbentes de sustancias orgánicas y metales pesados (Jien y Wang, 2013; Mukherjee y Lal, 2013). Muchos biocarbones también amortiguan el pH del suelo y proveen nutrimentos, creando lugares más favorables para plantas y microorganismos (Mukherjee *et al.*, 2011; Spokas *et al.*, 2012). Además, la naturaleza recalcitrante del biocarbón puede contribuir al secuestro de C y a la reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero por parte del suelo (Smith, 2016; He *et al.*, 2017). Sin embargo, la pirólisis produce toxinas que pueden persistir en el biocarbón y ser introducidas al suelo cuando este abono se adiciona sin un tratamiento previo (Wilson y Reed, 2012; IBI, 2015).

Un pretratamiento económico, rápido y sencillo es el compostaje del biocarbón (Busch y Glaser, 2015; Wiedner *et al.*, 2015). El compostaje se caracteriza por la presencia de una alta diversidad microbiana que mediante procesos de volatilización, degradación o transformación limita la biodisponibilidad de contaminantes y los convierte en sustancias inocuas como CO₂ y agua (Semple *et al.*, 2001). En el caso del biocarbón, el compostaje además de eliminar sustancias tóxicas puede aumentar la reactividad superficial, lo cual influye en procesos como estabilidad de los agregados o el secuestro de C en el suelo (Borchard *et al.*, 2014; Busch y Glaser, 2015; Wiedner *et al.*, 2015; Du *et al.*, 2017).

La mayoría de los biocarbones han sido producidos a partir de residuos industriales, agrícolas o animales (Qayyum *et al.*, 2015; Cha *et al.*, 2016; Ding *et al.*, 2016), dejando de lado biomasas como cáscaras de naranjas y piñas que se generan en cantidades significativas en todo el mundo (FAO, 2014, 2015). En ocasiones estos residuos son utilizados para extracción de enzimas, alcoholes o ácidos orgánicos (Wilkins *et al.*, 2007; Upadhyay *et al.*, 2010; Ketnawa *et al.*, 2016; Lam *et al.*, 2016). Sin embargo, estos procesos no utilizan la biomasa por completo, con lo cual se descarta entre el 30 y 50% de celulosa en peso seco que debe confinarse o procesarse de alguna forma para prevenir problemas de contaminación y de salud pública (Wilkins *et al.*, 2007; Ketnawa *et al.*, 2016; Lam *et al.*, 2016).

Una alternativa que podría utilizar las cáscaras en su totalidad es la producción de biocarbón como se ha reportado en estudios previos (Dai *et al.*, 2013a,b; Aon *et al.*, 2015; Stella-Mary *et al.*, 2016). Sin embargo, la caracterización toxicológica en biocarbones de residuos de frutas ha sido escasamente estudiada (Oh *et al.*, 2012). Por lo tanto, el objetivo de este trabajo fue analizar las propiedades tóxicas de biocarbón no tratado y compostado producido a partir de cáscaras de naranja y piña para analizar su posible aplicación al suelo. Esta caracterización contribuye a la producción general de biocarbón y al esquema de pretratamiento del mismo antes de ser usado como enmienda orgánica.

Materiales y Métodos

Pirólisis y compostaje

Cáscaras de naranja y piña (1:1) fueron secadas al aire libre para asegurar la menor cantidad de humedad posible antes de la pirólisis. Para la pirolisis se utilizó un reactor acondicionado con una resistencia de 3 kW y 220 V que mantuvo la temperatura interna a 200 - 250 °C por 70-80 min. El biocarbón resultante se trituró y se tamizó con una malla de 5 mm. El tamizado se mezcló con composta inmadura de podas de coníferas en una proporción 1:1 de masa seca. La mezcla se colocó en un contenedor de plástico y se utilizó agua destilada para mantener la humedad al 50%. La biomasa fue aireada diariamente por 40 días, período en el cual se alcanzó la temperatura máxima de 38 °C y posteriormente disminuyó a un valor constante de 22 °C.

Toxicidad

Para conocer la toxicidad de los biocarbones se realizaron análisis de hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs), dibenzo-p-dioxinas y dibenzofuranos policlorados (PCDD/PCDF) mediante métodos estandarizados en dos laboratorios comerciales (Eurofins Umwelt Ost GmbH y ÖKOMETRIC GmbH). Las concentraciones totales de HAPs se analizaron de acuerdo con el procedimiento DIN EN ISO/ EC 17025:2005 D-PL-14081-01-00 y los PCDD/PCDF se analizaron de acuerdo con el procedimiento DIN CEN / TS 16190 (DIN SPEC 91267) 2012-05.

Resultados y Discusión

Nuestros análisis muestran que el biocarbón puro tiene concentraciones mayores de HAPs y PCDD/PCDF que el composteado (Cuadro 1). Aunque ambos biocarbones tienen concentraciones por debajo de los umbrales máximos permitidos, los cuales se establecen, en el caso de Σ HAPs, en 6-300 mg kg⁻¹ (IBI, 2015) o <4 mg kg⁻¹ para biocarbones de grado premium y <12 mg kg⁻¹ para biocarbones de grado básico (EBC, 2017). En cuanto a los PCDD/PCDF, la IBI (2015) menciona <17 ng kg⁻¹ OMS TEQ y el EBC (2017) <20 ng kg⁻¹ OMS TEQ. Por lo cual tanto el biocarbón puro como el composteado pueden ser utilizados como abonos orgánicos para suelos.

Comparado con otros estudios, Hilber *et al.* (2012) obtuvieron valores totales de HAPs <10, 63 y 355 mg kg⁻¹ en biocarbones de madera pirolizados de 350 a 750 °C. Madej *et al.* (2016) reportan <1.5 mg kg⁻¹ HAPs en biocarbones de madera y paja pirolizada a 500, 600 y 700 °C, detectando las concentraciones más bajas a 600 °C, mientras que De la Rosa *et al.* (2016) encontraron valores entre 1 y 16 mg kg⁻¹ en biocarbones de madera y lodos residuales.

En el caso de las concentraciones de PCDD/PCDF, Hale *et al.* (2012) reportan valores totales de dioxina de 0.005 a 1.2 ng kg⁻¹ para cerca de 50 biocarbones de estiércol, desperdicios de alimentos, paja, madera, entre otros. Wiedner *et al.* (2013) encontraron niveles más altos de dioxinas y furanos que nosotros (5.9-14.2 ng kg⁻¹ OMS TEQ) en biocarbones de biomasa vegetal y de lodos residuales. Recientemente, Lyu *et al.* (2016) señalan que las mayores concentraciones de PCDD/PCDF (6.1x10² pg kg⁻¹) se encuentran en el biocarbón de aserrín de pino generado a 300 °C, en comparación con los generados a 250, 400, 500 y 700 °C.

Con respecto al proceso de compostaje y su influencia en el contenido de sustancias tóxicas de biocarbones, Borchard *et al.* (2014) indica que biocarbones de madera tuvieron concentraciones no detectables de naftaleno y furano seis meses después del compostaje. En nuestro caso, la reducción de compuestos tóxicos fue de una tercera parte en dioxinas y furanos y de casi la mitad en el caso de los HAPs con menos de dos meses de compostaje.

Cuadro 1. Concentración de HAPs, dioxinas y furanos en el biocarbón puro y composteado.

| Compuesto | Biocarbón sin tratar | Biocarbón composteado |
|--|----------------------------|----------------------------|
| <i>Hidrocarburos aromáticos policíclicos</i> | [mg kg ⁻¹ p.s.] | [mg kg ⁻¹ p.s.] |
| Σ HAPs (EPA) | 4.5 | 2.5 |
| <i>Equivalentes de toxicidad para dioxinas y furanos</i> | [ng kg ⁻¹ p.s.] | [ng kg ⁻¹ p.s.] |
| NATO/CCMS-TE (I-TEQ) | 5.1 | 3.0 |
| OMS-TEQ 1998 | 5.1 | 3.5 |
| OMS -TEQ 2005 | 4.8 | 3.2 |

p.s. = peso seco

Conclusiones

La pirólisis de residuos orgánicos como desechos de frutas puede formar abonos con bajo contenido de sustancias tóxicas, con lo cual se disminuye el riesgo de que estos abonos influyan negativamente en procesos como la dinámica microbiana del suelo o la nutrición vegetal. Sin embargo, el compostaje de biocarbones puede disminuir aún más la concentración de sustancias tóxicas, lo cual resulta en enmiendas de mejor calidad que las no tratadas.

Agradecimientos

Al Laboratorio de Gasificación de Biomasa del Instituto de Ingeniería (UNAM) por su ayuda en la producción del biocarbón. Al Laboratorio de Edafología Ambiental del Instituto de Geología (UNAM) por las facilidades para el compostaje y procesamiento del biocarbón. Agradecemos al Posgrado en Ciencias Biológicas (UNAM) y al CONACyT por la beca otorgada a E.C.G. Este estudio fue financiado por el programa PAPIME (UNAM), proyecto PE 102217.

Literatura citada

- Aon, M., M. Khalid, Z.A. Zahir, and R. Ahmad. 2015. Low temperature produced citrus peel and green waste biochar improved maize growth and nutrient uptake, and chemical properties of calcareous soil. *Pakistan Journal of Agricultural Sciences* 52:627-636.
- Borchard, N., K. Spokas, K. Prost and J. Siemens. 2014. Greenhouse gas production in mixtures of soil with composted and noncomposted biochars is governed by char-associated organic compounds. *Journal of Environmental Quality* 43:971-979.
- Busch, D. and B. Glaser. 2015. Stability of co-composted hydrochar and biochar under field conditions in a temperate soil. *Soil Use and Management* 31:251:258.
- Cha, J. S., S. H. Park, S. C. Jung, C. Ryu, J. K. Jeon, M. C. Shin and Y. K. Park. 2016. Production and utilization of biochar: A review. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry* 40:1-15.
- Dai, Z., R. Li, N. Muhammad, P. C. Brookes, H. Wang, X. Liu, J. Xu. 2013a. Principle Component and Hierarchical Cluster Analysis of Soil Properties following Biochar Incorporation. *Soil Science Society of America Journal* 78:205-213.
- Dai, Z., J. Meng, N. Muhammad, X. Liu, H. Wang, Y. He, P. C. Brookes and J. Xu. 2013b. The potential feasibility for soil improvement, based on the properties of biochars pyrolyzed from different feedstocks. *Journal of Soils and Sediments* 13:989-1000.
- De la Rosa, J. M., M. Paneque, I. Hilber, F. Blum, H. E. Knicker and T. D. Bucheli. 2016. Assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in biochar and biochar-amended agricultural soil from Southern Spain. *Journal of Soils and Sediments* 16:557-565.
- Ding, Y., Y. Liu, S. Liu, Z. Li, X. Tan, X. Huang, G. Zeng, L. Zhou and B. Zheng. 2016. Biochar to improve soil fertility. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 36.
- Du Z., J. Zhao, Y. Wang and Q. Zhang. 2017. Biochar addition drives soil aggregation and carbon sequestration in aggregate fractions from an intensive agricultural system. *Journal of Soils and Sediments* 17:581-589.
- EBC (European Biochar Certificate). 2017 Guidelines for a sustainable production of biochar. European Biochar Foundation, Arbaz, Switzerland. <http://www.europeanbiochar.org/en/download> (Consulta: octubre 10, 2016).
- FAO (Food and Agricultural Organization of the United Nations). 2014. Statistical yearbook. Latin America and the Caribbean. Food and Agricultural Organization of the United Nations Statistics Division. <http://www.fao.org/3/a-i3592e.pdf> (Consulta: mayo 6, 2016).
- FAO (Food and Agricultural Organization of the United Nations). 2015. Citrus Fruit Statistics 2015. <http://www.fao.org/3/a-i5558e.pdf> (Consulta: octubre 25, 2017).
- Hale, S. E., J. Lehmann, D. Rutherford, A. R. Zimmerman, R. T. Bachmann, V. Shitumbanuma, A. O'Toole, K. L. Sundqvist, H. P. H. Arp and G. Cornelissen. Quantifying the total and bioavailable polycyclic aromatic hydrocarbons and dioxins in biochars. *Environmental Science & Technology* 46:2830-2838.
- He, Y., X. Zhou, L. Jiang, M. Li, Z. Du, G. Zhou, J. Shao, X. Wang, Z. Xu, S. H. Bai, H. Wallace and C. Xu. 2017. Effects of biochar application on soil greenhouse gas fluxes: a meta-analysis. *GCB Bioenergy* 9:743-755.
- Hilber, I., F. Blum, J. Leifeld, H.-P. Schmidt, T.D. Bucheli. 2012. Quantitative Determination of PAHs in Biochar: A Prerequisite To Ensure Its Quality and Safe Application. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 60, 3042-50.
- IBI (International Biochar Initiative). 2015. Standardized product definition and product testing guidelines for biochar that is used in soil. v. 2.1. 61 p.
- Jien, S. and C. Wang. 2013. Effects of biochar on soil properties and erosion potential in a highly weathered soil. *Catena* 110:225-233.
- Ketnawa, S., P. Chaiwut and S. Rawdkuen. 2012. Pineapple wastes: A potential source for bromelain extraction. *Food and bioproducts processing* 90:385-391.
- Lam, S. S., R. K. Liew, X. Y. Lim, F. N. Ani and A. Jusoh. 2016. Fruit waste as feedstock for recovery by pyrolysis technique. *International Biodeterioration & Biodegradation* 113:325-333.
- Lehmann, J. 2007. Bio-Energy in the Black. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5:381-387.
- Lyu, H., Y. He, J. Tang, M. Hecker, Q. Liu, P. D. Jones, G. Codling and J. P. Giesy. 2016. Effect of pyrolysis temperature on potential toxicity of biochar if applied to the environment. *Environmental Pollution* 218:1-7.



- Madej, J., I. Hilber, T. D. Bucheli, P. Oleszczuk. 2016. Biochars with low polycyclic aromatic hydrocarbon concentrations achievable by pyrolysis under high carrier gas flows irrespective of oxygen content or feedstock. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* 122:365–369.
- Mukherjee, A., A. R. Zimmerman and W. Harris. 2011. Surface chemistry variations among a series of laboratory-produced biochars. *Geoderma* 163:247–255.
- Mukherjee, A. and R. Lal, 2013. Biochar Impacts on Soil Physical Properties and Greenhouse Gas Emissions. *Agronomy* 3:313-339.
- Oh, T. K., Y. Shinogi, J. Chikushi, Y. H. Lee and B. Choi. 2012. Effect of Aqueous Extract of Biochar on Germination and Seedling Growth of Lettuce (*Lactuca sativa* L.). *Journal of the Faculty of Agriculture, Kyushu University* 57:55-60.
- Qayyum, M. F., M. Abid, S. Danish, M. K. Saeed and M. A. Ali. 2015. Effects of various biochars on seed germination and carbon mineralization in an alkaline soil. *Pakistan Journal of Agricultural Sciences* 51:977-982.
- Semple, K. T., B. J. Reid and T. R. Fermor. 2001. Impact of composting strategies on the treatment of soils contaminated with organic pollutants. *Environmental Pollution* 112:269-283.
- Smith, P. 2016. Soil carbon sequestration and biochar as negative emission technologies. *Global Change Biology* 22:1315-1324.
- Spokas, K. A., K. B. Cantrell, J. M. Novak, D. W. Archer, J. A. Ippolito, H. P. Collins, A. A. Boateng, I. M. Lima, M. C. Lamb, A. J. McAloon, R. D. Lentz and K. A. Nichols. 2012. Biochar: a synthesis of its agronomic impact beyond carbon sequestration. *Journal of Environmental Quality* 41:973–89.
- Stella-Mary, G., P. Sugumaran, S. Niveditha, B. Ramalakshmi, P. Ravichandran and S. Seshadri. 2016. Production, characterization and evaluation of biochar from pod (*Pisum sativum*), leaf (*Brassica oleracea*) and peel (*Citrus sinensis*) wastes. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture* 5:43-53.
- Upadhyay, A., J. P. Lama and S. Tawata. 2010. Utilization of Pineapple Waste: A Review. *Journal of Food Science and Technology Nepal* 6:10-18.
- Verheijen, F., S. Jeffery, A. C. Bastos, M. van der Velde and I. Diafas. 2010. Biochar Application to Soils. A Critical Scientific Review of Effects on Soil Properties, Processes and Functions. European Commission. 166 p.
- Wiedner, K., C. Rumpel, C. Steiner, A. Pozzi, R. Maas and B. Glaser. 2013. Chemical evaluation of chars produced by thermochemical conversion (gasification, pyrolysis and hydrothermal carbonization) of agro-industrial biomass on a commercial scale. *Biomass and Bioenergy* 59:264-278.
- Wiedner, K., D. Fischer, S. Walther, I. Criscuoli, F. Favilli, O. Nelle and B. Glaser. 2015. Acceleration of Biochar Surface Oxidation during Composting? *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 63:3830-3837.
- Wilkins, M. R., L. Suryawati, N. O. Maness and D. Chrz. 2007. Ethanol production by *Saccharomyces cerevisiae* and *Kluyveromyces marxianus* in the presence of orange-peel oil. *World Journal of Microbiology and Biotechnology* 23:1161–1168.
- Wilson, K. and D. Reed. 2012. IBI White Paper - Implications and Risks of Potential Dioxin Presence in Biochar. International Biochar Initiative. http://www.biochar-international.org/sites/default/files/IBI_White_Paper-Implications_of_Potential_%20Dioxin_in_Biochar.pdf (Consulta: septiembre 2, 2016).



3 Dimensión Social

3.1 Resiliencia socio-ecológica ante la crisis del café en la Sierra Madre de Chiapas, México

Libert-Amico Antoine¹

¹Investigador del Programa Mexicano del Carbono. Km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, Estado de México. 56230, México. antoinelibert@hotmail.com

Resumen

Desde el ciclo de producción 2012/2013, la cosecha de café en la Sierra Madre de Chiapas, México, en el sureste mexicano, se ha visto severamente mermada por la aumentada virulencia del hongo *Hemileia vastatrix* que provoca la enfermedad conocida como roya del cafeto. Esta epidemia ha sido asociada al cambio climático ante cambios en el comportamiento del hongo y cambios en las condiciones meteorológicas. En este escrito se presenta el concepto de resiliencia socio-ecológica y sus implicaciones para la planeación y las políticas gubernamentales, con base en resultados de investigación del proyecto de investigación colaborativa “Una REDD+ para Salvar la Sombra” del Programa Mexicano del Carbono. Se resalta el potencial del concepto de resiliencia para analizar la situación de pequeños productores agroforestales y aportar insumos a la interfaz ciencia-política.

Palabras clave: *resiliencia socio-ecológica; sistemas agroforestales; roya del cafeto; planeación.*

Abstract

Coffee harvests from the Chiapas Sierra Madre in south-eastern Mexico have suffered severe losses due to coffee rust epidemic caused by the fungus *Hemileia vastatrix*. This epidemic has been associated with climate change in light of changes in the disease's behavior and changes in meteorological conditions. Based on the results of the collaborative research project “Una REDD+ para Salvar la Sombra”, this paper presents the concept of socio-ecological resilience and the implications of this concept for planning and policy-making. The concept's potential contributions to analyzing the situation of agroforestry smallholders and to making recommendations to the science-policy nexus are discussed.

Keywords: *socio-ecological resilience; agroforestry systems; coffee rust; planning.*

Introducción

La reciente epidemia de roya del cafeto, generada por el hongo *Hemileia vastatrix* Berkeley & Broome, ha sido asociada al cambio climático (Libert 2017; Avelino *et al.*, 2015). Los bosques y los sistemas agroforestales pueden consolidarse en una sinergia entre mitigación y adaptación al cambio climático, ya que proporcionan servicios ecosistémicos locales relevantes para la adaptación (además de potencialmente generar ingresos para fortalecer la resiliencia social), así como el servicio ecosistémico global de captura de carbono, una contribución a la mitigación (Locatelli *et al.*, 2011). Al abordar sinergias, esta investigación argumenta a favor de integrar la adaptación en proyectos de mitigación y la mitigación en los proyectos de adaptación (Thornton y Comberti 2017; ver Locatelli 2014).

Mientras se ha puesto poca atención a los servicios ecosistémicos que los paisajes agrícolas aportan, los cultivos perennes (como el café) han sido señalado como proveedores de una vasta gama de servicios ecosistémicos (Asbjornsen *et al.*, 2013). A su vez, el contenido de carbono en suelo, mantillo

y hojarasca, junto con los sumideros en biomasa aérea, de los sistemas agroforestales ha sido reconocido como una estrategia alternativa de desarrollo (Altieri *et al.*, 2015), cumpliendo de manera sincrónica con los objetivos de mitigación del cambio climático (reducción de emisiones y conservación de acervos de carbono) y adaptación (fomentando biodiversidad, generando ingresos para pequeños productores y fortaleciendo la resiliencia de paisajes de montaña sujetos a altas tasas de erosión y vulnerabilidad ante eventos extremos meteorológicos) (ver Lasco *et al.*, 2014).

La resiliencia como concepto transformador

Para analizar las estrategias de respuesta a los cambios en el entorno que marca el cambio climático se propone en este trabajo abordar la adaptación desde el concepto central de resiliencia, entendiendo ésta como la capacidad de comunidades en sistemas complejos socio-ecológicos para aprender, adaptarse y lidiar con perturbaciones (Folke, 2016). La resiliencia es así el resultado de la adaptación constante a cambios continuos. De esta manera, la resiliencia (con su impulso proactivo) se encuentra en el polo opuesto de la vulnerabilidad (que sugiere un estado pasivo).

Más allá del binomio sociedad *vs.* naturaleza, visión hegemónica que realiza una falsa separación entre el ámbito humano y la esfera ecológica, se retoma el concepto de sistemas socio-ecológicos. En los esfuerzos por reconocer el vínculo dinámico entre sociedad humano y entorno natural, Berkes *et al.* (2003) han definido un sistema socio-ecológico como un ensamblaje de sistemas complejos en los cuales los seres humanos hacen parte de la naturaleza. Esta noción se acerca al concepto de la geografía humana de “territorio”: espacio vivido y apropiado con interacciones entre actores sociales y componentes del entorno natural (Libert, 2012).

La resiliencia de un sistema socio-ecológico es entonces “su capacidad para absorber perturbaciones de origen natural (un fuego provocado por un rayo, una sequía, etc.) o humana (un corte forestal, la creación de un mercado, una política agrícola, etc.) y para reorganizarse para mantener sus funciones y su estructura; en otras palabras, es su capacidad de cambiar a la vez que mantiene su identidad” (Mathevet y Bousquet 2014: traducción propia).

La resiliencia es un concepto que data de los años 1970; sin embargo, ha tomado un auge importante en las ciencias sociales y las teorías del cambio, desde los debates sobre la gestión de recursos naturales hasta el análisis del desarrollo y el cambio climático. Inspirado en las teorías de la complejidad y del caos (García, 2006), propongo retomar el concepto de resiliencia, postulando este concepto no como la capacidad de absorber una externalidad y regresar al estado previo (lo que conlleva una falsa premisa de la estacionariedad y homeostasis o estados de equilibrio), sino como el potencial transformador, de pasar los límites entre un estado del sistema y otro (Bousquet *et al.*, 2016; Olsson *et al.*, 2014). Al planteamiento de la pregunta ¿resiliencia para qué? y ¿resiliencia para quién?, se propone retomar el poder transformador del concepto de resiliencia (contenida en sus propuestas iniciales en los años 1970) para reconocerla, no como un concepto de estabilidad, sino de transformación.

En esta investigación se resaltan tres procesos de cambio: 1) cambios ambientales derivados de procesos biofísicos y la influencia humana sobre éstos (es decir, el cambio climático), 2) respuestas generadas desde las instituciones oficiales (desde arriba) a dichos cambios (particularmente, respuestas oficiales de mitigación), 3) respuestas desde actores marginados, habitantes rurales, procesos comunitarios y pequeños productores (estrategias de adaptación desde familias campesinas).

Recomendaciones para la política regional ante la crisis socio-ecológica de la roya

El crecimiento demográfico continuo y la presión sobre los recursos naturales en un contexto de cambio ambiental presenta desafíos serios para la seguridad alimentaria (Rockström, 2016). Estudios de impacto del cambio climático identifican riesgos contundentes para la agricultura por el cambio en vocación productiva de los ecosistemas (por ejemplo, cambios de temperatura y precipitación llevarán

a que zonas previamente idóneas para ciertos cultivos dejen de serlo) y por el incremento en la vulnerabilidad a enfermedades y plagas (que encuentran nuevos ecosistemas idóneos para su diseminación, sin que se haya desarrollado la resistencia que pueda existir en otras zonas) (Libert, 2017; ver IPCC, 2014).

Con base en el trabajo de campo, entrevistas con campesinos cafetaleros y especialistas del café, la revisión de literatura existente y los resultados iniciales de las mediciones de carbono y biodiversidad en cafetales bajo sombra¹, inician a perfilarse una serie de recomendaciones para la política gubernamental, junto con posibles iniciativas desde la sociedad civil organizada, que podrían asentar bases para fortalecer la resiliencia del sistema de pequeña producción cafetalera. De esta manera, se presenta a continuación un resumen de estrategias diferenciadas ante la crisis socio-ecológica de la roya en la Sierra Madre de Chiapas.

Resiliencia genética: Renovación de cafetales con variedades de calidad compatibles con el manejo agro-forestal

La edad avanzada de las plantaciones de café en la región (un promedio de aproximadamente 20 años según el análisis de las parcelas del Programa de Vigilancia Epidemiológica de la Roya del Cafeto de SENASICA) exigen un plan de renovación agresivo. Esto es un requisito fundamental no sólo ante la epidemia de la roya, sino en consideración de los futuros desafíos del cambio climático (eventos extremos meteorológicos, incrementada incidencia de plagas y enfermedades), las exigencias del mercado internacional (con una oferta mundial de café estable ante una demanda mayor y en crecimiento continuo) y las posibilidades de México de recuperar una posición líder en dicho mercado global con base en lo particular de sus cafetales (mayoría bajo sombra, sin aplicación de agro-químicos y de alta calidad en taza) (ver The Climate Institute, 2016).

De hecho, la AMECAFÉ (Asociación Mexicana de la Cadena Productiva del Café) impulsó una Política Nacional de Renovación de Cafetales en México (2009-2020) que señalaba la urgencia de la renovación (AMECAFÉ, 2009). En dicha propuesta, AMECAFÉ señala un rezago institucional, con relación al sector cafetalero, que ha generado que la base genética del café en México sea poco estudiada y aprovechada (AMECAFÉ, 2009). Ante la baja densidad promedio nacional de cafetos por hectárea (inferior a 1, 900 plantas por hectárea – aproximadamente la mitad de la densidad promedio en otros países cafetaleros como Colombia y Costa Rica), AMECAFÉ cuestiona el paradigma que estipula que el mejoramiento genético es tarea de especialistas, argumentando que los mejores resultados se obtienen de la investigación participativa y la colaboración entre la comunidad científica y el sector café (AMECAFÉ, 2009). Dicha nueva política de renovación propuesta en 2009, presentada como “quizá la última oportunidad para reconstruir una cadena café competitiva” (AMECAFÉ, 2009), desgraciadamente no tuvo seguimiento ni réplica.

El gobierno federal, estatal y municipal, junto con las empresas comercializadoras de café (desde Starbucks a Nestlé y sus acopiadores locales) ha invertido millones de pesos en establecer viveros masivos para la renovación de cafetales en la Sierra Madre de Chiapas. Estos viveros se enfocan en la producción masiva, para proveer plantas a los eventos electorales de candidatos y funcionarios locales y suministrar los programas sociales del gobierno. Sin embargo, estos viveros enfrentan serios problemas para poder ser exitosos.

Primero, las variedades favorecidas han sido mayoritariamente variedades de la familia Catimor (particularmente, Costa Rica 95) y Sarchimor, que son plantas que en su mayoría expresan una baja calidad en taza, a la vez que no son compatibles con el manejo bajo sombra en la cafecultura de altura

¹ Para agosto 2017 las muestras de los inventarios de carbono y biodiversidad en 82 sitios, junto con los puntos de control de 151 sitios, estaban aún bajo procesamiento en el laboratorio del Colegio de Postgraduados, sin embargo, se cuenta con resultados preliminares del inventario de carbono y biodiversidad en los primeros 44 sitios y los resultados del análisis de suelo de los 82 sitios de inventario.

(arriba de 1 200 msnm). Estas variedades requieren menos cobertura de sombra y cuentan con particulares requisitos nutricionales y de manejo que no son fácilmente adoptados por los productores ante la falta de información y de apoyos efectivos correspondientes.

Segundo, las plantas de estos viveros han mostrado una muy baja tasa de éxito al ser sembrados, por una serie de razones. Estas plántulas nuevas tienden a ser producidos en grandes superficies en zonas bajas con conectividad para facilitar su transporte, lo que hace que no sean aptas para los micro-climas específicos de los ecosistemas cafetaleros y necesiten tiempo para aclimatarse. A su vez, la producción masiva busca una alta productividad de plántulas en un tiempo limitado, por lo que se emplean cantidades considerables de insumos agro-químicos, lo que genera dependencia en la planta. Según muchos cafetaleros, las plantas llegan al productor sin desarrollo correcto de su sistema radical por falta de fósforo, lo que merma su crecimiento posterior. Tercero, el sistema de producción masiva favorece productividad de plantas por encima del éxito en la renovación. De hecho, muchos cafetaleros entrevistados denunciaron los programas de apoyo a viveros por corrupción y clientelismo.

Ante este panorama, la investigación interdisciplinaria y colaborativa ante la roya permite realizar las siguientes recomendaciones hacia la resiliencia genética. Si bien la mayoría de las plantas de café cultivadas hoy en día en México son todas descendientes de los primeros cafetos en llegar al país siglos atrás (Típica y Bourbon), existe una amplia gama de agrobiodiversidad, entendida como el conjunto de plantas y animales (flora y fauna) que contribuyen a la agricultura y las contribuciones de la agricultura a la biodiversidad en general (Qualset y Shands, 2005; ver Bioversity International, 2017). De hecho, mucho trabajo científico en el mundo sobre café se ha enfocado en la investigación de variedades de café resistentes a plagas y enfermedades, inspirados en la amplia diversidad genética del café en su zona de origen en África y en las hibridaciones naturales de variedades “acriolladas” a través del mundo cafetalero (desde África al suroeste asiático a las Américas) (van der Vossen *et al.*, 2015; ver Escamilla *et al.*, 2015).

Los cafetaleros de la Sierra Madre de Chiapas podrían verse sumamente beneficiados por tener acceso a las investigaciones innovadoras sobre variedades de café impulsadas en centros de investigación internacional. Por ejemplo, el World Coffee Research publicó en 2017 un catálogo actualizado de variedades de café de Mesoamérica y el Caribe que confirma la baja calidad en taza de las variedades de la familia Catimor, datos que habría que actualizar con el reciente reconocimiento científico de que las variedades Lempira, Costa Rica 95 y Oro Azteca ya no son resistentes a la roya – sino tolerantes (World Coffee Research, 2017).

Un nuevo ámbito de desarrollo de variedades productivas, de calidad y, tolerantes a las enfermedades, se basa en la ciencia de los injertos. De esta manera, algunas fincas de la zona Frailesca han recientemente reemplazado sus cafetales de Costa Rica-95 con plantas de Geisha injertadas sobre Nemaya (una variedad de Robusta). Así, las plantas benefician de la resistencia a plagas de Robusta, que a su vez desarrolla una amplia red radical, mientras se mantiene la calidad en taza. Esta estrategia de injertos *C. arabica* sobre *C. canephora* ha sido fomentada en Veracruz por su alta productividad; sin embargo, apenas se está iniciando con dicho esquema de renovación en Chiapas. Uno de los desafíos para este enfoque en la renovación es asegurar estacas de calidad para el injerto, ya que la reproducción de las variedades de Robusta no se puede realizar desde semilla.

Reconociendo que ninguna raza es resistente por siempre ante la evolución genética de la roya misma (que ha sido y seguirá siendo fomentada ante el nuevo material genético en sus zonas de infección), la recomendación clave es evitar la tendencia hacia la homogeneización de variedades para así fortalecer la resiliencia. El establecimiento de bancos de germoplasma, que pueden servir de acervo histórico de diversidad genética, es una estrategia clave de la resiliencia ante un futuro incierto y constantemente cambiante. El Centro Regional Universitario Oriente (CRUO) de la Universidad Autónoma Chapingo, en Huatusco, Veracruz, cuenta con amplia experiencia en el tema, incluyendo un banco de germoplasma con amplia diversidad de variedades de café. Estos bancos de germoplasma

locales son actividades concretas para la resiliencia genética de la cafecultura regional ante los desafíos del cambio climático.

Adicionalmente, existe todo otro ámbito de agrobiodiversidad en café que la ciencia aún no ha trabajado, que es el conjunto de variedades “acriolladas” o “endógenas”: hibridaciones naturales entre variedades presentes en ecosistemas y microclimas particulares que han expresado tolerancia a la roya y que a la vez son compatibles con el manejo bajo sombra, orgánico y de buena calidad en taza. Estas variedades atienden tanto las demandas de los productores (productividad y tolerancia a enfermedades) que las demandas del mercado de café (alta calidad en taza). A través de los diversos estratos de altitud y microclimas de la Sierra Madre de Chiapas se han detectado plantas de café que no fueron afectados por la roya. Los productores organizados se han dado a la tarea de identificar dichas variedades y emplear la semilla de estas plantas para sus campañas de renovación, aunque estas iniciativas se encuentran aisladas.

De esta manera, se propone una renovación con variedades provenientes de los mismos cafetales, tolerantes a la roya, de alta calidad en taza y de manejo bajo sombra y orgánico, acompañado de un protocolo científico para monitorear y evaluar las características de dichas variedades. Hay poca información sobre el origen de estas variedades, pero la experiencia empírica atestigua su calidad. El nombre científico y la historia genealógica de estas variedades está aún por investigar, ya que pueden ser materiales provenientes de Anacafé (Guatemala), INMECAFE, INIFAP, o incluso una hibridación natural de materiales tradicionales con Catimores (variedades endógenas). Por lo cual se propone el acompañamiento científico para verificar la calidad y el comportamiento de estas variedades y así poder integrarlos en los programas de renovación propuestos por esta campaña (ver Escamilla, 2017).

La salvaguarda y reproducción de estas variedades “acriolladas” y de calidad ha sido una aportación única de las cooperativas de café de esta zona a las estrategias diversificadas ante la crisis de la roya. Las cooperativas son las únicas que le apostaron a calidad (“nosotros no podemos competir en cantidad con los intermediarios”, comenta un directivo de una cooperativa de café de la región), lo que representa una capacidad de adaptación e innovación ante la crisis. Para los fines de las recomendaciones contenidas en este proyecto de investigación colaborativa, que enfatiza una renovación estratégica y diversificada, resulta clave contar con una política institucional que permite el reconocimiento de las variedades propuestas por asociaciones locales, con un proceso de certificación y registro del material genético que asegure su acceso libre.

Seguro catastrófico paramétrico para cafetales

Con base en la experiencia desarrollada en el diseño de un mecanismo de seguro catastrófico en pastizales del país (Paz *et al.*, en prensa), se propone pilotear en la Sierra Madre de Chiapas un seguro catastrófico por incidencia de roya en cafetales.

México tiene una amplia historia en seguros agrícolas, difundidos en las décadas 1980 y 1990, que paulatinamente fueron desarticulados en el marco de la transición neoliberal a mediados de los años 1990 (Díaz Tapia, 2006). Al parecer el único mecanismo público de seguro agrícola que ha persistido es el modelo de seguro agrícola catastrófico para eventos climáticos desarrollado por AGROASEMEX, S.A., una paraestatal de la Secretaría de Hacienda y Crédito Pública (Díaz Tapia, 2006). Este modelo de seguro agrícola es un seguro comercial que opera bajo un esquema paramétrico inspirado en Skees *et al.* (1999), con aportación de productores y coordinación con el gobierno federal y estatal quienes se distribuyen proporcionalmente las contribuciones con base en el grado de marginación de los municipios asegurados.

Los seguros paramétricos de AGROASEMEX, orientados a la agricultura y la ganadería, ofrecen una cobertura de carácter paramétrica (orientada a proteger eventos de sequía) y su operación se sustenta en la determinación de valores umbrales calculados mediante el uso de tecnología satelital (AGROASEMEX, 2006a). El modelo propone la incorporación de análisis de carácter agroclimático y

el uso de modelos de simulación dinámica de crecimiento de los cultivos (AGROASEMEX, 2006b). Este seguro de AGROASEMEX se encuentra actualmente en operación en predios agropecuarios, con la validación científica y se propone el diseño de un esquema particular ante la roya del cafeto en la Sierra Madre de Chiapas. Este ingreso complementario para productores en caso de reportar pérdidas por roya permitiría diversificar ingresos y permitir mejores capacidades de adaptación para pequeños productores cafetaleros, favoreciendo así el crecimiento económico y la conservación de los servicios ecosistémicos de la región. El seguro también se presenta como una herramienta de desarrollo clave en aras de la falta de acceso a créditos rurales por parte de pequeños productores (Dalberg, 2012).

A manera de conclusión

La visión de resiliencia como transformación y no homeostasis es clave en esta investigación. Mientras la definición clásica y técnica de la resiliencia, derivada de la ingeniería, infiere la capacidad de regresar a un estado previo tras una perturbación inesperada, el caso de estudio de la roya del cafeto, una crisis socio-ecológica asociada al cambio climático, llama a actualizar el concepto. Esto porque no existe pasado idóneo al cual regresar, aparte el idealizado. El análisis de la necesidad histórica de un programa nacional de renovación de cafetales, que data desde antes de la epidemia de la roya, demuestra una crisis estructural pre-existente en el sector cafetalero que creaban condiciones para la limitada resiliencia ante una perturbación inesperada.

La complejidad en las relaciones socio-ambientales y los vínculos entre sociedad, ecosistema y sistemas político-organizativos obligan a actualizar el concepto de resiliencia. Es así que surge la necesidad de retomar discusiones recientes de la resiliencia como transformación, y fortalecer la investigación interdisciplinaria para poder analizar y reaccionar ante las crisis multi-facéticas que se esperan con el cambio climático.

Literatura citada

- AGROASEMEX. 2006a. La experiencia mexicana en el desarrollo y operación de seguros paramétricos orientados a la ganadería. AGROASEMEX, Querétaro.
- AGROASEMEX. 2006b. La experiencia mexicana en el desarrollo y operación de seguros paramétricos orientados a la agricultura. AGROASEMEX, Querétaro.
- Altieri, M. A., C. I. Nicholls, A. Henao and M. A. Lana. 2015. Agroecology and the design of climate change-resilient farming systems. *Agronomy for Sustainable Development* 35: 869-890. DOI: 10.1007/s13593-015-0285-2
- AMECAFÉ. 2009. Política Nacional de Renovación de Cafetales en México (2009-2020). Asociación Mexicana de la Cadena Productiva del Café, A.C., México D.F.
- Asbjornsen, H., V. Hernandez-Santana, M. Liebman, J. Bayala, J. Chen, M. Helmers, C. K. Ong and L. A. Schulte. 2013. Targeting perennial vegetation in agricultural landscapes for enhancing ecosystem services. *Renewable Agriculture and Food Systems* 29:101-125. DOI:10.1017/S1742170512000385
- Avelino, J., M. Cristancho, S. Georgiou, P. Imbach, L. Aguilar, G. Bornemann, P. Läderach, F. Anzueto, A. Hruska and C. Morales. 2015. The coffee rust crisis in Colombia and Central America (2008-2013): impacts, plausible causes and proposed solutions, *Food Security* 7: 303-321.
- Berkes, F., J. Colding and C. Folke. 2003. *Navigating social-ecological systems: building resilience for complexity and change*, Cambridge University Press, New York.
- Bioversity International, 2017. *Mainstreaming Agrobiodiversity in Sustainable Food Systems: Scientific Foundations for an Agrobiodiversity Index*. Bioversity International, Rome.
- Bousquet, F., A. Botta, L. Alinovi, O. Barreteau, D. Bossio, K. Brown, P. Caron, M. D'Errico, F. DeClerck, H. Dessard, E. Enfors Kautsky, C. Fabricius, C. Folke, L. Fortmann, B. Hubert, D. Magda, R. Mathevet, R. B. Norgaard, A. Quinlan and C. Staver. 2016. Resilience and development: mobilizing for transformation. *Ecology and Society* 21:40 DOI: 10.5751/ES-08754-210340
- Dalberg. 2012. *Catalyzing smallholder agricultural finance*. Citi y Skoll, Nueva York.
- Díaz-Tapia, E. 2006. El seguro agropecuario en México: experiencias recientes. CEPAL, Santiago de Chile.
- Escamilla, E. 2017. Breve de Políticas Públicas n. 4: Las variedades de café en México. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, México.
- Escamilla-Prado, E., O. Ruiz-Rosado, A. Zamarripa Colmenero y V. A. González Hernández. 2015. Calidad en variedades de café orgánico en tres regiones de México. *Revista de Geografía Agrícola* 55:45-55.
- Folke, C. 2016. Resilience (Republished). *Ecology and Society* 21:1-30 DOI: 10.5751/ES-09088-210444

- García, R. 2006. *Sistemas Complejos. Conceptos, método y fundamentación epistemológica de la investigación interdisciplinaria*. Editorial Gedisa, Barcelona.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2014. *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Field, C.B., V. R. Barros, D. J. Dokken, K. J. Mach, M. D. Mastrandrea, T. E. Bilir, M. Chatterjee, K. L. Ebi, Y. O. Estrada, R. C. Genova, B. Girma, E. S. Kissel, A. N. Levy, S. MacCracken, P. R. Mastrandrea and L.L. White (eds.). Cambridge University Press, New York, USA.
- Lasco, R. D., R. J. P. Delfino and M. L. O. Espaldon. 2014. *Agroforestry systems: helping smallholders adapt to climate risks while mitigating climate change*. *WIREs Clim Change* 5:825-833.
- Libert-Amico, A. 2017. *La preparación ante un futuro incierto. Respuestas al cambio climático en la Sierra Madre de Chiapas*. Tesis de Doctorado en Desarrollo Rural, UAM-Xochimilco.
- Libert-Amico, A. 2012. *Dialógicas del territorio en Chiapas: un análisis sistémico-complejo del Proyecto Mesoamérica*, Tesis de Maestría, Universidad Autónoma Chapingo, San Cristóbal de Las Casas.
- Locatelli, B. 2014. *Sinergias de adaptación-mitigación*, CIFOR, Bogor, Indonesia.
- Locatelli, B., V. Evans, A. Wardell, A. Andrade and R. Vignola. 2011. *Bosques y cambio climático en América Latina. Vincular adaptación y mitigación*. En: Petkova, E., A. Larson y P. Pacheco (eds.). *Gobernanza forestal y REDD+: Desafíos para las políticas y mercados en América Latina*, CIFOR, Bogor.
- Mathevet, R. and F. Bousquet. 2014. *Résilience et environnement. Penser les changements socio-écologiques*, Buchet-Chastel, Paris.
- Olsson, P., V. Galaz and W. J. Boonstra. 2014. *Sustainability transformations: a resilience perspective*. *Ecology and Society* 19(4): 1. DOI: 10.5751/ES-06799-190401
- Paz, F., M. Bolaños, F. Pascual, J. Escamilla, M. Cuesta y J. I. Zuñiga. en prensa a. *Experiencia mexicana en el diseño de seguros ganaderos paramétricos satelitales de tipo catastrófico: bases conceptuales y teóricas*. *Terra Latinoamericana* (bajo revisión editorial)
- Qualset, C. O. and H. Shands. 2005. *Safeguarding the future of US agriculture: The need to conserve threatened collections of crop diversity worldwide*. Davis, CA: University of California Genetic Resources Conservation Program.
- Rockström, J., J. Williams, G. Daily, A. Noble, N. Matthews, L. Gordon, H. Wetterstrand, F. DeClerck, M. Shah, P. Steduto, C. de Fraiture, N. Hatibu, O. Unver, J. Bird, L. Sibanda and J. Smith. 2016. *Sustainable intensification of agriculture for human prosperity and global sustainability*. *Ambio* 46 DOI:10.1007/s13280-016-0793-6
- Skees, J., Hazell, P., Miranda, M. 1999. *New approaches to crop yield insurance in developing countries*. IFPRI, Washington D.C.
- The Climate Institute. 2016. *A brewing storm: the climate change risks to coffee*, Fairtrade Australia and New Zealand, Sydney.
- Thornton, T F. and C. Comberti. 2017. *Synergies and trade-offs between adaptation, mitigation and development*, *Climatic Change* 140:5-18.
- van der Vossen, H., B. Bertrand and A. Charrier. 2015. *Next generation variety development for sustainable production of arabica coffee (Coffea arabica L.): a review*. *Euphytica* 204:243-256.
- World Coffee Research. 2017. *Las variedades de café de Mesoamérica y el Caribe*. World Coffee Research, USAID y PROMECAFÉ, College Station, Texas.

3.2 Explaining the Mexican sink

Skutsch Margaret¹, Borrego Armonia¹ and Salinas Miguel¹

¹CIGA, UNAM. Antigua carretera a Pázcuaro no. 8791, Col. ExHacienda de San José de la Huerta, Morelia, Michoacán
Autor para correspondencia: mskutsch@ciga.unam.mx

Abstract

According to the national forest inventory, Mexico functions as a net sink, a result that has surprised many scientists. We first try to explain why this result is probably correct, and show that underestimates of natural regrowth are the result of the limitations of the data sources that have been available in the past, particularly the over-reliance on remote sensing. We then present in brief the results of a survey of 44 agrarian nuclei (ANs) in Jalisco and the Yucatan peninsula. Emission and removal rates were calculated using SPOT5 imagery and the area transitions between intact and degraded forest and non-forest. Nine ANs were found to be significant sinks while 21 were net emitters. However we believe that this underestimates removals, as much of the recuperation is within the two categories of forest and is therefore not registered. Correlations with a range of socio-economic variables derived from household surveys indicate that in Jalisco much of the regrowth is related to outmigration and in Yucatan regrowth (and thus removals) is negatively affected by shortened fallow cycles which may be a direct result of PROCAMPO subsidies.

Resumen

Según el inventario forestal nacional, México funciona como sumidero, un resultado que ha sorprendido a muchos científicos. En primer lugar, tratamos de explicar por qué este resultado es probablemente correcta y muestran que sub estimaciones de la regeneración natural son el resultado de las limitaciones de las fuentes de datos disponibles, sobre todo el exceso de confianza la percepción remota. Luego presentamos en corto los resultados de un estudio de 44 núcleos agrarios (ANs) en Jalisco y la península de Yucatán. Las tasas de emisión y remoción se calcularon utilizando imágenes SPOT5 y las transiciones de área entre bosques intactos y degradados y no-bosques. Se descubrió que 9 AN eran sumideros significativos, mientras que 21 eran emisores. Sin embargo, creemos que esto subestima las extracciones de carbono, ya que gran parte de la recuperación está dentro de las categorías de bosque y, por lo tanto, no está registrada. Las correlaciones con una serie de variables socioeconómicas derivadas de las encuestas de hogares indican que en Jalisco gran parte del recrecimiento se relaciona con la emigración y el recrecimiento está impedido en Yucatán por el acortamiento de los ciclos de barbecho que el resultado directo de los subsidios de PROCAMPO.

Introduction

There is increasing evidence that Mexico's forest estate functions as a net sink, not a net emitter of carbon dioxide. This was first shown through comparisons of the first and second round of the national forest inventory, INFyS, and reported in Mexico's first Biennial Update Report (BUR) to United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC) (INECC, 2016; Skutsch *et al.*, 2017) and in the 6th Greenhouse Gas Inventory and National Communication to the UNFCCC (INECC, 2018). The conclusion that forests in Mexico are gaining rather than losing carbon is supported by a recent regional remote sensing analysis for the case of Michoacán, using MODIS NVDI and the BFAST algorithm (Gao *et al.*, 2018), which allows for a large number of observations over time. This found a similar result at this much more local scale. However, these findings appear to be quite

different from all earlier analyses which showed relatively high levels of deforestation in Mexico, albeit at decreasing annual rates since 1993 (SEMARNAT 2010; Masera *et al.*, 1997; Velazquez *et al.*, 2002). They are also counterintuitive, given that deforestation is easily visible to the naked eye in many parts of the country, and is clearly associated for the case of Michoacán with rapid expansion of avocado production. On the other hand, these new findings are in keeping with regional and global reports that show that large areas of tropical forests are currently functioning as net sinks (Luyssaert *et al.*, 2008; Lewis *et al.*, 2009; Pan *et al.*, 2011; Wright, 2013). Whether it is the result of an incipient 'forest transition' (Bray, 2009; Honey-Rosés *et al.*, 2018) is still to be determined.

In this paper we first consider the reasons why there now appears to be a sink when previously academic and government studies all avowed that Mexico was losing forest biomass. We then present findings from a study of 44 agrarian nuclei (ANs) in Jalisco, Yucatan, Campeche and Quintana Roo. These derive from a study prepared for the national forest commission, CONAFOR, under the programme "Reinforcing REDD+ and South-South Cooperation", otherwise known as the Mexico-Norway project (Skutsch, 2016; Skutsch *et al.*, 2016). The study involved an analysis of forest loss and gain in each community over a 5 to 7 year period between 2007 and 2015 and the correlation of this with a range of possible drivers including socio-economic factors.

Is the sink 'real' and why was it not recognized earlier?

Among academics in Mexico it is widely thought that the results of the national forest inventory may not be entirely reliable. The so-called permanent sampling plots were not in fact always located in precisely the same places, which means that changes cannot be compared on a plot by plot basis over time, and some laxity in the measurement process is alleged. The sample size is so large however (around 24 000 plots) that at regional or national scale, the samples per forest type at T1 and T2 could be considered independent estimates of biomass levels during these periods. Errors in measurement are surely present, but in principle these should be random; there is no reason to believe that they would bias the measurements in favour of increases in T2. Thus while there may be some doubts about the exact size of the sink, there can be no doubt about the tendency that is indicated. Despite the presence of probable errors, the inventory provides an extremely important data source on biomass change, since it was carried out in the field, at ground level, while earlier analyses had to rely on spatial estimates of forest areas made using remote sensing, with multipliers to estimate biomass levels per forest type. Clearly, the forest inventory allows for much greater variation in the estimation of biomass levels within any one forest type, as it has a spacing of 5km in dense forest types and 10 km in drier forests.

This is important because even with high resolution optical images such as SPOT5 or RapidEye, it is difficult to establish threshold values which could be used to distinguish areas with different levels of biomass in forest of any one type. This is because what is analyzed in optical remote sensing is the reflectivity of the canopy. Loss in biomass below the canopy is not visible, and more importantly, clearings with the forest may not remain visible at the canopy level for long, as surrounding trees may expand their crowns without increasing their overall volume much. This means that the actual variability of biomass is far greater than what can be detected from above; canopy cover is not a very good correlate of biomass.

Official land use maps produced by the national institute for geography and statistics, INEGI, are mainly based on Landsat imagery although SPOT5 was used in the preparation of Series 4. These maps indicate not only type of forest by main vegetation type but also distinguish primary forest from secondary forest. The national forest commission, CONAFOR, has used the rate of change from primary to secondary forest as the estimator of national levels of degradation. This has serious shortcomings since there is no doubt that a large part of the primary forest is to some extent degraded; this reaches 80% for the case of seasonally dry tropical forest (Trejo and Dirzo, 2000), although the INEGI maps show it as being only about 55% in 2007 (FAO, 2010). Moreover, most secondary forest



is in fact recovering after a clearance event, and in the context of climate change policy, much of this area should count as forest enhancement, as it will be removing carbon from the atmosphere as it recuperates. The method in fact fails to capture the dynamics of biomass change within forests, most notably failing to register the increases in stock in forests both primary and secondary. Official estimates of deforestation often fail even to identify areas which are re-vegetating due to natural processes (Rosete-Vargas *et al.*, 2014).

Most academic studies which have generated their own statistics on forest loss have focused on deforestation in particular regions of the country, and have used remote sensing for lack of alternatives, albeit with higher resolution images and more sophisticated statistical methods. The result is that most have posited high levels of deforestation without taking into account the dynamic processes of natural regrowth which in reality characterize Mexican forests, particularly in those forests that have been subject to human intervention.

Case studies

Method

Forty four agrarian nuclei (ANs), (23 in Jalisco and 21 in Yucatan/Campeche/Quintana Roo) were selected for the study and as far as possible the sample included large communities as well as small (in terms of both area and population) and covered the full range of forest types that occurs within the regions. Most were *ejidos*, but in Jalisco three were *comunidades indigenas* (CI). All were in relatively highly populated areas, representing accessible forest areas with some population pressure, and thus we would expect rates of loss to be relatively higher than the average for the country as a whole, given that some tracts of forest are much more isolated. Despite the fact, as noted above, that remote sensing procedures are not ideal for identification of degradation, and that degradation should be considered a process rather than a state of forest, we had no other choice as ground level data was not available. An analysis of land cover change was therefore made for each AN using SPOT5 images for two time periods, the interval varying from 5 to 7 years depending on availability of cloud-free imagery. Transition matrices were drawn up for all the ANs in the sample, distinguishing intact forest, degraded forest and other land, and annualizing the rates of change between these land cover types. Movements from intact and degraded forest to non-forest are considered deforestation, and from non-forest to intact or degraded forest are considered re-vegetation/reforestation. Movement from intact to degraded forest counts as degradation and from degraded to intact as recuperation/forest enhancement². Using secondary data on typical biomass levels in the relevant forest types (*selva baja*, *selva mediana*, *selva alta*, temperate forest and mixed forest zones) in intact and degraded condition in the regions of the study, the data on transition was converted to a single index of loss and gain of carbon stocks in tons/ha/year. In keeping with international convention, positive values imply emissions and negative values removals of carbon from the atmosphere.

Interviews were held with +/- 20 families within each community, including families of different status (*ejidatario/comunero*, *posesionario*, *avecindado* etc) in approximate proportion to the size of these groups in each community. Interviews were also held with village leaders (*comisario*). This generated data on more than 100 variables which had been identified from literature review as possible drivers of forest cover change. The variables included a range of indicators of socio-economic status (land holding size, formal status, family size), main productive activities including number of cattle and other animals, habits as regards use of forest products, participation in CONAFOR programmes, receipt

² The term 'forest enhancement' has never been defined by the UNFCCC or IPCC, we use it here to mean the exact opposite of degradation, that is, increases in biomass in forests that remain forest.

of other government grants and subsidies, migration, functioning of the Asamblea, and whether the AN was an ejido or a CI, density of population and area of forest per capita among others. Pearson's correlation coefficients were calculated to determine which variables were associated with increases in removals. This data was of course not exactly contemporaneous with the mapped data, but most of the variables are likely to have been reasonably stable over time.

Results

In Jalisco, seven of the ANs were found to be net removers of carbon from the atmosphere (San Andres Ixtlan, El Fresno, La Laja, La Cuesta, La Estancia, Guasimas and La Higuera), ranging from -3.0 tons C/ha/year in La Higuera to -0.09 in San Andres Ixtlan (Table 1). These are mainly in the temperate and mixed forest zones. All the villagers in the selva belt in Jalisco were found to be net emitters. However, within the temperate belt there are also many villages which are large emitters, including El Cuale, which is emitting on average 9 tons carbon per hectare per year, mainly as a result of widespread degradation, and deforestation related to the mining activities in this village. It is the only village in the entire sample in which the emissions are more than one t ha⁻¹ year⁻¹.

Table 1. Emission/removal rates for ANs in Jalisco.

| Significant emissions >0.5 t C ha ⁻¹ yr ⁻¹ | Moderate emissions 0.2-0.5 t C ha ⁻¹ yr ⁻¹ | Neutral 0.2 to -0.2 t C ha ⁻¹ yr ⁻¹ | Moderate removals -0.2 to -0.5 t C ha ⁻¹ yr ⁻¹ | Significant removals >-0.5 t C ha ⁻¹ yr ⁻¹ |
|---|---|--|---|---|
| El Cuale (9.0) | El Ollejo (0.39) | S Maria (0.17) | La Laja (-0.34) | La Cuesta (-0.54) |
| El Estacada (1.0) | El Agosto (0.32) | Atentique (0.07) | | El Fresno/La |
| NCPE Ley R (0.99) | Manzanilla (0.32) | Barranca (0.06) | | Mesa (-1.01) |
| San Miguel (0.89) | Atiquezayan (0.21) | El Refugio(0.03) | | La Higuera (-3.0) |
| Potreros (0.79) | | San Andres Ixtlan (-0.09) | | |
| Los Reyes (0.62) | | Las Guasimas (-0.12) | | |
| Tomotlan (0.59) | | Estancia (-0.17) | | |
| San Andres (0.61) | | | | |

In the Yucatan peninsula, the result show that four ANs are absorbing significant quantities of carbon (>0.50 tC ha⁻¹ year⁻¹) while five are significant emitters (> 0.5 tC ha⁻¹ year⁻¹). In the drier part of the Peninsula there are both emitters and absorbers, although in the southern part of Yucatan state and in the northern part of Campeche all villages are emitting, if not in huge quantities. The ANs which are more heavily engaged in charcoal production appear to have higher rates of emissions than the others. Both Silvituc and Xmaben are relatively large emitters in the Campeche forest belt, despite the fact that Xmaben is not logging at present, but Chun Ek is absorbing carbon on a large scale because of abandonment. Both Petacab and Gustavo Diaz Ordaz in Quintana Roo (which have timber management activities) are net emitters (Table 2). Tabi, a small and rather poor ejido, which ceased timber activities some years ago, has a very high carbon removal rate.

Table 2: Emission/removal rates for ANs in the Yucatan peninsula.

| Significant emissions >0.5 t C ha ⁻¹ yr ⁻¹ | Moderate emissions 0.2-0.5 t C ha ⁻¹ yr ⁻¹ | Neutral 0.2 to -0.2 t C ha ⁻¹ yr ⁻¹ | Moderate removals -0.2 to -0.5 t C ha ⁻¹ yr ⁻¹ | Significant removals >-0.5 t C ha ⁻¹ yr ⁻¹ |
|---|---|--|---|---|
| GD Ordaz (0.95) | Bolmay (0.48) | Nohsuytun (0.18) | Chumayel (-0.33) | Xpichil (-1.4) |
| Xmaben (0.81) | Lolbe (0.36) | Katab (0.18) | SA Chuk (-0.43) | Chun Ek (-3.77) |



| Significant emissions >0.5 t C ha ⁻¹ yr ⁻¹ | Moderate emissions 0.2-0.5 t C ha ⁻¹ yr ⁻¹ | Neutral 0.2 to -0.2 t C ha ⁻¹ yr ⁻¹ | Moderate removals -0.2 to -0.5 t C ha ⁻¹ yr ⁻¹ | Significant removals >-0.5 t C ha ⁻¹ yr ⁻¹ |
|---|---|--|---|---|
| Silvituc (0.58) Petacab (0.57) Cantamayec (0.53) Cholul (0.51) | Caoba (0.23) | Chumbek (0.14) AL Mateus (0.12) Nuevo Becal (0.06) Hunucmá (-0.09) GDO/SA Soda (-0.17) | | Tabi (-7.07) |

Factors that may explain reforestation and recuperation

Factors that explain deforestation and degradation are generally fairly well known. Here we focus rather on explaining the processes of removals: re-vegetation/reforestation and recuperation/forest enhancement. In order to deal with the scale problem (larger ANs are more likely to have larger absolute areas of gain (or indeed of loss)) we correlated the explanatory factors taken from the interviews with percentage gains (increase in area of forest in both categories/total area of forest), using the non-parametric Pearson's statistic.

Table 3: Variables registering as positively and negatively related to re-vegetation and recuperation.

| | Re-vegetation / reforestation | | Recuperation / forest enhancement | |
|-------------------|---|--|--|--------------------------------------|
| | Positively related | Negatively related | Positively related | Negatively related |
| Jalisco | % of families with members living outside the community | % families extracting posts from common forests | % families who say they know people who harvest timber | |
| | % families receiving remittances | % families extracting timber from common forests | | |
| Yucatan peninsula | Average land resting time after milpa cultivation | % families belonging to a campesino organisation | % families using gas for cooking | % families receiving PROCAMPO grants |
| | % families collecting firewood from their own milpa | Main use of forest is for cattle grazing | % families who say they know people who harvest timber | |
| | Asamblea meetings organized as and when necessary | | Asamblea meetings held regularly (every two months) | |

The first conclusion that can be drawn is that remarkably few of the more than 100 variables appear to be consistently related to removals, indicating that the drivers of this process may be different in different places and difficult to generalize. In Jalisco, there is however a clear positive relationship of increase in overall forest stocks with migration, suggesting the effect may be due to a decrease in economic dependence on and use of forests when income comes from outside sources. This is backed up by the negative correlation with number of families who extract posts and timber for their own use. In the Yucatan peninsula, longer fallow periods are associated with higher levels of natural re-vegetation, as might be expected, and recuperation is hindered where larger numbers of families are receiving PROCAMPO grants. This is interesting because to retain a PROCAMPO grant the farmer has to re-use the fields within 5 years, meaning that fallow periods associated with shifting cultivation, the common form of farming in the Yucatan peninsula, are shortened. Re-vegetation seems also to be

promoted where people are able to supply their firewood needs from their own milpa fields rather than resorting to use of the common forest, and recuperation is promoted where more people are using gas for the household energy. Regrowth is hindered where cattle are allowed to graze in the common forested areas.

Conclusions

There is very little doubt that overall, Mexico's forests function as a net sink, and that there are contributions to this both from re-vegetation (natural re-growth to forest of areas that had been earlier used for agriculture or grazing) and from recuperation (increase in stocks in forests that had remained forests but had been somewhat degraded). Although there has been some deliberate reforestation through government programmes, this represents on a tiny fraction of the increases observed. Of our sample of 44 ANs, 21 could be said to be creating emissions, while 9 were major sinks, the remaining 14 being more or less neutral. On balance this seems to support the idea that emissions exceed removals, but we note that (1) for lack of inventory data we had to use a remote sensing approach which we know greatly underestimates removals and (2) these ANs were in regions with relatively high population density. More remote forests will probably demonstrate higher carbon absorption rates.

The interesting question is why any natural regrowth is occurring in these 44 settlement. We found some evidence in Jalisco that reduced dependence on the forest for local income and for subsistence products such as firewood, posts and timber may be a factor, where income is supplemented by remittances. In the Yucatan, it seems that failure to regrow be may related to changing practices as regards fallow length, in part as an unintended result of subsidies.

In individual cases, high levels of removals can be associated with a change in the way the forest is managed (for example, the halting of timber extraction in the case of Tabi), while as noted, particularly high levels of emissions may be tied to destructive practices such as mining (case of El Cuale); but these both represent extremes. For those ANs with more moderate gains and losses the explanation is more difficult.

We are unable to clearly conclude that the results are indicative of a forest transition, whereby an increase in national wealth leads to less forest dependence and more conservation overall. We are aware, however, that some of the increase in biomass may have been stimulated by climate change itself, particularly through CO₂ and nitrogen fertilization. This raises interesting questions with regard to whether such increases could be claimed as 'additional' under international policies such as Reduced Emissions from Deforestation and forest Degradation. Thus there is much work still to be done both on the science and the policy side of the issue of increased removals.

References

- Bray, D. B. 2009 Forest cover dynamics and forest transitions in Mexico and Central America: Towards a "Great Restoration"? *In*: Nagendra, H. and J. Southworth. (eds) Reforesting Landscapes. Landscape Series, vol 10. Springer, Dordrecht
- FAO (Food and Agricultural Organization of the United Nations). 2010. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2010. Informe Nacional, Mexico. <http://www.fao.org/docrep/013/al567S/al567S.pdf>
- Gao, Y., A. Quevado, Z. Szantoi and M. Skutsch. 2018. Monitoring of forest disturbance and regrowth using multi-resolution time series imagery in Michoacán, Mexico. *Remote Sensing of the Environment*, forthcoming 158:156-168.
- Honey-Rosés, J., M. Maurer, M. I. Ramírez and E. Corbera. 2018. Quantifying active and passive restoration in Central Mexico from 1986-2012: assessing the evidence of a forest transition. *Restoration Ecology*. In press
- INECC (Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático). 2015. Primer Informe Bienal de Actualización ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. <https://www.gob.mx/inecc/documentos/primer-informe-bienal-de-actualizacion-ante-la-convencion-marco-de-las-naciones-unidas-sobre-el-cambio-climatico>
- INECC (Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático). 2018. Sexto comunicación nacional ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. En prensa.
- Masera, O., M. J. Ordoñez and R. Dirzo. 1997. Carbon emissions from Mexican forests: current situation and long-term scenarios *Climatic change* 35:265-295



- Lewis, S. L., G. Lopez-Gonzalez, B. Sonké, K. Affum-Baffoe, T. R. Baker, L. O. Ojo, O. L. Phillips, J. M. Reitsma, L. White, J. A. Comiskey, K. M. M. Djuikouo, C. E. Ewango, T. R. Feldpausch, A. C. Hamilton, M. Gloor, T. Hart, A. Hladik, J. Lloyd, J. C. Lovett, J. R. Makana, Y. Malhi, F. M. Mbago, H. J. Ndangalasi, J. Peacock, K. S. Peh, D. Sheil, T. Sunderland, M. D. Swaine, J. Taplin, D. Taylor, S. C. Thomas, R. Votere and H. Wöll. 2009. Increasing carbon storage in intact African tropical 469 forests. *Nature* 457:1003-1006.
- Luyssaert, S., E. D. Schulze, A. Börner, A. Knohl, D. Hessenmöller, B. E. Law, P. Ciais and J. Grace. 2008. Old-growth forests as global carbon sinks. *Nature* 455:213-215.
- Pan, Y., R. A. Birdsey, J. Fang, R. Houghton, P. E. Kauppi, W. A. Kurz, O. L. Phillips, A. Shvidenko, S. L. Lewis, J. G. Canadell, P. Ciais, R. B. Jackson, S. W. Pacala, A. D. McGuire, S. Piao, A. Rautiainen, S. Sitch and D. Hayes. 2011). A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science* 333: 988-993.
- Rosete-Vergés, F., J. L. Pérez-Damián, M. Villalobos-Delgado, E. N. Navarro-Salas, E. Salinas-Chávez y R. Remond-Noa. 2014. El avance de deforestación en Mexico 1976-2007. *Madera y Bosques* 20:21-35.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2010. Vision de México sobre REDD+. Hacia un estrategia nacional. http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/7/1393Visi%C3%B3n%20de%20M%C3%A9xico%20sobre%20REDD_.pdf.
- Skutsch, M., J. Paneque-Gálvez, A. Ghilardi, A. Balderas Torres, J. Morfín-Ríos, J. M. Michel-Fuentes, O. Carrillo and D. Ros. 2017. Adapting REDD+ policy to sink conditions *Forest Policy and Economics* 80:160-166.
- Skutsch, M. 2016. A field level analysis of the causes of deforestation and forest degradation in three watersheds in Jalisco: Revised version. Morelia: CIGA-UNAM
- Skutsch, M., E. de los Ríos and A. Balderas Torres. 2016. A field level analysis of the causes of deforestation and forest degradation in three watersheds in the Yucatan Peninsula: Revised version. Morelia: CIGA-UNAM
- Trejo, I. and R. Dirzo, R. 2000. Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in Mexico. *Biological conservation* 94:133-142.
- Velázquez, A., J. F. Mas, J. R. Díaz-Gallegos, R. Mayorga-Saucedo, P. C. Alcántara, R. Castro, T. Fernández, G. Bocco, E. Ezcurra and J. L. Palacio. 2002. Patrones y tasas de cambio de uso del suelo en México *Gaceta Ecológica* 62:21-37.
- Wright, J. S. 2013. The carbon sink in intact tropical forests. *Glob. Chang. Biol.* 19: 337-339.

3.3 La asignación eficiente de la biomasa: calidad ambiental *versus* bienestar material

Borrego Armonía¹; Salinas-Melgoza Miguel A.²; y Skutsch Margaret³

¹Investigadora Cátedras Conacyt en el Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental (CIGA), Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), Antigua Carretera a Pátzcuaro No 8701, Col. Ex-Hacienda de San José de La Huerta, 58190 Morelia, Michoacán, México.

²Candidato a Doctor, Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental (CIGA), Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), Antigua Carretera a Pátzcuaro No 8701, Col. Ex-Hacienda de San José de La Huerta, 58190, Morelia, Michoacán, México y Departamento de Gobernanza y Tecnología para la Sustentabilidad, Universidad de Twente, 7522 NB Enschede, Países Bajos.

³Investigadora Titular del Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental (CIGA), Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), Antigua Carretera a Pátzcuaro No 8701, Col. Ex-Hacienda de San José de La Huerta, 58190 Morelia, Michoacán, México.

Autor para correspondencia: aborrego@ciga.unam.mx

Resumen

El planteamiento inicial de que la conservación de bosques para fijar carbono y solucionar los problemas del cambio climático a un bajo coste se ha desvanecido paulatinamente a medida que se exploran las implicaciones sociales y económicas de implementar dichas iniciativas. En este estudio se presenta un análisis que explora el coste de la calidad ambiental comparando los niveles de biomasa por hectárea, entendidos como una mejora ambiental, que compiten con beneficios netos que se obtienen a cambio de renunciar a actividades de conservación. El modelo que se aplica es el de las fronteras de posibilidades de producción y se demuestra que niveles más altos de calidad ambiental corresponden a niveles de bienestar material más bajos. Se concluye que el cálculo basado únicamente en el coste de oportunidad del uso de la tierra podría llevar a conclusiones equivocadas cuando no se incorporan valores sociales al calcular los beneficios sociales de las actividades de conservación.

Palabras clave: *biomasa; valor presente; selva baja caducifolia; valoración social.*

Introducción

Las ciencias naturales y sociales aplicadas han desarrollado numerosos modelos para tener una mejor comprensión de los impactos futuros y esperados debido a la disminución de las masas forestales alrededor del mundo. Desde distintas disciplinas se han aplicado modelos complejos y sofisticados para conocer y predecir los cambios potenciales en un contexto de los cambios en el clima.

Estas iniciativas pretenden generar información pertinente para los tomadores de decisiones y aportar conocimiento sobre las repercusiones de los cambios en el funcionamiento de los ecosistemas y para el bienestar social.

Con frecuencia los planes de conservación que se implementan para evitar la pérdida de biodiversidad debido a la actividad humana compiten con otros intereses que tienen que ver con el sustento de muchos hogares forestales.

Desde una perspectiva de la sociedad la decisión del uso de la tierra tiene que ver con la maximización de la utilidad; es decir, una parte del problema tiene que ver con la asignación óptima de los recursos, una situación en la que no hay otra combinación de uso posible que proporcione mejor bienestar.

El uso y consumo de recursos naturales puede conllevar a la renuncias de estos recursos para otros usos, por ejemplo, para el uso de conservación. Estas renuncias suponen un coste de oportunidad, porque al decidir consumir el recurso éste ya no estará disponible para un uso ambiental.

Una pregunta interesante podría ser cuál es el nivel óptimo para la sociedad cuando tenemos dos usos aparentemente incompatibles, por ejemplo, comparamos entre niveles más altos de calidad ambiental y a cambio niveles bajos de bienestar material, o viceversa.

El uso de bosques a menudo conduce a la deforestación o a la degradación de bosques tropicales. La restricción del uso de bosques tiene un impacto sobre la población que depende directamente de los recursos naturales para su sustento.

Una herramienta que plantea la Economía y que es útil para analizar problemas de asignación de recursos o conflictos en el uso de recursos naturales es la llamada frontera de posibilidades de producción.

En este estudio, el principal objetivo es aplicar este modelo para analizar algunas implicaciones cuando el interés es proporcionar el mejor nivel de bienestar con recursos que son escasos. Concretamente, se analizan las implicaciones de una mayor calidad ambiental (medido en toneladas de biomasa) y se compara con el valor presente (en unidades monetarias) generado por los patrones de uso del sistema agrícola itinerante y el pastoreo de ganado, actividades que se relacionan con la degradación forestal. El análisis se realiza tomando un caso de estudio en una comunidad forestal localizada en el Occidente de Jalisco.

Material y Métodos

Área de estudio

El ejido Agua Hedionda está localizado en el municipio de Autlán de Navarro, Jalisco y pertenece a la Cuenca del Río Ayuquila (Figura 1). Se localizan a una altitud media de 1 600 m sobre el nivel del mar, con más de la mitad de la superficie formada por áreas accidentadas y con vegetación mayormente compuesta por selva baja caducifolia y por bosques de pinos.

Agua Hedionda tiene una superficie total de 1 467 hectáreas y al año 2 010 la población total era de casi 237 habitantes (INEGI, 2010), con 57 ejidatarios registrados y está registrado con un alto nivel de marginación. La superficie forestal es un poco más de 900 hectáreas.

Para el 2010 la superficie cubierta por selva baja caducifolia era de 340 hectáreas mientras que 582 hectáreas eran de bosques. En promedio, a cada habitante en Agua Hedionda le correspondería casi 1.5 hectáreas de selva bajo y aproximadamente 2.5 hectáreas de bosque. En promedio, en Tonaya había 350 cabezas de ganado al año en que se realizó este estudio. El Cuadro 1 muestra un resumen de algunas características de la zona de estudio.

Cuadro 1. Principales características de la zona de estudio.

| Características | Agua Hedionda |
|---|---------------|
| Población total (habitantes) ¹ | 237 |
| Ejidatarios registrados ² | 57 |
| Número de hogares ¹ | 90 |
| Altitud (m sobre nivel del mar) ¹ | 1 500 |
| Superficie total (ha) ¹ | 1 467 |
| Superficie selva baja caducifolia (ha) ¹ | 3 308 |
| Ratio selva baja por habitante | 6.01 |
| Superficie media sembrada por productor -bajo sistema roza tumba y quema- (ha) ³ | 3.5 |
| Cabezas de ganado en el ejido ³ | 350 |
| Grado de marginación ⁴ | Alto |

¹INEGI. XIII Censo General de Población y Vivienda 2010

²Registro Agrario Nacional. 2012

³Entrevistas en el área de estudio

⁴CONAPO. Consejo Nacional de Población 2010

En el ejido el sistema agrícola itinerante se practica mayormente en terrenos de ladera, superficies montañosas y áreas accidentadas. No suele requerir de maquinaria, agroquímicos o fertilizantes debido a que los suelos son ricos en nutrientes por ser superficies descansadas. Las principales herramientas de trabajo son instrumentos rudimentarios como la coa, el machete, el azadón, hacha y barretón, con lo cual, este tipo de producción puede implicar menores costes monetarios asociados a los insumos para la siembra, aunque un mayor coste en fuerza de trabajo.

Metodología para estimar los almacenes de carbono

Los almacenes de carbono en la biomasa aérea y en el suelo se estimaron en parcelas con variabilidad en factores topográficos del ejido Agua Hedionda. Los sitios seleccionados representaban las dos principales fases del sistema roza tumba y quema (RTQ) que variaban entre 3 y 10 años de descanso- y cuatro parcelas en fase de producción).

Para este estudio se consideró un ciclo completo de RTQ de 10 años dividido en dos fases: una fase de descanso (6- años) y otra fase de dos años de cultivo de maíz (Chávez, 1983; Gerritsen, 2002; Jardel, E. comunicación personal). Las concentraciones de carbono para RTQ se obtuvieron a partir de los resultados de Salinas-Melgoza *et al.* (sometido).

Metodología para calcular los costes de oportunidad

El valor presente asociado a las prácticas agrícolas se obtuvo mediante cuestionarios diseñados que se aplicaron a la población relevante. Para calcular los costes de oportunidad el cuestionario incluía preguntas sobre el consumo de recursos naturales que se aprovechan después de la siembra RTQ, la frecuencia de consumo de estos recursos, la temporada, los precios de mercado de cada bien, el tamaño de parcelas sembradas, períodos de descanso de la tierra, rendimientos obtenidos en la producción, etc. De esta manera se elaboró un inventario detallado con el registro de las decisiones reales de los campesinos según sus prácticas de agricultura asociadas al sistema agrícola de RTQ. En la literatura este método basado en la observación de las preferencias (decisiones) reales se conoce como Técnica de Comportamiento Observado (Adamowicz, *et al.*, 1997) o método a Precios de Mercado (IIED, 2003). La modalidad de la entrevista fue personal y se realizaron en los domicilios de los campesinos o en sus tierras de trabajo. Se aplicaron 28 encuestas en el 2013.

Resultados

Los valores del Cuadro 2 muestran la cantidad mínima y máxima de la biomasa media por hectárea en una hectárea. Siguiendo la lógica del modelo propuesto por la frontera de producción, en la que cada punto de la frontera indica la cantidad máxima de un bien a partir de la cual sólo puede producirse más del otro numerario renunciando a unidades del primer numerario se demuestra que aumentos en la calidad ambiental (entendido como aumento en las cantidades de biomasa por hectárea).

Cuadro 2. Valor presente (pesos mexicanos) y valor medio anual de la biomasa por hectárea.

| Nivel de calidad ambiental | Toneladas por ha | Toneladas por ha | Ingresos monetarios por ha* |
|----------------------------|------------------|------------------|-----------------------------|
| 25 | 10.49 | 18.38 | 5600 |
| 50 | 18.38 | 19.94 | 3362 |
| 75 | 19.94 | 21.59 | 1745 |
| 100 | 21.59 | 37.88 | 956 |

* Valores del año 2013

Tomando en cuenta que el patrón de uso de la tierra obedece a características físicas muy claras donde las superficies que siguen una forma cóncava registran menores niveles de biomasa, comparado con las superficies convexas y arriba de las montañas registran los niveles más altos de biomasa por hectárea. No es una coincidencia, pues aún cuando el sistema agrícola RTQ se practica en laderas, no todas las superficies son preferidas por los campesinos.

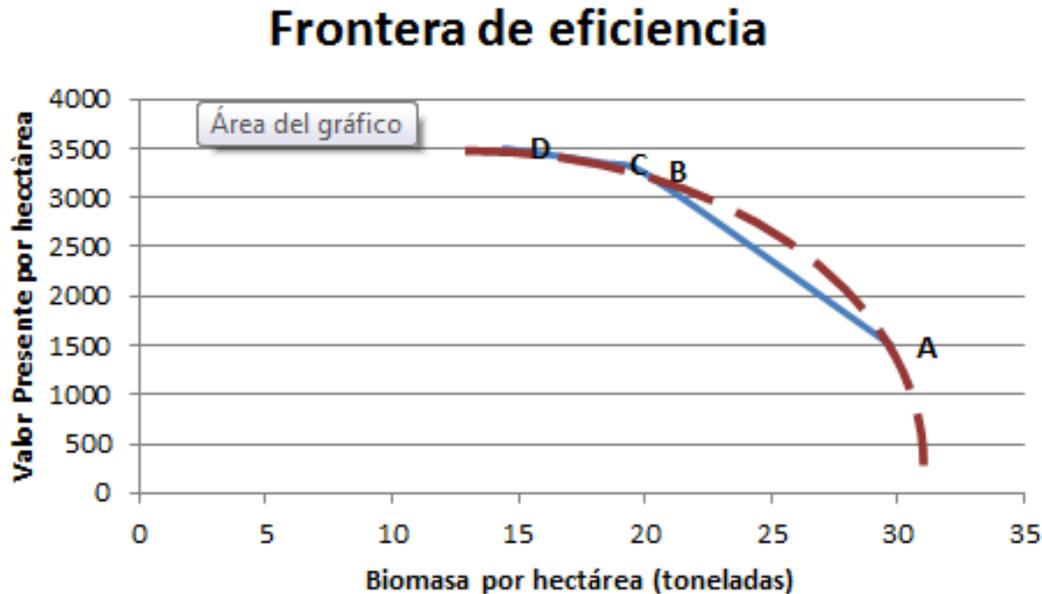


Figura 1. Trade-offs cantidad biomasa y valor presente por hectárea

En este modelo, donde solo relacionamos niveles de calidad ambiental (biomasa) y valores presentes (coste monetario) se obtiene una relación en la que es necesario renunciar a un mejor nivel de calidad ambiental a cambio de obtener mayores beneficios netos y viceversa.

Utilizando este modelo de frontera de producción, medido en unidades monetarias por tonelada promedio y por hectárea, restringe el análisis debido a que se estiman únicamente los costes de aquellas actividades económicas que contribuyen en la reducción/aumento de toneladas de biomasa, impidiendo un análisis global puesto que, al tratarse de un bien público (biomasa fijada), habría de incorporar todos aquellos beneficiarios que obtienen una mejora en la calidad ambiental debido a la fijación de biomasa.

Conclusiones

Los resultados encontrados en este estudio podrían poner a discusión algunas implicaciones ambientales y económicas que han sido asociadas históricamente al sistema agrícola roza, tumba y quema. En particular los niveles de biomasa más altos que en este estudio se interpretan como una mejor calidad ambiental corresponden a niveles de bienestar o beneficios netos más bajos. En cambio, superficies convexas tienden a concentrar mayores cantidades de biomasa en este ejido que se caracteriza por el sistema agrícola roza, tumba y quema. Estas características podrían ser relevantes bajo el contexto de iniciativas para reducir la degradación forestal y la deforestación, como REDD+.

Es pertinente enfatizar, que estos resultados son válidos para un tipo de vegetación concreta (selva baja caducifolia) y para el sistema agrícola roza, tumba y quema como es practicado habitualmente en México.

Literatura citada

- Adamowicz, W., M. Luckert and M. Veeman. 1997. Issues in using valuation techniques cross-culturally: three cases in Zimbabwe using contingent valuation, observed behaviour and derived demand techniques. *Commonwealth Forestry Review* 76:194-197.
- Chávez, B. C. 1983. Coamil, un sistema de producción agrícola tradicional en Jalisco, Tesis de licenciatura. Escuela de Agricultura. Universidad de Guadalajara, Guadalajara, México.
- CONAPO (Consejo Nacional de Población). 2010. Índices de marginación a nivel localidad 2010. Consejo Nacional de Población. México.
- Gerritsen, P. R. W. 2002. Diversity at stake: A farmers' perspective on biodiversity and conservation in Western Mexico. Tesis de doctorado. Universidad de Wageningen, Países Bajos. 286 p.
- IIED (International Institute for Environment and Development). 2003. Valuing forests: A review of methods and applications in developing countries. Environmental Economics Programme, International Institute for Environment and Development, IIED.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2010. XIII Censo General de Población y Vivienda. 2010. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México.
- Jourdain, D., E. Scopel and F. Affholder. 2001. The Impact of conservation tillage on the productivity and stability of maize cropping systems: A case study in Western Mexico. CIMMYT Economics working paper 01-02. México D.F. CIMMYT.
- Martínez-Yrizar, A., J. Sarukhan, A. Perez-Jimenez, E. Rincon, J. M. Maass, A. Solis-Magallanes and L. Cervantes. 1992. Above-ground phytomass of a tropical deciduous forest on the coast of Jalisco, Mexico. *Journal of Tropical Ecology* 8:87-96 DOI: 10.1017/S0266467400006131.
- Salinas-Melgoza, M. A., M. Skutsch and J. C. Lovett. Shifting cultivation in the context of REDD+: a case study of Mexican tropical dry forest. *Land Use Policy* (submitted).
- Houghton, R. A. 2005. Tropical deforestation as a source of greenhouse gas emissions. In: Moutinho, P. and Schwartzman, S. (Eds.) *Tropical Deforestation and Climate Change*. Amazon Institute for Environmental Research, Belém, Brazil, and Environmental Defense, Washington D. C.
- Houghton, R. A. and C. L. Goodale. 2004. Effects of land-use change on the carbon balance of terrestrial ecosystems. pp. 85-98. In: DeFries, R. S., G. P. Asner and R. A. Houghton (eds.), *Ecosystems and land use change*. American geophysical union, Washington, D.C.
- Nigh, R. and S. A. Diemont. 2013. The Maya milpa: fire and the legacy of living soil. *Frontiers in Ecology and the Environment* 11:45-54.
- Swallow, B., M. van Noordwijk, S. Dewi, D. Murdiyarto, D. White, J. Gockowski, G. Hyman, S. Budidarsono, V. Robiglio, V. Meadu, A. Ekadinata, F. Agus, K. Hairiah, P. N. Mbile, D. J. Sonwa and S. Weise. 2007. Opportunities for avoided deforestation with sustainable benefits. An interim report by the ASB Partnership for the tropical forest margins. *The Forests Dialogue*.
- West, P. C., H. K. Gibbs, C. Monfreda, J. Wagner, C. C. Barford, S. R. Carpenter and J. A. Foley. 2010. Trading carbon for food: global comparison of carbon stocks vs. crop yields on agricultural land. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 107:19645-19648.

3.4 Costos de oportunidad de los Sistemas de producción de café orgánico en la Sierra Madre de Chiapas, México

Casiano-Domínguez Marcos¹ y Paz-Pellat Fernando¹

¹Programa Mexicano del Carbono, Col. Lomas de Cristo, CP 56225, Texcoco, Estado de México.
Autor para correspondencia: marcos.casiano@pmcarbono.org

Resumen

El objetivo del presente trabajo fue estimar los costos de oportunidad de los sistemas de producción de café orgánico bajo sombra (variedades de porte alto) que implica la conservación de los acervos de carbono y la agrobiodiversidad frente a los sistemas de producción de café con variedades poco tolerantes a la sombra algunas variedades derivadas de híbridos de Timor o HT) como actividad alternativa, en la Sierra Madre de Chiapas, México. La utilidad obtenida (a precios del 2017) una vez establecida la producción en sistemas bajo sombra (variedades de porte alto) correspondió a \$7 843.00 ha⁻¹ año⁻¹, mientras que en los sistemas de producción de baja sombra (derivados de HT), la utilidad fue de \$ 6 382.00 ha⁻¹ año⁻¹. La diferencia de utilidades es de \$1 461.00 ha⁻¹ año⁻¹; lo representa el costo de oportunidad de mantener sus tierras con árboles de sombra y es la cantidad que se abonaría como pago por el servicio ambiental. Sin embargo, la producción de café orgánico mediante el sistema de producción bajo sombra es 7.62 veces más rentable, en un horizonte de 30 años, que el sistema de producción de baja sombra, sin agregar la valoración económica que puede obtener por pago de servicios ambientales como carbono, agua y biodiversidad.

Palabras clave: *costos de oportunidad; café orgánico; deforestación; servicios ambientales.*

Abstract

The objective of the present work was to estimate the opportunity costs of the systems of production of organic coffee under shade (varieties of high size) that implies the conservation of the carbon stores and the agrobiodiversity in front of the systems of production of coffee with varieties little tolerant in the shade some varieties derived from hybrids of Timor or HT) as an alternative activity, in the Sierra Madre de Chiapas, Mexico. The profit obtained (2017 prices) once the production was established in shaded systems (tall varieties) corresponded to \$ 7 843.00 ha⁻¹ year⁻¹, while in the low shade production systems (derived from HT), the utility was \$ 6 382.00 ha⁻¹ year⁻¹. The difference in profits is \$ 1,461.00 ha⁻¹ yr⁻¹; it is represented by the opportunity cost of maintaining their lands with shade trees and is the amount that would be paid as payment for the environmental service. However, the production of organic coffee through the production system under shade is 7.62 times more profitable, in a horizon of 30 years, than the production system of low shade, without adding the economic valuation that can be obtained by payment of environmental services as carbon, water and biodiversity.

Key words: *opportunity costs; organic coffee; deforestation; environmental services.*

Introducción

El estado de Chiapas en México es el que reúne la mayor cantidad de productores organizados en torno al cultivo de café (*Coffea arabica L.*) para grano, los cuales son pioneros y líderes en materia de cultivo de café diferenciado: orgánico, de conservación, de comercio justo y otros (Pohlen y Roque, 2009). La orografía de Chiapas le permite contar con diferentes pisos altitudinales para el cultivo del

café en las diferentes sierras que lo atraviesan, en especial la Sierra Madre de Chiapas (SMC) que es una de las áreas de mayor importancia a nivel nacional en cuanto a la producción del grano (Schroth *et al.*, 2009).

A partir del año 2014, la epidemia de la roya (*Hemileia vastatrix Berk y Br*) ha generado contundentes pérdidas en la SMC en cantidad (hasta el 40% de la producción) y calidad pese a que este hongo ha tenido presencia en el país desde los años 80 y los caficultores aprendieron a convivir con ella (Escamilla, 2017).

Ante los problemas ocasionados por la roya, algunos cafecultores han optado por abandonar las labores agrícolas del café para enfocarse a la producción de maíz y frijol de auto abasto, algunos otros han preferido especializar e intensificar el cultivo mediante la renovación del cafetal mediante la introducción de nuevas variedades resistentes a plagas y enfermedades (Benítez, 2017).

Las variedades que prometen ser una alternativa y que están disponibles para la renovación de cafetales susceptibles a las afectaciones de roya, son derivadas de híbridos de Timor (HT; llamadas catimores y sarchimores); además, se adaptan a diferentes pisos altitudinales (Gaitán y Pachón, 2010, Eakin *et al.*, 2011). Por otra parte, autores como Barrera (2002) y Schroth *et al.* (2009) exponen que si bien con las variedades tolerantes se controla la roya, también implica la cosecha de granos de inferior calidad organoléptica del café, tales como: aroma, cuerpo, acidez, sabor y preferencia, donde las variedades árabes tradicionales las superan (Escamilla, 2007; Benítez, 2017).

Además, las variedades tolerantes a la roya requieren apertura del dosel, es decir retirar la sombra de los cafetales, lo que promueve la deforestación y la degradación de los sistemas agroforestales, así como el uso de paquetes tecnológicos como fertilizantes y pesticidas, lo que implica mayores gastos económicos (Aguilar-Støen *et al.*, 2013).

Por lo tanto, el problema en sí radica en que la respuesta a la epidemia de la roya con variedades tolerantes y de baja calidad en el grano, no son compatibles con el manejo tradicional de la sombra, lo que genera deforestación y degradación forestal por cambio de uso de suelo, lo que conduce a una crisis social, ambiental y económica en la Sierra Madre de Chiapas.

Para atender el problema, el Programa Mexicano del Carbono (PMC), propuso el pago de servicios ambientales como una alternativa para mantener los acervos de carbono y agrobiodiversidad en la producción de café lo que acarrea mejoras ambientales y socioeconómicas. Así, en 2016 el PMC, lanzó la campaña: «Una REDD para Salvar la Sombra de la Sierra Madre de Chiapas»; en la primera etapa, la campaña estuvo enfocada a la caracterización biofísica de los cafetales en la zona y al inventario de contenidos de carbono, además de obtener datos sobre riqueza de especies y de fertilidad de suelos.

El pago por servicios ambientales ecosistémicos es uno de los mecanismos que generan incentivos para la conservación. Los costos de oportunidad son la base para el pago por servicios ambientales que brindan los ecosistemas. Es decir, el objetivo es pagar al propietario por mantener su tierra con uso de suelo forestal; para determinar los montos que deberán pagarse, es necesario estimar la utilidad que le generaría al propietario utilizar su tierra en actividades alternativas, como pueden ser las agrícolas, las pecuarias, las industriales o urbanas (White y Minang, 2011).

Dado que el interés es la valoración de la sombra y no el cambio del cultivo de café a otro cultivo agrícola distinto. En este análisis hace énfasis en el cambio de cultivo de café bajo sombra a sistemas agroforestales de baja sombra, ambos bajo el mismo esquema de producción orgánica, subsidiada.

El objetivo del presente trabajo fue estimar los costos de oportunidad de los sistemas de producción de café orgánico bajo el esquema de manejo de sombra que implica la conservación de los acervos de carbono y la agrobiodiversidad frente a los sistemas de producción de café con variedades poco tolerantes a la sombra como actividad alternativa. Bajo la hipótesis de que el esquema de producción de café orgánico de baja sombra es más rentable y por lo tanto, son más altos los costos de oportunidad que permanecer bajo el esquema de producción bajo sombra.



Materiales y Métodos

Ubicación geográfica

El trabajo se realizó para la región de la Sierra Madre de Chiapas que se localiza en el sur de la entidad. La SMC, se ubica entre las coordenadas extremas: -94.1391559964 Oeste y 17.1369649102 Norte, -91.9145844273 Oeste y 17.1369649102 Norte. La SMC limita al norte con Veracruz, las regiones Montañas del Norte y Depresión Central; al sur, con la región Llanura Costera del Pacífico; al este con Guatemala, y al oeste con Oaxaca.

La SMC, geográficamente ocupa parte de las regiones económicas Frailesca, Sierra, Istmo, Costa y Soconusco. La vegetación natural predominante es Bosque Mesofilo de Montaña (Selva de Niebla) y la Selva Tropical Húmeda del Soconusco (Selva Mediana), lo que la convierte en una de las zonas más húmedas del país. El clima varía entre los cálidos y los templados-húmedos, presentan una temperatura media anual de 22 °C.

En la SMC se produce café, maíz, frijol, frutas, maderas finas, y se obtienen productos de la apicultura como la miel. En la SMC se encuentra el Área Natural Protegida El Triunfo, decretada como tal el 13 de marzo de 1990, donde hay 175 especies de aves, como quetzal y pavón; una gran variedad de mamíferos, como el jaguar y el tapir, y más de 800 especies de plantas.

Estimación de los costos de oportunidad de REDD+

El presente trabajo se realizó con base en el Manual de capacitación para la Estimación de los costos de oportunidad de REDD+. En el que REDD+ se refiere a la Reducción de Emisiones de gases de efecto invernadero causadas por la Deforestación y Degradación de los bosques, la conservación y el incremento de las capturas de CO₂ (White y Minang, 2011).

El manual indica que en los esquemas de pago por servicios ambientales, el objetivo es pagar al propietario por mantener su tierra con uso de suelo forestal; para determinar los montos que deberán pagarse, es necesario estimar la utilidad que le generaría al propietario utilizar su tierra en actividades alternativas, como pueden ser las agrícolas, las pecuarias, las industriales o urbanas.

La utilidad obtenida para cada caso representa el costo de oportunidad de mantener sus tierras con bosque, y el resultado de la diferencia entre ese monto y lo que obtendría el dueño de la tierra por llevar a cabo por actividades económicas sustentables realizadas bajo uso de suelo forestal, es la cantidad que se abonaría como pago por el servicio ambiental.

El Manual de capacitación para la Estimación de los costos de oportunidad de REDD+, sugiere cuatro componentes sobre los que se calculan los costos de oportunidad:

- 1) Análisis de cambios del uso del suelo
- 2) Medición del carbono
- 3) Calculo de Utilidades (rentabilidad)
- 4) Calculo de una curva de costos de oportunidad y Curvas de Abatimiento

Debido a que el interés en la presente investigación es la valoración de la sombra y no el cambio del cultivo de café por otro cultivo agrícola. El análisis de cambio de uso del suelo se hizo bajo la consideración de que los actuales sistemas agroforestales de producción café bajo sombra pueden cambiar a sistemas de baja sombra, por lo tanto, se planteó el objetivo de estimar las utilidades de cultivos orgánicos con sombra y convencional sin sombra (robusta).

La estimación de contenidos de carbono se realizó con base en la metodología adaptada para México por el Programa Mexicano del Carbono, la cual cumple con los lineamientos del Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC). En colaboración con cooperativas, autoridades, y

pequeños productores la metodología para inventarios de carbono y biodiversidad, se aplicó en 82 sitios y 151 puntos de control de 42 comunidades de los 21 municipios de la Sierra Madre de Chiapas. Consultar el Breve de Políticas Públicas No. 2, Campaña de campo (Wong *et al.*, 2016) del PMC.

El cálculo de utilidades demandó la investigación de conceptos económico-financieros de los sistemas agroforestales de producción de café bajo sombra y los sistemas de cultivo de café de baja sombra.

La recolección de datos se realizó de manera directa mediante encuestas (51) a los productores miembros de la cooperativa Comon Yaj Noptic y complementada con datos en artículos y otros trabajos de investigación (15).

Las encuestas realizadas utilizaron el documento adaptado “Cuestionario para determinar los costos de producción AGRÍCOLA vía información administrativa” de SAGARPA-SNIDRUS, Ver. 05-11/03/08. El documento se diseñó únicamente para obtener los datos que resultan imprescindibles para estimar los costos de producción.

Los conceptos económico-financieros y sus costos asociados de sistematizaron en formato de paquetes tecnológicos que implican variables de ingresos, costos de insumos, número de jornales, costos por jornal y subsidios a la producción de café orgánico.

Se investigaron precios de venta en la zona y el Precio Medio Rural (PMR), a partir del Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera (SIAP) de la SAGARPA.

La diferencia entre los costos de producción y los ingresos por ventas constituye las utilidades las cuales se calcularon de manera anual.

Resultados y Discusión

Dada el problema de la roya del café (*Hemileia vastatrix* Berk y Br) y la avanzada edad de los cafetos; los productores han optado por sistemas de renovación de las plantaciones de café por eliminación parcial a cuatro años, y por establecimiento de nuevas plantaciones (Saldaña, 2017).

La renovación paulatina de las plantaciones de café en la SMC, se realiza con la reintroducción de variedades Bourbon y Typica, las cuales se caracterizan por ser de porte alto, tolerantes a la sombra y son los de mayor importancia comercial en México dado el mayor tamaño y densidad del grano (Escamilla, 2007) (Figura 3).

La renovación total o nuevas plantaciones utiliza variedades tolerantes a la enfermedad de la roya y se caracterizan fenotípicamente por ser de porte bajo denominados Híbridos de Timor (HT) tales como Caturra, Catuai, Costa Rica 95, Lempira y otros como Maragoype, que además se adaptan a diferentes pisos altitudinales (Gaitán y Pachón, 2010).

En la zona de estudio, tanto las renovaciones como las nuevas plantaciones se cultivan bajo el sello de “café orgánico” que se produce con métodos que conservan el suelo y prohíbe el uso de sustancias químicas sintéticas. El ensayo de la producción, en ambos procesos, ocurre a los dos años del establecimiento de la plantación y la producción plena se da al tercer año.

Este esquema de producción supone baja rentabilidad en los primeros años y una larga curva de aprendizaje que para esta zona no es el caso pues tienen un mercado y un canal de comercialización asegurado mediante la cooperativa Comon Yaj Noptic.

Estructura de costos, rendimientos e ingresos por ventas

Los costos de producción anual de café orgánico bajo sombra (variedades de porte alto) durante el proceso de renovación (cuatro años) se estimaron en \$ 24 197/año y con fertilizante subsidiado el costo disminuye a \$ 15 772/año. Al año 5 y en los 15 años sucesivos (se sugiere renovar la plantación a los

20 años) los costos de producción se estimaron en \$20 722/año sin subsidio y en \$12 297/año con fertilizante subsidiado (Anexo 1).

Los costos de producción en plantaciones nuevas con variedades derivadas de HT y baja sombra, se estimaron en \$ 41 009.00 ha⁻¹ en la etapa de establecimiento (año 1), sin subsidio de fertilizantes, en tanto que subsidiado se estimó en \$ 31 584 ha⁻¹. En el año 2, la plantación solo requiere de cuidado agronómico, por lo que los costos de producción disminuyen a \$22 233.00ha⁻¹ y \$13 308.00ha⁻¹, sin y con subsidio, respectivamente. En el año 3, se establece la producción del nuevo cafetal y se requiere mayor mano de obra para realizar la cosecha lo que justificó el incremento anual de los costos de producción a \$26 393.00ha⁻¹año⁻¹ sin subsidio, y a \$ 17 468.00ha⁻¹año⁻¹ con fertilizante subsidiado.

Estimación de utilidades

La utilidad obtenida (a precios del 2017) una vez establecida la producción en sistemas bajo sombra (variedades de porte alto) correspondió a \$7 843.00 ha⁻¹ año⁻¹, mientras que en los sistemas de producción de baja sombra (derivados de HT), la utilidad fue de \$ 6 382.00 ha⁻¹ año⁻¹, (Figura 1).

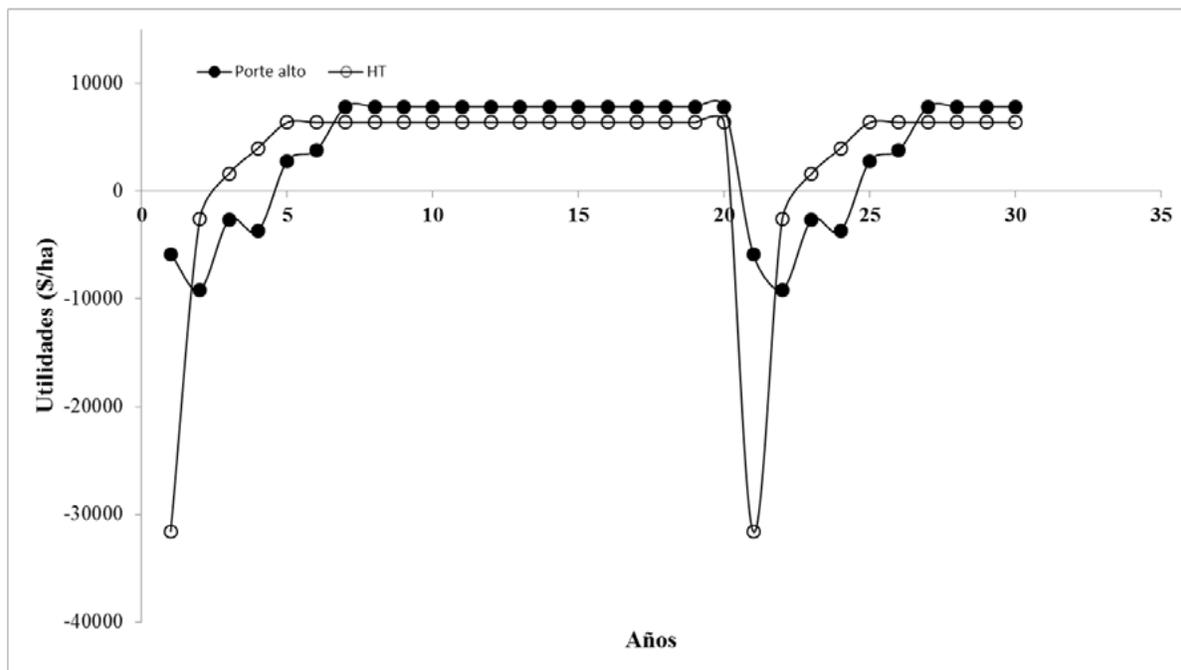


Figura 1. Utilidades de los sistemas de producción de café orgánico en la SMC. Fuente: Elaboración propia.

Análisis de rentabilidad

En el caso de análisis de costos de oportunidad, los parámetros clave a considerar son la rentabilidad y el contenido de carbono de los usos de la tierra. Rentabilidad es una forma concisa y conveniente de describir el concepto de beneficios menos costos, en el tiempo, determinada por Valor Presente Neto o VPN. Por ello, en este trabajo, la rentabilidad expresada en términos del VPN, se utilizó para representar el concepto general de los beneficios netos que reciben los usuarios de la tierra a partir de la producción de café orgánico bajo sombra con variedades de Porte alto y en sistemas de baja sombra con variedades de derivadas de HT, en un tiempo de renovación a 20 años, pese a que el proyecto se evaluó a 30 años, y a una tasa de descuento del 12%.

Se obtuvo un VPN de \$ 14 683.00ha⁻¹, para el sistema de producción de café bajo sombra con variedades de porte alto, mientras que para el sistema de baja sombra, el valor de VPN fue de \$ 1 926.40 ha⁻¹, Figura 2.

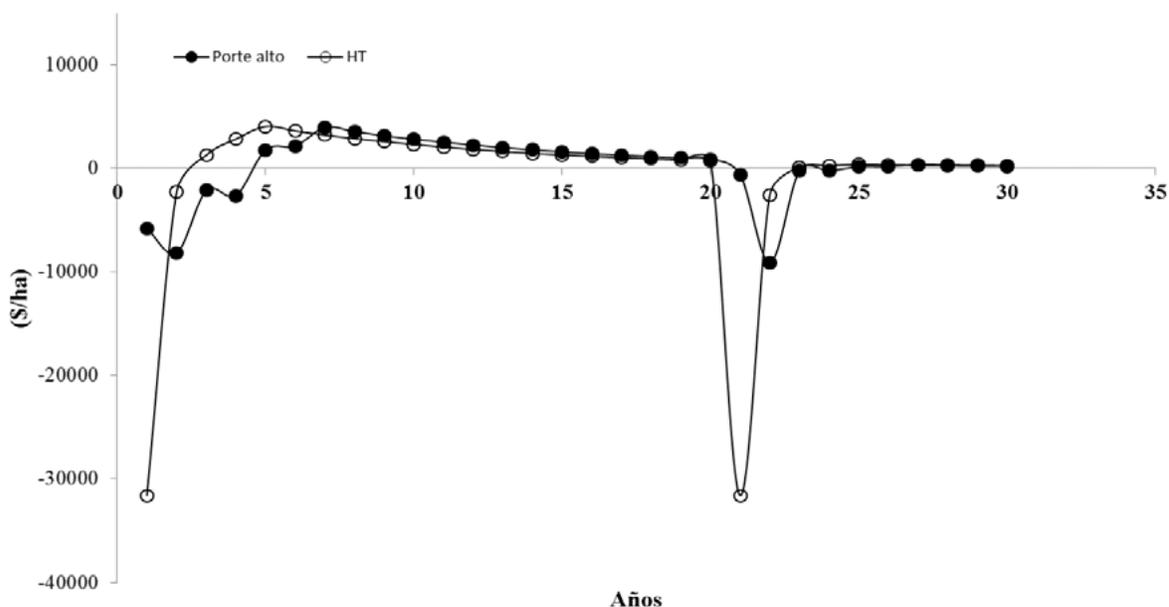


Figura 2. Análisis de rentabilidad anual, para un horizonte de 30 y a una tasa de descuento del 12%.
Fuente: Elaboración propia.

Discusión

La diferencia de utilidades entre el sistema bajo sombra (variedades de porte alto) y el sistema de producción de baja sombra (derivados de HT) es de \$1 461.00 ha⁻¹ año⁻¹; lo representa el costo de oportunidad de mantener sus tierras con árboles de sombra y es la cantidad que se abonaría como pago por el servicio ambiental. Sin embargo, la compensación puede llegar a ser mayor si se consideran otros pagos adicionales por actividades económicas sustentables realizadas bajo uso de suelo forestal como la conservación de la biodiversidad. También es importante tener en cuenta que especialmente en regiones rurales, el valor de la producción no siempre está basado en el dinero. En la Sierra Madre de Chiapas, el aporte de trabajo familiar es de gran valor en el proceso.

La rentabilidad de los sistemas de producción de café bajo sombra es más rentable que los sistemas de producción de baja sombra (VPN \$ 14 683.00ha⁻¹ > \$ 1 926.40 ha⁻¹). La baja productividad y los costos iniciales de inversión de los sistemas de producción de baja sombra disminuyen los valores estimados del VPN.

Conclusiones

Los costos de oportunidad en caso de pasar de un sistema de producción de café bajo sombra (variedades de porte alto) a uno de baja sombra (derivados de HT) es de \$1 461.00 ha⁻¹ año⁻¹; que representa el costo de oportunidad de mantener sus tierras con árboles de sombra y es la cantidad que se abonaría como pago por el servicio ambiental.

Sin embargo, la producción de café orgánico mediante el sistema de producción bajo sombra es 7.62 veces más rentable, en un horizonte de 30 años, que el sistema de producción de baja sombra, sin



agregar la valoración económica de que puede obtener por pago de servicios ambientales como carbono, agua y biodiversidad.

Literatura citada

- Aguilar-Støen, M., A. Angelsen, K. A. Stølen and S. R. Moe, 2013. The Emergence, Persistence, and Current Challenges of Coffee Forest Gardens: A Case Study from Candelaria Loxicha, Oaxaca, Mexico. *Society & Natural Resources* 24:1235-1251.
- Benítez-Kánter, M. 2017. Huertos familiares y alimentación de grupos domésticos cafetaleros de la Sierra Madre de Chiapas. Tesis de Maestría.
- Eakin, H., L. A. Bojórquez-Tapia, R. M. Diaz, E. Castellanos and J. Hagggar. 2011. Adaptive capacity and social-environmental change: theoretical and operational modeling of smallholder coffee systems response in Mesoamerican Pacific Rim. *Environmental management* 47:352-367.
- Escamilla, P. E. 2007. Influencia de los factores ambientales, genéticos, agronómicos y sociales en la calidad del café orgánico en México. Doctoral dissertation, Tesis de doctorado. Colegio de Postgraduados. Campus Veracruz. Manlio Fabio Altamirano, Ver., México.
- Gaitan, C. A., y F. A. Pachón. 2010. Causas para la adopción de tecnologías para la renovación de cafetales-Caso El Colegio (Cundinamarca). *Agronomía Colombiana* 28:329.
- Saldaña-Arguello, G. G. 2017. Toma de decisiones en la adopción de variedades frente al problema de la roya por caficultores organizados en Chiapas. Tesis de Maestría. El Colegio de la Frontera Sur, México.
- Schroth, G., P. Laderach, J. Dempewolf, S. Philpott, J. Hagggar, H. Eakin, T. Castillejos, J. Garcia-Moreno, L. Soto-Pinto, R. Hernandez, A. Eitzinger and J. Ramirez-Villegas. 2009. Towards a climate change adaptation strategy for coffee communities and ecosystems in the Sierra Madre de Chiapas, Mexico. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 14:605-625.
- SIAP (Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera). Sistema de Información Agroalimentaria de Consulta Nueva Generación (SIACON NG). <https://www.gob.mx/siap/acciones-y-programas/produccion-agricola-33119>
- White, D., y P. Minang. 2011. Estimación de los Costos de Oportunidad de REDD+ Manual de Capacitación, version 1.3. World Bank Institute: Washington.
- Wong-González J. C., A. Libert-Amico y F. Paz-Pellat. 2016. Breves de Políticas Públicas del PMC. Boletín Informativo No. 2. Texcoco, Estado de México.



4 Ecosistemas Acuáticos

4.1 Limitada preservación de carbonato de calcio en una laguna costera tropical del Golfo de California

Sanchez Alberto¹; Gomez-Leon Adriana A.¹ y Mejia-Piña Karla²

¹Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional. Av. IPN SN, CP 23096, La Paz, Baja California Sur.

²Universidad Autónoma de Baja California, Facultad de Ciencias Marinas, Ensenada, Baja California.

Autor para correspondencia: alsanchezg@ipn.mx, alsanchezg13@gmail.com

Resumen

La bomba biológica del carbono es esencial para poder entender el ciclo del carbono. El ciclo del carbono en el océano, en sus formas orgánicas e inorgánicas está gobernado por procesos físicos y biológicos. La precipitación de carbonato de calcio es una de las formas biológicas de secuestrar bióxido de carbono en el océano, sin embargo, el incremento de CO₂ por actividades antropogénicas es considerado uno de los precursores de la acidez del océano. En ambientes costeros, la influencia antropogénica puede ocasionar, por vertimiento de materia orgánica, condiciones poco favorables para la preservación de carbonato de calcio en el ambiente sedimentario. En la laguna de La Paz en el sector sur del Golfo de California, el número de géneros y la abundancia relativa de foraminíferos bentónicos se ha reducido, particularmente en su margen sur, debido al incremento de materia orgánica. Con el objetivo de determinar la variabilidad vertical en el contenido de carbonato de calcio, ocasionado por el aporte de materia orgánica de la actividad antropogénica, se colectaron tres núcleos de sedimento con una longitud de 25 cm en la laguna de La Paz. Los núcleos de sedimento fueron seccionados cada centímetro y una submuestra fue secada a 50°C y homogeneizada, 20 mg de sedimento fueron analizados en un coulómetro para cuantificar el contenido de carbonato de calcio. Los perfiles verticales del contenido de carbonato de calcio muestran un gradiente de menor contenido en el margen sur (0.5±0.8%) con respecto al margen este (1.4±0.9%) y parte central (5.5±0.5%) de la laguna. El bajo contenido de carbonato de calcio y la ausencia de foraminíferos bentónicos sustentan que las condiciones ambientales (*i.e.* incremento en el aporte de materia orgánica) son poco favorables para la preservación y enterramiento de carbonato de calcio en el margen sur de la laguna. Por lo que es necesario realizar estudios similares donde la actividad antropogénica puede tener un efecto neto en la captura de carbono en ambientes costeros transicionales.

Palabras clave: *bomba biológica; carbonato de calcio; laguna de La Paz; sedimentos.*

Abstract

The biological carbon pump is essential to understand the carbon cycle. The carbon cycle in the ocean, in its organic and inorganic forms, is governed by physical and biological processes. The precipitation of calcium carbonate is one of the biological ways to sequester carbon dioxide in the ocean, however, the increase of CO₂ by anthropogenic activities is considered one of the precursors of the ocean acidification. In coastal environments, the anthropogenic influence can cause, due to the dumping of organic matter, unfavorable conditions for the preservation of calcium carbonate in the sedimentary environment. In the lagoon of La Paz in the southern sector of the Gulf of California, the number of genera and the relative abundance of benthic foraminifera has been reduced, particularly in its southern margin, due to the increase in organic matter. In order to determine the vertical variability in the content of calcium carbonate, caused by the contribution of organic matter from anthropogenic activity, three sediment cores with a length of 25 cm were collected in the La Paz lagoon. The sediment cores were sectioned every centimeter and a subsample was dried at 50°C and homogenized, 20 mg of

sediment were analyzed in a coulometer to quantify the calcium carbonate content. The vertical profiles of the calcium carbonate content show a lower content gradient in the southern margin ($0.5 \pm 0.8\%$) with respect to the east margin ($1.4 \pm 0.9\%$) and central part ($5.5 \pm 0.5\%$) of the lagoon. The low content of calcium carbonate and the absence of benthic foraminifera support that the environmental conditions (i.e., increase in the contribution of organic matter) are unfavorable for the preservation and burial of calcium carbonate in the south margin of the lagoon. Therefore, it is necessary to carry out similar studies where anthropogenic activity can have a net effect on the capture of carbon in transitional coastal environments.

Key words: *biological pump; calcium carbonate; La Paz lagoon; sediments.*

Introducción

El carbonato de calcio de origen biológico contribuye significativamente al secuestro de bióxido de carbono en el océano abierto (Tyrell, 2008). Los ambientes transicionales costeros, los arrecifes de coral, moluscos, foraminíferos, briozoarios, algas calcáreas contribuyen de manera significativa con el secuestro de bióxido de carbono por precipitación de carbonato de calcio. La producción de carbonato de calcio es 0.4 gigatoneladas por año en bahías y bancos (Milliman y Droxler, 1995). En arrecifes de coral sumergidos, los foraminíferos y moluscos contribuyen con el 45% de la producción de carbonato de calcio estimada en 0.3 gigatoneladas por año (Heap *et al.*, 2009), resaltando la importancia de estos organismos en el secuestro de CO₂ (Langer, 2008). Adicionalmente, las playas de las regiones áridas están caracterizadas por depósitos de carbonato de calcio, debido a la efímera descarga de sedimentos clásticos por ríos (Woodroffe *et al.*, 2017).

Si bien el ciclo de producción, preservación y enterramiento del carbonato de calcio está muy bien entendido en el océano abierto (Tyrell, 2008 y citas aquí). En la región costera, el ciclo del carbono ha recibido poca atención debido a las complejas interacciones océano, atmósfera, litósfera y biosfera (Bauer *et al.*, 2013). Además, la contribución de CO₂ de origen antropogénico por emisiones de la quema de combustibles fósiles y el vertimiento de materia orgánica a los sistemas costeros hacen aún más complejo este ciclo (Feely *et al.*, 2010; Bauer *et al.*, 2013). Las regiones costeras desempeñan un papel fundamental en el ciclo global del carbono y son un reservorio importante en la producción, preservación y enterramiento de carbonato calcio, que puede ser alterado por las actividades antropogénicas que se llevan a cabo en las inmediaciones de estos cuerpos costeros, por lo que es necesario realizar estudios que permitan conocer áreas donde la preservación de carbonato de calcio es limitada o nula.

El objetivo del presente estudio es determinar la variación vertical del carbonato de calcio en tres núcleos de sedimento en la laguna de La Paz, Golfo de California y evidenciar si el margen sur de esta laguna es un sitio donde las condiciones sedimentarias son poco favorables para la acumulación de carbonato de calcio.

Materiales y Métodos

Área de estudio

La laguna de La Paz tiene una profundidad promedio de 2 m con máximo de 8 m en la parte central, conectada a la bahía de La Paz por un canal de mareas con velocidades residuales de $\sim 6 \text{ cm s}^{-1}$ (Valle-Levinson *et al.*, 2008) y en el interior de la laguna $<3 \text{ cm s}^{-1}$ (Gómez-Valdés *et al.*, 2003). La laguna está dominada por lodos en el margen sur, este y central, y en el margen norte y canal principal por sedimentos arenosos (Figura 1, Green-Ruiz and Larrínaga-Cunningham, 1986). El contenido de

carbono orgánico fue de 0.03 a 0.89% para 1985 (Green-Ruiz and Larrínaga-Cunningham, 1986) y de 0.12 a 6.9% para 2013 (Pérez-Tribouillier, 2014).

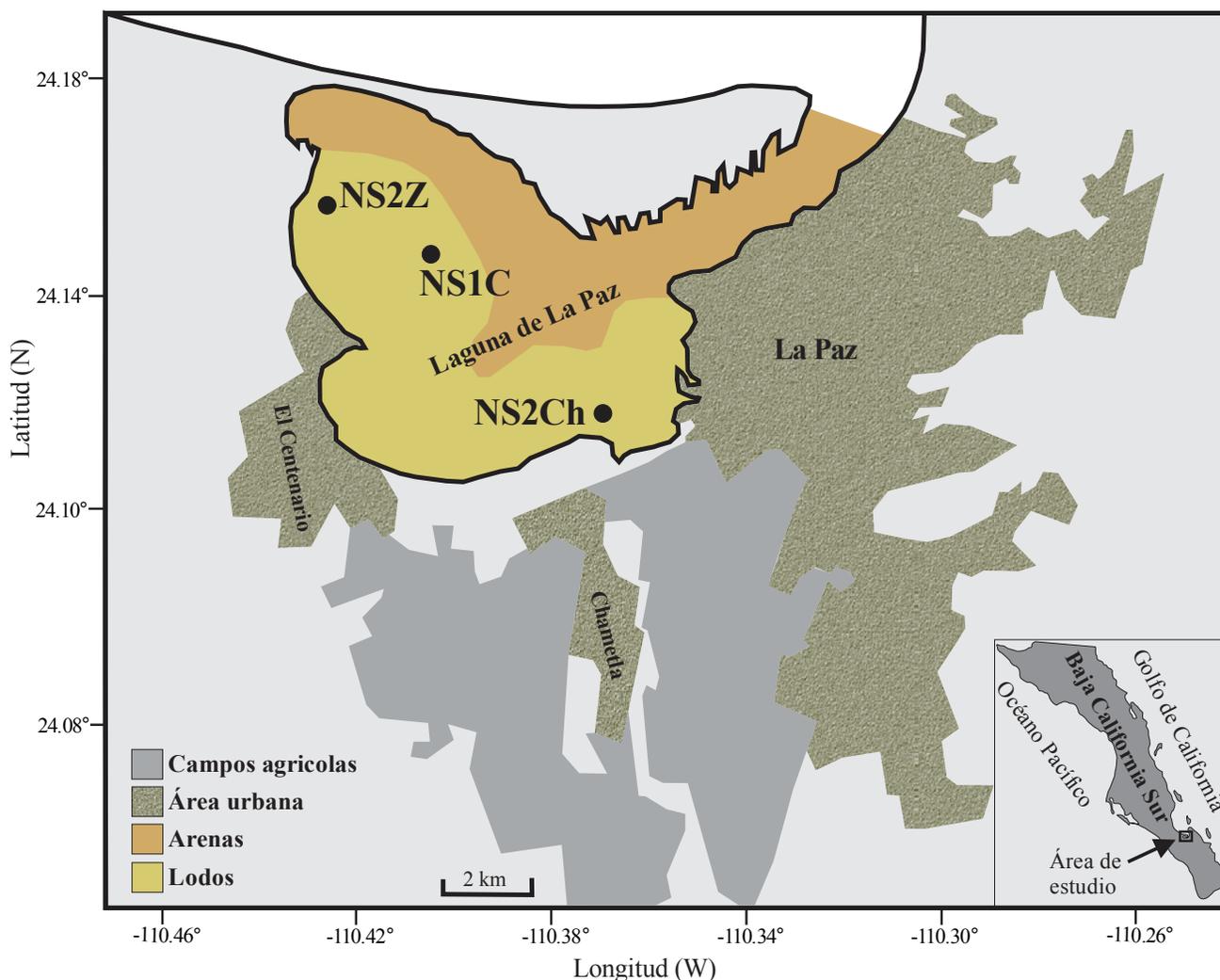


Figura 3. Localización del área de estudio y localización de los sitios de colecta de los núcleos de sedimento en la laguna de La Paz, Golfo de California.

Metodología

La colecta de los sedimentos superficiales se llevó a cabo por buceo libre en el año de 2017. La longitud de los núcleos fue de 25 cm. Los núcleos de sedimento fueron seccionados a intervalos de un centímetro. Una submuestra de cada intervalo seccionado fue secada a 50°C durante 24 horas. Las muestras secas fueron homogeneizadas previo al análisis del carbonato de calcio. 20 mg de sedimento fueron utilizados para cuantificar el contenido de carbonato de calcio en un coulómetro en la Facultad de Ciencias Marinas de la Universidad Autónoma de Baja California. Los contenidos de carbonato de calcio fueron contrastados usando una prueba por rangos de Mann-Whitney.

Resultados y Discusión

El contenido de carbonato de calcio en los núcleos es mostrado en el Figura 2. En el núcleo NS2Ch, el contenido de carbonato de calcio promedio y desviación estándar fue $0.5 \pm 0.8\%$. Para el núcleo

NS2Z, el promedio y desviación estándar de carbonato de calcio fue $1.4 \pm 0.9\%$. El contenido de carbonato de calcio promedio y desviación estándar fue $5.5 \pm 0.5\%$ para el núcleo NS1C. El contenido de carbonato de calcio fue significativamente diferente entre los sitios (NS2Ch vs NS1C, $P < 0.001$; NS2Ch vs NS2Z, $P < 0.001$; NS1C vs NS2Z, $P < 0.001$). El margen sur de laguna presento menor contenido de carbonato de calcio con respecto al margen este y zona central en el interior de la laguna, lo que denota menor preservación en los márgenes con respecto el interior de la laguna.

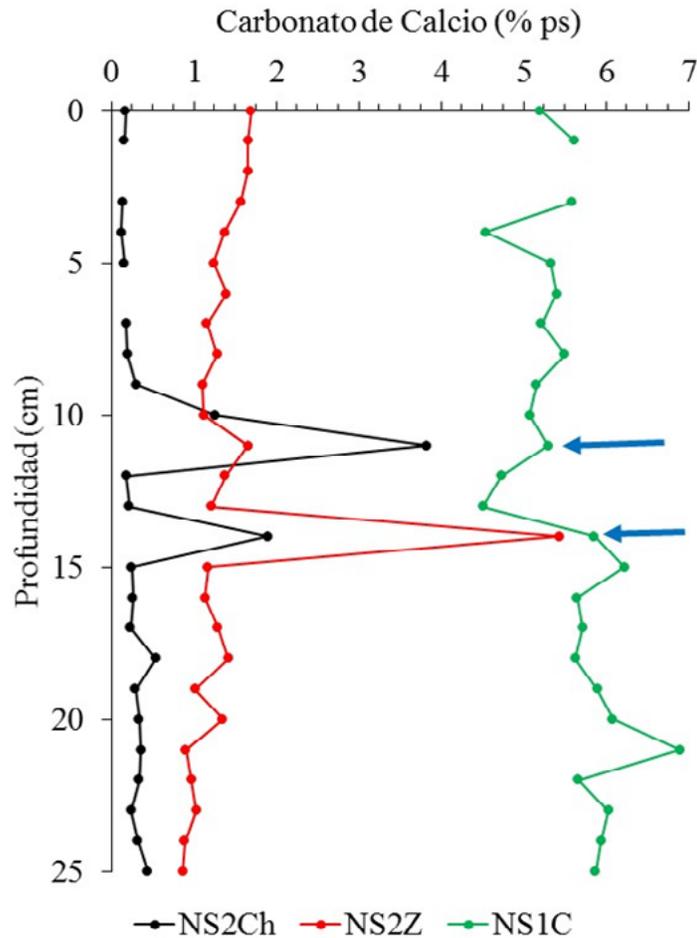


Figura 2. Contenido de carbonato de calcio (% en peso seco) con respecto a la profundidad (cm) para los núcleos de sedimento en la laguna de La Paz. Las flechas de color azul indican eventos de preservación de carbonato de calcio en la laguna.

La disolución de carbonatos de calcio ha sido recientemente investigada por el creciente interés de la acidificación del océano por el incremento de CO_2 atmosférico y la eutrofización de la zona costera por materia orgánica. La eutrofización de la zona costera por la descarga de materia orgánica de las aguas residuales tiene como consecuencia incrementar la disolución del carbonato de calcio (Lantz *et al.*, 2017). Los procesos de diagénesis temprana de la materia orgánica están asociados con la producción de gases de invernadero en sedimentos costeros (Burgos *et al.*, 2018).

En la laguna de La Paz, la calidad del ambiente sedimentario se ha venido deteriorando en las últimas tres décadas por incremento del contenido de materia orgánica de origen antropogénico (Gomez-Leon *et al.*, in press). Específicamente, el número de géneros de foraminíferos bentónicos dominantes era de 4 en 1985 y este se redujo a menos de 1 a nulo en 2013 en el margen sur de la laguna (Gomez-Leon *et al.*, 2017). Las evidencias de una menor preservación de carbonato de calcio y la reducción en el número de géneros de foraminíferos bentónicos sugieren que la carga de materia

orgánica tiene un efecto en la acumulación de carbonato de calcio en los sedimentos de los márgenes de la laguna. Sin embargo, se necesitan más estudios para determinar que otros factores contribuyen con la disolución de CaCO_3 en los sedimentos de la laguna de La Paz.

Conclusiones

El contenido vertical de carbonato de calcio fue menor en los márgenes este y sur con respecto a la región central de la laguna de La Paz. Esto sugiere que existe un gradiente de preservación y enterramiento de carbonato de calcio de los márgenes hacia el interior de la laguna, que coincide con el incremento de materia orgánica y el decremento de calidad del ambiente sedimentario en las últimas tres décadas en esta laguna. Por lo que es necesario realizar estudios sobre el rol de las lagunas costeras bajo el escenario de acidificación de océano.

Agradecimientos

Al Instituto Politécnico Nacional por el apoyo económico otorgado a AS, a través del proyecto de investigación SIP-20172233.

Literatura citada

- Bauer, J. E., W. J. Cai, P. A. Raymond, T. S. Bianchi, C. S. Hopkinson and P. A. Regnier. 2013. The changing carbon cycle of the coastal ocean. *Nature* 504:61-70.
- Burgos, M., T. Ortega, J. Bohórquez, A. Corzo, C. Rabouille and J. M. Forja. 2018. Seasonal variation of early diagenesis and greenhouse gas production in coastal sediments of Cadiz Bay: influence of anthropogenic activities. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 200:99-115.
- Feely, R. A., S. R. Alin, J. Newton, C. L. Sabine, M. Warner, A. Devol, C. Krembs and C. Maloy. 2010. The combined effects of ocean acidification, mixing, and respiration on pH and carbonate saturation in an urbanized estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 88(4):442-449.
- Gómez-León, A. A., A. Sánchez-González y G. M. Rodríguez-Figueroa. Variación espacial de los géneros de foraminíferos bentónicos en una laguna costera del Golfo de California. pp. 213-217. *In: Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2017*. Texcoco, Estado de México, México.
- Gómez-León, A. A., G. M. Rodríguez-Figueroa, E. Shumilin, A. L. Carreño and A. Sánchez. in press. Abundance and distribution of benthic foraminifera as indicators of the quality of the sedimentary environment in a subtropical lagoon, Gulf of California. *Marine Pollution Bulletin*. Doi: 10.1016/j.marpolbul.2018.03.013
- Green-Ruiz, C. R., y H. Larrínaga-Cunningham. 1986. Sedimentología y geoquímica de la laguna de La Paz., BCS, México. Tesis de Licenciatura, Universidad Autónoma de Baja California Sur, Departamento de Geología Marina. Mexico. Tesis no publicada.
- Langer, M. R. 2008. Assessing the contribution of foraminiferan protists to global ocean carbonate production. *Journal of Eukaryotic Microbiology* 55:163-169.
- Lantz, C. A., R. C. Carpenter and P. J. Edmunds. 2017. Calcium carbonate (CaCO_3) sediment dissolution under elevated concentrations of carbon dioxide (CO_2) and nitrate (NO_3^-). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 495:48-56.
- Milliman, J. D. and A. W. Droxler. 1995. Calcium carbonate sedimentation in the global ocean: linkages between the neritic and pelagic environments. *Oceanography* 8:92-94.
- Pérez-Tribouillier, H. U. 2014. Niveles actuales e historia de acumulación de elementos de origen natural y antropogénico en los sedimentos de la Laguna de La Paz, Baja California Sur, México. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. Instituto Politécnico Nacional, La Paz, Baja California Sur, Mexico. Tesis de Maestría no publicada.
- Tyrrell, T. 2007. Calcium carbonate cycling in future oceans and its influence on future climates. *Journal of Plankton Research* 30:141-156.
- Woodroffe, C. D., J. W. Farrell, F. R. Hall and P. Harris. 2017. Calcium Carbonate Production and Contribution to Coastal Sediments. *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment*. pp. 149-158. Cambridge, United Kingdom: Cambridge University Press.

4.2 Tendencias de verdor y almacenes de carbono en los manglares de México

Vázquez-Lule Alma D.¹; Colditz Rene²; Herrera-Silveira Jorge³; Guevara Mario¹; Rodríguez-Zúñiga María T.⁴; Cruz Isabel⁴; Ressler Rainer⁴ y Vargas Rodrigo¹

¹Department of Plant and Soil Sciences, University of Delaware, Newark, DE, USA.

²Land Use and Finance for Innovation, Directorate General CLIMA, European Commission, Brussels, Belgium.

³Dirección de Geomática, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), Tlalpan, Ciudad de México, México.

⁴Centro de Investigación y de Estudios Avanzados, Unidad Mérida, Mérida, Yucatán, México.

Autores para correspondencia: rvargas@udel.edu, avlule@udel.edu

Resumen

Los manglares cubren menos del 1% de la superficie terrestre y están amenazados por la variabilidad climática. Cambios en la temperatura del aire y la precipitación podrían influir en los procesos ecosistémicos de los manglares y modificar su distribución. En este estudio se analizaron series de tiempo del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI por sus siglas en inglés) de 2001 a 2015, para cuantificar las tendencias de verdor en manglares de México no sometidos a cambios de uso del suelo. Se encontró un aumento de verdor de 0.1 a 0.4% anual para manglares donde su principal fuente de agua dulce son los ríos superficiales. Los manglares que se desarrollan sobre plataformas de carbonato y con agua subterránea como su principal fuente de agua dulce no mostraron tendencias de verdor. Los manglares en México tienen estacionalidad y su pico de verdor se presenta de octubre a diciembre. El verdor se relacionó con un mayor contenido de carbono por arriba del suelo (12.7 a 169.5 Mg C ha⁻¹), pero no estuvo directamente relacionado con el carbono orgánico almacenado en los suelos a los primeros 30 cm de profundidad (92.4 a 219 Mg C ha⁻¹). Estos resultados son útiles para desarrollar programas de monitoreo regionales y podrían ser probados en otros bosques de manglar alrededor del mundo.

Palabras clave: *temperatura; precipitación; tipo de agua dulce; estacionalidad.*

Abstract

Mangroves are less than 1% of Earth's surface and are threatened by climate variability. Changes in air temperature and precipitation could influence mangrove ecosystem processes and their distribution. Here, we analyzed time series of Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) between 2001 and 2015 to identify greenness trends for mangroves not influenced by land use or land cover change across Mexico. We found a greenness increase of 0.1 to 0.4% annual for mangroves with surface rivers as main source of freshwater. Mangroves developed over carbonate platforms and groundwater as main source of freshwater did not show greenness trend. Mangroves of Mexico have seasonality and their higher greenness is in during October to December. Greenness was related to higher aboveground carbon (12.7 to 169.5 Mg C ha⁻¹), but cannot influence directly the soil organic carbon (92.4 to 219 Mg C ha⁻¹). Our findings are useful to develop regional monitoring programs and they could be tested across other mangrove forests of the world.

Key words: *temperature; precipitation; kind of freshwater input; seasonality.*

Introducción

Los manglares cubren menos del 1% de la superficie terrestre y son considerados uno de los ecosistemas más productivos del mundo (promedio 1.023 Mg of Carbono ha⁻¹; Donato *et al.*, 2011). Estudios recientes han mostrado el impacto de la variabilidad climática en la migración latitudinal de los manglares (Cavanaugh *et al.*, 2014). La variabilidad climática como los cambios en la temperatura y precipitación influyen en los procesos ecosistémicos de los manglares (*i.e.* fotosíntesis, respiración), que finalmente controlan sus tasas de crecimiento y su distribución geográfica (Alongi, 2015; Twilley *et al.*, 1999). Debido a la relevancia de los manglares en el ciclo global del carbono, es crítico cuantificar los efectos de la variabilidad climática sobre los procesos ecosistémicos y los almacenes de carbono alrededor de los manglares del mundo (Atwood *et al.*, 2017).

El verdor de la vegetación ha sido usado como una aproximación de la actividad fotosintética, la productividad primaria y la eficiencia en el uso del agua (Zhou *et al.*, 2014; Park *et al.*, 2016). Los estudios de verdor en manglares han sido sitio-específico enfocados a la degradación de los manglares (Alatorre *et al.*, 2016; Flores-Cardenas *et al.*, 2017) y disturbios por eventos extremos de bajas temperaturas (Zhang *et al.*, 2016). A pesar de estos esfuerzos, es necesario generar información a nivel regional y por país para un mejor entendimiento del efecto de la variabilidad climática en las tendencias de verdor en los manglares, con el fin de identificar cambios en fenología, productividad y almacenes de carbono. El objetivo de este estudio fue cuantificar las tendencias de verdor y sus relaciones con la temperatura del aire, la precipitación y el carbono almacenado en los manglares de México.

Materiales y Métodos

Área de estudio

Los manglares de México fueron agrupados en tres categorías considerando su distribución latitudinal, la temperatura promedio del aire y la fuente principal de agua dulce (*i.e.* entrada de agua superficial por ríos o entrada de agua subterránea debido una topografía kárstica). Las categorías fueron: a) Manglares áridos con entrada superficial de agua (ARsw; todos los manglares localizados por arriba del Trópico de Cáncer y los manglares de la Península de Baja California); b) Manglares húmedos con entrada superficial de agua (HUsw; todos los manglares por debajo del Trópico de Cáncer, excepto los desarrollados sobre la Península de Yucatán); y c) Manglares húmedos con entrada de agua subterránea (HUiw; todos los manglares desarrollados sobre la plataforma kárstica de la Península de Yucatán; Figura 1).

Preparación de datos y análisis estadísticos

Para este estudio se delimitó la cobertura de manglar persistente en México de 2001 a 2015 a partir de productos generados por la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/?vns=gis_root/biodiv/monmang/manglegw).

Para cuantificar el verdor se usaron series de tiempo del producto mensual MODIS MOD13A13, el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI). Para la temperatura y precipitación se usaron datos mensuales Daymet (<https://daymet.ornl.gov/>). Para identificar los almacenes de carbono se usaron los productos desarrollados por Cartus *et al.* (2014) para el carbono por arriba del suelo (AGC por sus siglas en inglés) y por Guevara *et al.* (en revisión) para carbono orgánico en suelos (SOC por sus siglas en inglés) a los primeros 30 cm de profundidad. Los productos de almacenes de carbono fueron corregidos por categoría de manglar de acuerdo a los resultados de síntesis de Herrera-Silveira *et al.* (2015). Se identificaron diferencias significativas entre categorías de manglar con pruebas de ANOVA y t-test. Las tendencias de verdor fueron analizadas con regresiones Theil – Sen con un

intervalo de confianza del 95%. Se aplicaron análisis de correlación cruzada y regresión para identificar la relación del verdor con las variables climáticas, así como con los almacenes de carbono por categoría de manglar.



Figura 1. Categorías de manglar definidas en este estudio

Resultados y Discusión

El verdor, las variables climáticas y los almacenes de carbono mostraron diferencias significativas por categoría de manglar, excepto para la temperatura en las categorías de HUs_w y HUI_w (Cuadro 1). HUs_w presentó el mayor verdor, mientras que la categoría ARs_w el verdor más bajo (16% más bajo que HUs_w). La temperatura fue mayor para las categorías húmedas (HUs_w y HUI_w; 26 °C; ±2.0) que para la árida (ARs_w; 24.7 °C; ±4.7), sin embargo, ésta última presentó mayor variación. La categoría HUs_w mostró una mayor precipitación anual (1 479.9 mm), mientras que ARs_w la menor (413 mm). El AGC fue mayor en los manglares de HUs_w (169.5 Mg C ha⁻¹) y menor para los que se desarrollan en la Península de Yucatán (HUI_w; 12.7 Mg C ha⁻¹). El SOC fue mayor para la categoría HUI_w (219 Mg C ha⁻¹) y menor para ARs_w (92.4 Mg C ha⁻¹; Cuadro 1). Los manglares de la categoría HUs_w presentaron el mayor verdor y AGC debido a que esta categoría soporta los bosques de manglar con mayor desarrollo estructural del país (Adame *et al.*, 2015; Kauffman *et al.*, 2016). Sin embargo, opuesto a lo esperado el SOC no estuvo directamente relacionado con el AGC, ya que los manglares con el menor AGC presentaron el mayor SOC (*i.e.* HUI_w). Posiblemente a consecuencia de una alta producción autóctona de carbono en estos manglares y el lento movimiento del agua y su efecto en la exportación de carbono orgánico a las áreas costeras adyacentes (Adame *et al.*, 2013; Perry *et al.*, 2009).

Las tendencias de verdor presentaron un incremento significativo en las categorías ARs_w ($p < 0.001$) y HUs_w ($p < 0.01$). Las categorías húmedas presentaron tendencias positivas de temperatura durante el período de estudio ($p < 0.001$). Solo la categoría ARs_w mostró tendencia negativa en la precipitación ($p < 0.001$). Debido a que las categorías que presentaron tendencias de verdor son aquellas donde la principal fuente de agua dulce es superficial (*i.e.* ríos), se atribuyó esta tendencia a un mayor aporte de nutrientes y sedimentos. Para la categoría que no presentó tendencia de verdor (HUI_w), se consideró como probable causa la magnitud y el efecto de los huracanes en el dosel de los manglares desarrollados de la Península de Yucatán, así como el escaso aporte de nutrientes por parte del agua subterránea.

Los manglares de México presentaron estacionalidad con mayores picos de verdor durante octubre a enero. Estos picos de verdor no coinciden con los picos de temperatura registrados en el país, ya que éstos ocurren entre abril a octubre, tampoco con los picos de precipitación que ocurren de julio a octubre. Después de remover el tiempo de retraso entre las variables climáticas y los picos de verdor, se obtuvo que más de un 69% de la varianza de verdor en los manglares es explicada por la temperatura. Para todas las categorías de manglar la varianza del AGC fue mejor explicada por la combinación de verdor y variables climáticas ($0.21 < r^2 < 0.50$). La varianza del SOC fue pobremente explicada con la combinación del verdor y las variables climáticas para todas las categorías ($0.20 < r^2$).

Cuadro 1. Valores promedio y desviaciones estándar de variables climáticas y almacenes de carbono por categoría de manglar.

| Categoría | Área (ha) | NDVI | Temperatura (°C) | Precipitación (mm/año) | AGC (Mg C ha ⁻¹) | SOC (Mg C ha ⁻¹) |
|------------------|-----------|--------------|------------------|------------------------|------------------------------|------------------------------|
| AR _{sw} | 39,400 | 0.62 (±0.06) | 24.7 (±4.7) | 413.2 (±147.4) | 37.7 (±8.2) | 92.4 (±6.3) |
| HU _{iw} | 187,600 | 0.64 (±0.03) | 26.2 (±2.0) | 1015.8 (±182.8) | 12.7 (±3.7) | 219.0 (±84.9) |
| HU _{sw} | 205,800 | 0.74 (±0.04) | 26.5 (±2.0) | 1479.9 (±280.2) | 169.5 (±78.1) | 123.1 (±55.8) |

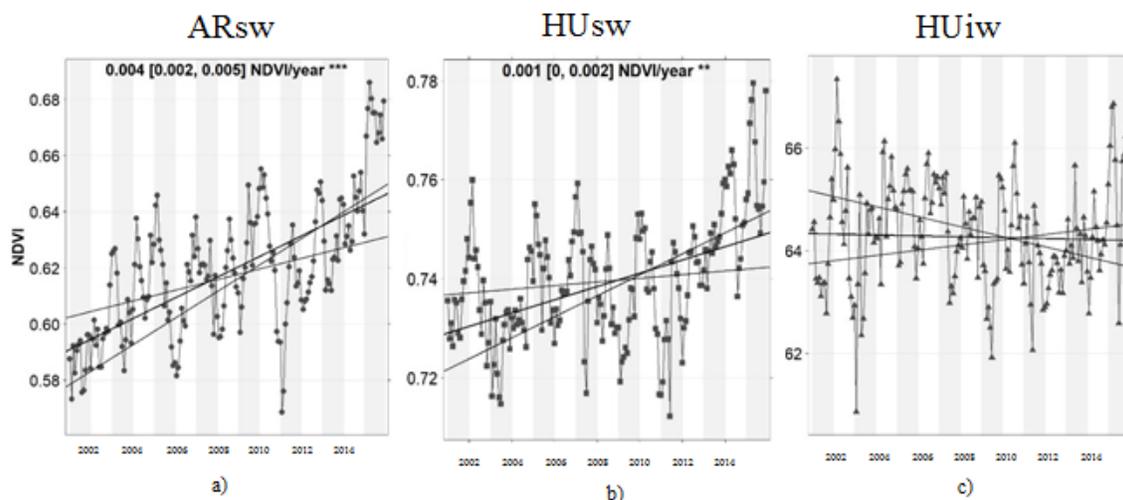


Figura 2. Tendencias de verdor por categoría del 2001 al 2015 en los manglares México. Categoría: a) AR_{sw} (Manglares áridos con entrada superficial de agua), b) HU_{sw} (Manglares húmedos con entrada superficial de agua) y c) HU_{iw} (Manglares húmedos con entrada de agua subterránea). Nivel de significancia: ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$. Las líneas en cada gráfica representan las tendencias y sus intervalos de confianza.

Conclusiones

Los manglares de México con principal fuente superficial de agua dulce presentaron tendencias positivas de verdor durante el período de estudio. Los manglares desarrollados sobre plataformas kársticas y con principal fuente subterránea de agua dulce no mostraron tendencias de verdor. Las tendencias de verdor en los manglares fueron influenciadas por las variables climáticas, sin embargo, el efecto de las principales fuentes de agua dulce fue determinante para detonar el verdor. Los almacenes de carbono por arriba del suelo (AGC) presentaron una mayor relación con el verdor y las variables climáticas, mientras que el almacén de carbono orgánico en el suelo a los primeros 30 cm de profundidad fue independiente. Este estudio es útil para el desarrollo de programas regionales de

monitoreo en los manglares de México, y los resultados pueden ser probados en otros manglares del mundo.

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca de doctorado de Vázquez-Lule Alma.

Literatura citada

- Adame, M. F., J. B. Kauffman, I. Medina, J. N. Gamboa, O. Torres, J. P. Caamal, M. Reza and J. A. Herrera-Silveira. 2013. Carbon Stocks of Tropical Coastal Wetlands within the Karstic Landscape of the Mexican Caribbean. *PLoS ONE* 8. <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0056569>
- Adame, M. F., N. S. Santini, C. Tovilla, A. Vázquez-Lule, A. L. Castro y M. Guevara. 2015. Carbon stocks and soil sequestration rates of tropical riverine wetlands. *Biogeosciences*, 12:3805–3818 doi.org/10.5194/bg-12-3805-2015.
- Alatorre, L. C., S. Sánchez-Carrillo, S. Miramontes-Beltrán, R. J. Medina, M. E. Torres-Olave, L. C. Bravo, L. C. Wiebe, A. Granados, D. K. Adams, E. Sanchez and M. Uc. 2016. Temporal changes of NDVI for qualitative environmental assessment of mangroves: Shrimp farming impact on the health decline of the arid mangroves in the Gulf of California (1990-2010). *Journal of Arid Environments* 125:98–109 doi.org/10.1016/j.jaridenv.2015.10.010.
- Alongi, D. M. 2015. The Impact of Climate Change on Mangrove Forests. *Curr Clim Change Rep.* 1:30-39 doi.org/10.1007/s40641-015-0002-x
- Atwood, T. B., R. M. Connolly, H. Almahsheer, P. E. Carnell, C. M. Duarte, C. J. Ewers-Lewis, X. Irigoien, J. K. Jeffrey, S. L. Paul, P. I. Macreadie, O. Serrano, C. J. Sanders, I. Santos, A. D. L. Steven and C. E. Lovelock. 2017. Global patterns in mangrove soil carbon stocks and losses. *Nature Climate Change* 7:523-528 doi.org/10.1038/nclimate3326.
- Cartus, O., J. Kellndorfer, W. Walker, C. Franco, J. Bishop, L. Santos y J. M. M Fuentes. 2014. A national, detailed map of forest aboveground carbon stocks in Mexico. *Remote Sensing* 6:5559-5588 doi.org/10.3390/rs6065559.
- Cavanaugh, K. C., J. R. Kellner, A. J. Forde, D. S. Gruner, J. D. Parker, W. Rodriguez and I. C. Feller. 2014. Poleward expansion of mangroves is a threshold response to decreased frequency of extreme cold events. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 111:723–727 doi.org/10.1073/pnas.1315800111.
- Donato, D. C., J. B. Kauffman, D. Murdiyarto, S. Kurnianto, M. Stidham and M. Kanninen. 2011. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature Geoscience* 4:293-297 doi.org/10.1038/ngeo1123.
- Flores-Cárdenas, F., O. Millán-Aguilar, L. Díaz-Lara, L. Rodríguez-Arredondo, M. Hurtado-Oliva and M. Manzano-Sarabia. 2017. Trends in the Normalized Difference Vegetation Index for Mangrove Areas in Northwestern Mexico. *Journal of Coastal Research* In-Press. doi.org/10.2112/JCOASTRES-D-17-00022.1
- Guevara, M., C. O. Cruz-Gaistardo, C. Arroyo, N. Brunzell, C. O. Cruz, G. Domke, J. Equihua, J. Etchevers, D. Hayes, T. Hengl, A. Ibelle, K. Johnson, B. de Jong, Z. Libohova, L. Nave, J. L. Ornelas, F. Paz, R. Ressler, A. Schwartz, A. Victoria, S. Wills and R. Vargas. 2017. Digital soil organic carbon mapping across Mexico and the counterintuitive United States. *In: FAO. 2017. Proceedings of the Global Symposium on Soil Organic Carbon 2017. 21–23 March 2017, Rome, Italy. FAO. 519 p.*
- Kauffman, J. B., H. Hernandez-Trejo, M. del C. Jesus-Garcia, C. Heider y W. M. Contreras. 2016. Carbon stocks of mangroves and losses arising from their conversion to cattle pastures in the Pantanos de Centla, Mexico. *Wetlands Ecology and Management* 24:203-216 doi.org/10.1007/s11273-015-9453-z.
- Park, T., S. Ganguly, H. Tømmervik, E. S. Euskirchen, K. A. Høgda, R. S. Karlsen, V. Brovkin, R. R. Nemani and R. B. Myneni. 2016. Changes in growing season duration and productivity of northern vegetation inferred from long-term remote sensing data. *Environmental Research Letters* 11:84001 <http://doi.org/10.1088/1748-9326/11/8/084001>.
- Perry, E., A. Paytan, B. Pedersen and G. Velazquez-Oliva. 2009. Groundwater geochemistry of the Yucatan Peninsula, Mexico: Constraints on stratigraphy and hydrogeology. *Journal of Hydrology* 367:27-40 doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.12.026.
- Twilley, R. R., V. H. Rivera-Monroy, R. Chen and L. Botero. 1999. Adapting an ecological mangrove model to simulate trajectories in restoration ecology. *Marine Pollution Bulletin* 37:404–419 [doi.org/10.1016/S0025-326X\(99\)00137-X](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(99)00137-X).
- Zhang, K., J. S. Kimball, R. R. Nemani, S. W. Running, Y. Hong, J. J. Gourley and Z. Yu. 2015. Vegetation Greening and Climate Change Promote Multidecadal Rises of Global Land Evapotranspiration. *Scientific Reports* 5:1-9 doi.org/10.1038/srep15956.
- Zhou, L., Y. Tian, R. B. Myneni, P. Ciais, S. Saatchi, Y. Liu, S. Piao, H. Chen, E. F. Vermote, C. Song and T. Hwang. 2014. Widespread decline of Congo rainforest greenness in the past decade. *Nature* 508:86-90 doi.org/10.1038/nature13265.

4.3 Análisis del cambio de uso de suelo del manglar de la barra San José, Chiapas, México

Linares-Fleites Gladys¹; Cigarroa-Alonso Karla M.² y Valera-Pérez Miguel A.¹

¹Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, Instituto de Ciencias, Departamento de Investigación en Ciencias Agrícolas (DICA). Avenida 14 Sur 6301 Fraccionamiento Jardines de San Manuel, C.P. 72470, Puebla, Pue., México. Tel: (222)2295500 Ext. 7358.

²Posgrado en Ciencias Ambientales. Instituto de Ciencias. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla.

Autor para correspondencia: gladys.linares@correo.buap.mx

Resumen

Los manglares son humedales costeros característicos de las zonas tropicales y subtropicales, constituidas por vegetación arbórea y arbustiva localizada en el espacio de transición de las zonas costeras dotadas de un régimen estuarino o lagunar. Los manglares proporcionan una gran variedad de servicios ambientales, al funcionar como reguladores de inundaciones, filtros biológicos, zonas de refugio, alimentación, anidación y reproducción de gran diversidad biológica, además de ser zonas con valor estético y recreativo. A pesar de lo anterior, los manglares se están perdiendo a tasas alarmantes en el mundo, a causa del elevado desarrollo de actividades antropogénicas en las zonas costeras. El objetivo del presente trabajo es analizar cuáles han sido las tendencias en el cambio de uso de suelo de las zonas costeras del estado de Chiapas en el período 2078-2015, utilizando modelos ocultos de Markov (HMM). Después de elaborar mapas de los procesos de cambio y cuantificar tasas y matrices de transición, se utilizaron cadenas de Markov, dado que los HMM se basan en que los estados ocultos constituyen una cadena de Markov. Los resultados, obtenidos con el paquete *markovchain* en lenguaje R, mostraron que estas zonas costeras presentan una antropización alarmante y que la deforestación va en aumento, destacándose que el análisis del cambio de uso de suelo es prioritario para establecer estrategias y acciones climáticas, tanto en los aspectos de mitigación como de adaptación al cambio climático.

Palabras claves: *cambio climático; deforestación; Cadenas de Markov.*

Abstract

Mangroves are coastal wetlands characteristic of tropical and subtropical zones, constituted by shrub and arboreal vegetation located in the transitional space of coastal areas endowed with an estuarine or lagoon regime. Mangroves provide a wide variety of environmental services, functioning as flood regulators, biological filters, refuge, feeding, nesting and reproduction areas of great biological diversity, as well as being areas with aesthetic and recreational value. In spite of the above, mangroves are being lost at alarming rates in the world, due to the high development of anthropogenic activities in coastal areas. The objective of this paper is to analyze the trends in land use change in the coastal zones of the state of Chiapas in the period 2078-2015, using Hidden Markov Models (HMM). After mapping the change processes and quantifying transition matrices and rates, Markov chains were used, since the HMMs are based on the fact that the hidden states constitute a Markov chain. The results, obtained with the *markovchain* package in R language, showed that these coastal areas are alarmingly anthropizing and that deforestation is increasing, highlighting that the analysis of land use change is a priority to establish strategies and climate actions.

Key words: *climate change; deforestation; Markov Chains.*

Introducción

Durante las últimas décadas numerosos investigadores han mejorado las mediciones del cambio de la cobertura del suelo y han avanzado en el entendimiento de las causas del cambio (Lambin *et al.*, 2001 y 2003). Las nuevas tecnologías aunadas a un mayor conocimiento científico han permitido juntar diversas disciplinas para poder explicar los cambios que se producen en el suelo. Entre los nuevos desarrollos científicos se encuentran los modelos ocultos de Markov (HMM, por sus siglas en inglés) que se basan en que los estados ocultos constituyen una cadena de Markov. Las cadenas de Markov se utilizan para la modelación de un fenómeno en el que el cambio con el tiempo de una variable aleatoria comprende una secuencia de valores en el futuro, cada uno de los cuales depende únicamente del estado inmediatamente anterior, no de otros estados pasados (Brémaud, 1999). Los HMM son técnicas de modelación de datos secuenciales que se consideran actualmente como una herramienta casi imprescindible en los análisis de cambio de uso de suelos.

En las costas del sureste de México y mar Caribe se localizan el 68.5% de los manglares del país (Díaz-Gallegos y Acosta-Velázquez, 2009). Estos manglares presentan una gran variabilidad en cuanto a estructura y función ecológica, debido a los marcados cambios latitudinales en temperatura, precipitación, salinidad y tipo de suelo. Aunque se han reportado tasas altas de deforestación en los manglares en áreas específicas del sureste de México, no existen cifras confiables de la pérdida de los manglares a nivel de toda la zona costera del sureste de México a escalas espaciales detalladas.

El estudio y manejo de los manglares debe considerar herramientas clásicas y también introducir los nuevos resultados que se han venido desarrollando en las ciencias probabilísticas, estadísticas y computacionales (Sandoval *et al.*, 2017). El desarrollo de nuevas herramientas computacionales en lenguaje R (R Core Team R, 2013) y, en particular, la disponibilidad del paquete *markovchain* (Spedicato, 2016) permite profundizar en los complejos procesos de cambio de uso suelo, que tan relacionados están con el cambio climático.

El objetivo del presente trabajo es analizar cuáles son las tendencias en el cambio de uso de suelo de las zonas costeras del estado de Chiapas en el período 2078-2015, utilizando modelos ocultos de Markov.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El área de estudio se localiza al sureste México, en la región Soconusco del estado de Chiapas y pertenece al municipio de Mazatán. Este municipio limita al norte con Huehuetán, al sur y al poniente con el Golfo de Tehuantepec, al oriente con el municipio de Tapachula y al noreste con el municipio de Huixtla (Figura 1).

Metodología

En este estudio se utilizaron los mapas de uso del suelo y tipos de vegetación de la zona costera del sureste de México. El proceso de cambio de uso de suelo del manglar se obtuvo a través de la comparación de las bases cartográficas de uso y cobertura del suelo elaborados por el INEGI (Serie I, Serie IV), ambas en escala 1:250 000. Se realizó la sobreposición cartográfica de la Serie I, elaborada en los 80's y la serie IV en 2005, en el SIG ArcGis v. 10, obteniéndose las superficies para cada tipo de uso y vegetación. El Cuadro 1 muestra los tipos (clases o estados) considerados.



Figura 1. Localización del área de estudio.

Para analizar detalladamente la dinámica de cambio en la cobertura vegetal y uso del suelo se construyó una matriz de transición, que se describe como una tabla con arreglos simétricos que contiene en uno de los ejes los tipos de vegetación y usos del suelo en el primer año inicial y en el otro eje (año final) estos mismos tipos. De esta forma, cada una de las celdas de la diagonal principal de la matriz representó la superficie (en hectáreas) de cada clase de cobertura vegetal y uso del suelo que permanece en la misma categoría durante el periodo considerado, mientras que en el resto de las celdas estimó la superficie de una determinada cobertura o tipo de uso del suelo que pasó a otra categoría, lo que permitió entender la dinámica de cambio en la cobertura y uso de suelo.

Cuadro 1. Clases (estados) de las matrices de transición de uso de suelo y de probabilidad definidas para el manglar de la barra San José, Chiapas.

| No. Clase | Tipo de vegetación y uso de suelo | Acrónimo |
|-----------|---|----------|
| 1 | Agricultura de riego | AR |
| 2 | Agricultura de temporal | AT |
| 3 | Áreas sin vegetación aparente | ASV |
| 4 | Asentamientos humanos | AH |
| 5 | Cuerpos de agua | CA |
| 6 | Manglares | M |
| 7 | Pastizales inducidos y cultivados | PIyC |
| 8 | Selvas caducifolias y subcaducifolias | SC |
| 9 | Selvas perennifolias y subperennifolias | SP |

La matriz de probabilidades de transición surgió de dividir cada una de las celdas de la matriz de transición de cobertura/uso de suelo que representó la superficie en hectáreas de cada clase de cobertura vegetal y uso del suelo entre el total de la superficie de la clase analizada. La probabilidad de

transición (P_{ij}) de cada clase de la matriz fue proporcional a la superficie remanente de la misma clase entre el año de inicio y el año final de análisis. Se utilizó la expresión matemática siguiente:

$$P_{ij} = \frac{S_{ij}(\text{fecha inicial})}{S_j(\text{fecha final})}$$

donde S_{ij} es la superficie del elemento “ij” de la matriz de transición de cobertura/uso del suelo en fecha inicial y S_j es la superficie de la clase de cobertura/uso del suelo “j” en fecha final. Se cumple que $\sum P_{ij} = 1$.

El cambio de uso de los suelos se pudo explicar, también, como una sucesión de variables aleatorias que evolucionan en función del tiempo, y se pudo describir en función de probabilidades. Esta función de probabilidades consideró el número de categorías de usos de suelo (9 clases) y el período de tiempo (1978-2015) para analizar el cambio de la cobertura de suelos. Dado que los HMM se basan en que los estados ocultos constituyen una cadena de Markov, éstas se utilizaron para la modelación a través del paquete *markovchain* (Spedicato, 2016).

El análisis del cambio de uso de suelo, a través de cadenas de Markov, permitió realizar análisis probabilísticos y obtener el gráfico de la cadena de Markov de los manglares de la barra de San José, Chiapas, que ofrece una representación gráfica de los cambios ocurridos en el período considerado.

Además, se realizaron inferencias estadísticas para obtener estimaciones de las probabilidades de transición (que son parámetros desconocidos) de los estados más importantes de la cadena y que caracterizan el estado de estos manglares.

Resultados y Discusión

Resultados descriptivos

Se calcularon las matrices de transición de uso de suelo y transición de probabilidad del área de estudio, que se muestran en los Cuadros 2 y 3. El estudio abarcó una extensión de 7 287 668 ha y fue clasificada en las nueve clases citadas en el Cuadro 1 para el año inicial 1978 y el año final 2015. Se observó un fuerte cambio de uso de suelo de selvas (clases SC y SP) hacia pastizales (clase PIyC).

Cuadro 2. Matriz de transición de uso de suelo del manglar barra San José, Chiapas, período 1978-2015.

| | 2015 | | | | | | | | | |
|------------|----------------|--------------|------------------|---------------|---------------|---------------|------------------|------------------|----------|------------|
| 1978 | AR | AT | ASV | AH | CA | M | PIyC | SC | SP | Total (ha) |
| AR | 533 021 | 10 529 | 128 234 | 5 193 | 1 138 | 4 588 | 104 597 | 50 038 | 50 | 837 390 |
| AT | 0 | 1 474 | 0 | 0 | 0 | 0 | 32 | 0 | 0 | 1 506 |
| ASV | 209 042 | 554 | 1 564 770 | 641 | 0 | 478 | 136 201 | 54 349 | 0 | 1 966 034 |
| AH | 406 | 0 | 98 | 37 222 | 1 622 | 1 939 | 3 782 | 991 | 54 | 46 115 |
| CA | 998 | 27 | 0 | 2 108 | 52 853 | 2 412 | 8 073 | 0 | 0 | 66 472 |
| M | 15 781 | 244 | 645 | 10 124 | 7 571 | 75 383 | 29 952 | 4 713 | 40 | 144 454 |
| PIyC | 191 933 | 6 915 | 111 909 | 13 858 | 14 344 | 12 410 | 1 004 703 | 96 922 | 597 | 1 453 593 |
| SC | 367 035 | 6 226 | 99 347 | 20 170 | 507 | 19 275 | 894 168 | 1 361 927 | 2 536 | 2 771 192 |
| SP | 0 | 0 | 0 | 18 | 0 | 591 | 303 | 0 | 0 | 912 |
| Total (ha) | 1 318 216 | 25 969 | 1 905 003 | 89 336 | 78 036 | 117 078 | 2 181 811 | 1 568 941 | 3 278 | 7 287 668 |

Cuadro 3. Matriz de transición de probabilidad del manglar barra San José, Chiapas, período 1978 – 2015.

| | | 2015 | | | | | | | | | |
|------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------|--|
| 1978 | AR | AT | ASV | AH | CA | M | PIyC | SC | SP | Total | |
| AR | 0.64 | 0.01 | 0.15 | 0.01 | 0.00 | 0.01 | 0.12 | 0.06 | 0.00 | 1.00 | |
| AT | 0.00 | 0.98 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.02 | 0.00 | 0.00 | 1.00 | |
| ASV | 0.11 | 0.00 | 0.80 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.07 | 0.03 | 0.00 | 1.00 | |
| AH | 0.01 | 0.00 | 0.00 | 0.81 | 0.04 | 0.04 | 0.08 | 0.02 | 0.00 | 1.00 | |
| CA | 0.02 | 0.00 | 0.00 | 0.03 | 0.80 | 0.04 | 0.12 | 0.00 | 0.00 | 1.00 | |
| M | 0.11 | 0.00 | 0.00 | 0.07 | 0.05 | 0.52 | 0.21 | 0.03 | 0.00 | 1.00 | |
| PIyC | 0.13 | 0.00 | 0.08 | 0.01 | 0.01 | 0.01 | 0.69 | 0.07 | 0.00 | 1.00 | |
| SC | 0.13 | 0.00 | 0.04 | 0.01 | 0.00 | 0.01 | 0.32 | 0.49 | 0.00 | 1.00 | |
| SP | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.02 | 0.00 | 0.65 | 0.33 | 0.00 | 0.00 | 1.00 | |

Se utilizó el paquete *markovchain* en R, citado anteriormente, para obtener el gráfico de la cadena de Markov (Figura 2).

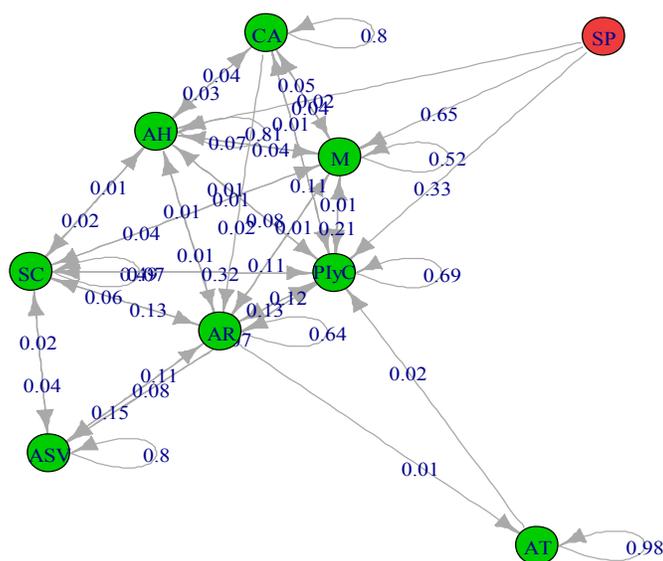


Figura 2. Gráfico de los estados y de las probabilidades de transición del manglar de la barra San José, Chiapas, período 1978-2015.

Se observó que las selvas caducifolias (SC) y las selvas perennifolias (SP) registraron probabilidades de transición muy altas hacia pastizales inducidos y cultivados (PIyC), lo que puede deberse a la ganadería extensiva, que constituye una alternativa con bajos costos y mejor beneficio económico para los campesinos.

Resultados inferenciales

Se utilizó el enfoque de remuestreo Bootstrap, disponible en el paquete *markovchain* en R, para obtener algunos resultados inferenciales sobre los parámetros desconocidos de las probabilidades de transición (Cuadro 4). Se observó que el estimador máximo verosímil de la probabilidad de transición de las selvas caducifolias (SC) a los pastizales inducidos y cultivados (PIyC) es la más alta con un valor

de 0.619, y se halló en el intervalo de confianza (0.527, 0.712) con un nivel de confianza del 95%. Este resultado apuntó hacia el fuerte proceso de deforestación que sufre esta zona de manglares.

Cuadro 4. Estimadores e intervalos de confianza al 95% de las probabilidades de transición de probabilidad del manglar barra San José, Chiapas, período 1978-2015.

| Estimador Bootstrap | | | IC 95%: Límite Inferior | | | IC 95%: Límite Superior | | |
|---------------------|-------|--------------|-------------------------|-------|--------------|-------------------------|-------|--------------|
| AR | PIyC | SC | AR | PIyC | SC | AR | PIyC | SC |
| AR | 0.399 | 0.271 | AR | 0.285 | 0.145 | AR | 0.513 | 0.397 |
| | 0.329 | | | 0.199 | | | 0.461 | |
| PIyC | 0.189 | 0.611 | PIyC | 0.140 | 0.554 | PIyC | 0.239 | 0.668 |
| | 0.199 | | | 0.149 | | | 0.249 | |
| SC | 0.000 | 0.619 | SC | 0.000 | 0.527 | SC | 0.000 | 0.712 |
| | 0.380 | | | 0.288 | | | 0.473 | |

Conclusiones

Los modelos ocultos de Markov, en este caso a través de las cadenas de Markov, permiten profundizar en proyecciones territoriales y realizar análisis probabilísticos y estadísticos que esclarecen los principales focos de cambio y sus procesos asociados como la deforestación. En el caso del manglar de la barra San José, Chiapas se alcanza una probabilidad de transición de las selvas caducifolias a pastizales de casi el 70%, lo que destaca el fuerte proceso de deforestación que sufre esta zona.

Es importante destacar que estos estudios contribuyen a la toma de decisiones adecuadas para la permanencia sustentable de los bosques y selvas del sureste de México, ya que detener la deforestación de los sistemas forestales significa, entre otras cosas, retener miles de toneladas anuales de carbono, lo que disminuye los niveles de carbono atmosférico, objetivo primordial en el problema ambiental más importante de la humanidad: el cambio climático.

Literatura citada

- Brémaud, P. 1999. Discrete-Time Markov Models. pp. 53-93. *In*: Chains, M. (ed.) Springer-Verlag, Berlin.
- Díaz-Gallegos J. R y J. Acosta-Velázquez. 2009. Tendencias en la transformación del uso del suelo y la vegetación aledaña. *In*: Espinoza, J., G. Islebe y H. Hernández (eds.). El Sistema Ecológico de la Bahía de Chetumal/Corozal: Costa Occidental del Mar Caribe. pp. 226-237. El Colegio de la Frontera Sur. Chetumal Quintana Roo, México.
- Lambin, E. F., B. L. II. Turner, H. J. Geist, S. B. Agbola, A. Angelsen, J. W. Bruce, O. Coomes, R. Dirzo, G. Fischer, C. Folke, P. S. George, K. Homewood, J. Imbernon, R. Leemans, X. Li, E. F. Moran, M. Mortimore, P. S. Ramakrishnan, J. F. Richards, H. Skånes, G. D. Stone, U. Svedin, T. A. Veldkamp, C. Vogel and J. Xu. 2001. The causes of land-use and land-cover change: Moving beyond the myths. *Global Environ Chang* 11:261-269.
- Lambin, E. F., H. Geist and E. Lepers. 2003. Dynamics of land use and cover change in tropical regions. *Annual Review of Environment and Resources* 28:205-241.
- Team, R. 2013. A Language and Environment for Statistical Computing. R. Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. IOP Web. <http://www.R-project.org/>.
- Sandoval-Solis, M. de L., G. Linares-Fleites, K. M. Cigarroa-Alonso y M. A. Valera Pérez. 2017. Cadenas de Markov en la Práctica: Aplicación con Lenguaje R. pp. 8-17. *In*: Desarrollo e implementación de las Ciencias Computacionales. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla Dirección de Fomento Editorial, México.
- Spedicato, G. A. 2016. Markovcha*In*: An R Package to Easily Handle Discrete Markov Chains. R package version 0.4.

4.4 Almacenes de carbono en biomasa de pastos marinos costeros tropicales de regiones cársticas

Mendoza-Martínez J. E.¹; Herrera-Silveira J. A.¹ y Liceaga-Correa M. A.¹

¹ CINVESTAV-IPN Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional Unidad Mérida, Km 6 antigua carretera a Progreso, C.P. 97310, Mérida, Yucatán, México.

Autor para correspondencia: kasumo_60@hotmail.com

Resumen

Los fondos de pastos marinos (PM) son importantes reservorios del carbono marino, sin embargo, su disminución en todo el mundo los ha convertido en ecosistemas amenazados. La adecuada comprensión y cuantificación de los sumideros de carbono proporciona elementos adicionales para su conservación y manejo. En este estudio se caracterizaron los fondos marinos y se evaluó el almacén de carbono aéreo de PM sobre una porción de 900 ha de costa en Dzilam de Bravo, Yucatán, México. Se determinaron bajo un enfoque “Bottom-up” los tipos de fondo marino a partir del análisis acústico en 30 transectos de 3 km con 100 metros de espaciamiento perpendiculares a la costa y el almacén de carbono del componente vivo a partir del procesamiento de la información acústica y 56 puntos de muestreo definidos aleatoriamente. La extensión de PM fue de 759.20 ha con un máximo de 49% de cobertura. Las especies dominantes fueron *Halodule wrightii* (2 472.8 gr.p.s/m²) y *Thalassia testudinum* (2 072.8 gr.p.s/m²) y con menor presencia *Syringodium filiforme* (458.8 gr.p.s/m²). Las zonas de alta (20% - 49%) y mediana (12% - 20%) cobertura se distribuyen entre los 2.4 y 3.7 m de profundidad; con un almacén de carbono de 0.44 ± 0.34 MgC ha⁻¹, la exactitud del mapa fue del 82.6%. El carbono total fue de $1\,348.14 \pm 1\,029.54$ Mg CO₂ equivalente. Este estudio es pionero en la integración metodológica de percepción remota activa, geoestadística y mediciones de campo para evaluar almacenes de carbono de PM en México.

Palabras clave: *almacén de carbono; impacto; pastos marinos; emisiones de CO₂; carbono azul.*

Abstract

Seagrass bottoms (PM) are important reservoirs of marine carbon, however, their decline worldwide has turned them into threatened ecosystems. The adequate understanding and quantification of additional carbon elements for their conservation and management. In this study, the PM was characterized and the carbon stock was evaluated on a 900 ha portion of the coast in Dzilam de Bravo, Yucatan, Mexico. A bottom-up approach was used to determine seafloor types based on acoustic analysis in 30 transects of 3 km with 100 meters of spacing perpendicular to the coast and the carbon store of the live component from the processing of the acoustic information and 56 randomly selected points. The extension of PM was 759.20 ha with a maximum of 49% coverage. The dominant species were *Halodule wrightii* (2 472.8 gr.p.s/m²) and *Thalassia testudinum* (2 072.8 gr.p.s/m²) and with a lower presence of *Syringodium filiforme* (458.8 gr.p.s/m²). The areas of high (20% - 49%) and medium (12%-20%) coverage is distributed between 2.4 and 3.7 m depth; with a carbon store of 0.44 ± 0.34 MgC ha⁻¹, the accuracy of the map was 82.6%. The total carbon was $1\,348.14 \pm 1\,029.54$ MgCO₂ equivalent. This study is a pioneer in the methodological integration of active remote sensing, geostatistics and field measurements to evaluate PM carbon stores in Mexico.

Keys words: *storage carbon; impact; seagrass bed; CO₂ emission; blue carbon.*

Introducción

La necesidad de reducir los flujos de CO₂ a la atmósfera para mitigar los efectos del cambio climático ha generado el creciente interés en entender la capacidad de ecosistemas naturales para almacenar, capturar y secuestrar carbono (McLeod *et al.*, 2011). En este sentido, los ecosistemas costeros como marismas, manglares y pastos marinos llamados comúnmente “Carbono Azul” han resultado ser más eficientes que ecosistemas terrestres para almacenar carbono principalmente en los sedimentos. Los ecosistemas de pastos marinos cubren sólo el 0.2% del área total de los océanos, sin embargo, representan alrededor del 10% del carbono oceánico almacenado, además de constituir uno de los biotopos más productivos del planeta (McLeod *et al.*, 2011) dan protección a playas contra procesos de erosión costera y mejoran hábitats asociados como los arrecifes de coral (Björk *et al.*, 2008). Esta importancia junto con la pérdida de cobertura del 2% anual a nivel mundial que experimentan actualmente las praderas de pastos marinos, los ha convertido en un ecosistema prioritario para su conservación (Larkum *et al.*, 2006).

Este creciente interés no ha logrado esclarecer la verdadera importancia de los pastos marinos dentro de las estrategias del IPCC para la mitigación del cambio climático. La falta de información *in situ* y mapas detallados de la distribución y cobertura de los pastos marinos por el difícil acceso a los sitios en los que se distribuyen, y las variaciones en la transparencia de la columna de agua, dificulta la evaluación de las reservas de carbono y extensión real de este ecosistema. Los métodos de mapeo acústico son capaces de determinar y caracterizar grandes zonas cubiertas por pastos marinos bajo condiciones de baja transparencia de la columna de agua. El empleo de sonares de barrido lateral ha demostrado ser particularmente efectivo para el mapeo de hábitats bentónicos (Montefalcone *et al.*, 2014).

México a pesar de su riqueza de especies con presencia en el Pacífico, Mar Caribe y Golfo de México (Riosmena *et al.*, 2014) las valoraciones de carbono sobre este ecosistema son todavía escasas en México, reportándose únicamente para ecosistemas de pastos marinos de Tamaulipas (Thorhaug *et al.*, 2017), Baja California Sur (Cota-Lucero, 2017), y Yucatán (Kantún-Manzano y Herrera-Silveira, 2014). Sin embargo, aún no existen reportes con valores puntuales que ayuden a definir con precisión las reservas de carbono, su cobertura y distribución espacial. En este sentido, el objetivo del presente trabajo fue caracterizar espacialmente fondos marinos con pastos marinos mediante un sonar de barrido lateral, y evaluar las reservas de carbono del componente aéreo vivo en una porción de costera de Yucatán.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El área de estudio comprende una porción de 900 ha aproximadamente a 10 km de la zona conocida como Bocas de Dzilam de Bravo, Yucatán, caracterizada por el origen geológico predominantemente cárstico y la presencia de flujos subterráneos conocidos como manantiales, aportan características particulares en las concentraciones de nutrientes sobre la zona (Kantún-Manzano *et al.*, 2018) (Figura 1).

Metodología para la adquisición de datos acústicos

Los tipos de fondo marino fueron determinados mediante un sonar de barrido lateral (SBL) marca StarFish 450H de Tritech, Inc., a partir del barrido 30 transectos perpendiculares a la línea de costa adyacentes intercalados a una velocidad promedio de 5 nudos siguiendo el gradiente batimétrico de la zona (menor a mayor profundidad). Los datos fueron georreferenciados, almacenados y preprocesados

en archivos independientes (enmascaramiento y compensación acústico). Cada archivo fue analizado con el programa SWATHVIEW (v.11.5), se aplicó un análisis de componentes principales a partir de 29 propiedades acústicas calculadas por el sonar sobre áreas de entrenamiento de 33 píxeles por 17 píxeles ($6 \text{ m} \pm 0.5$) (Brown *et al.*, 2011). Posteriormente, mediante un proceso de clasificación automatizada (ACE, por sus siglas en inglés) se definieron el número de estratos acústicos. Los estratos fueron evaluados estadísticamente combinando una métrica Bayesiana y un algoritmo llamado "Simulated Annealing" de K-Medias para encontrar un número óptimo de clases considerando una función de costo (Preston *et al.*, 2004). Cada zona de entrenamiento fue exportada y analizada en el programa CLAMS (v.12.1) para obtener una imagen de clasificación no supervisada del fondo marino mediante una interpolación categórica con una resolución de malla de 5 m (Preston *et al.*, 2004).

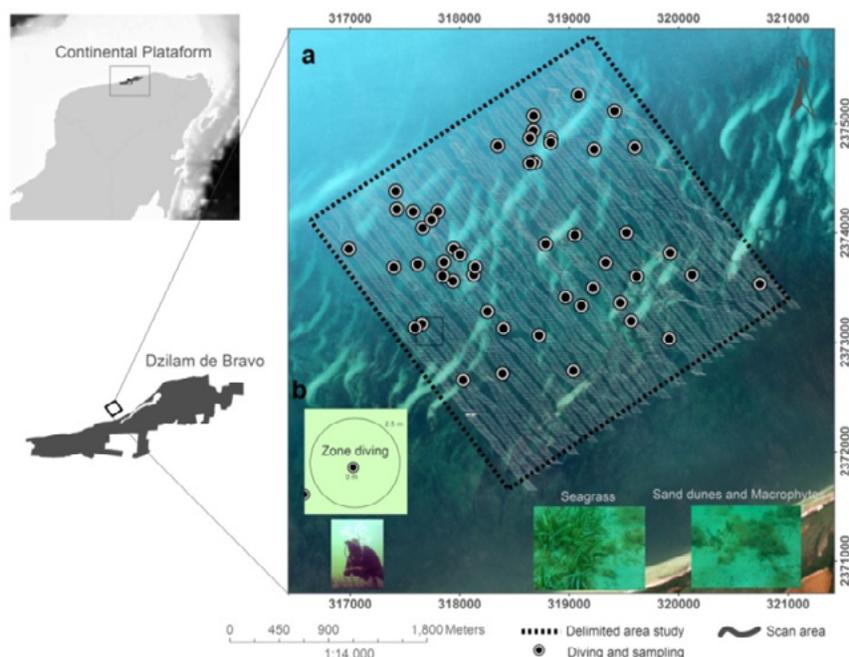


Figura 1. Localización del área de estudio, transectos de sonar y puntos de muestreo para la caracterización del fondo marino y almacén de carbono en pastos.

Verificación de datos tomados en campo

La evaluación del almacén de carbono aéreo de pastos marinos se determinó a partir del análisis de 56 puntos de muestreo definidos bajo un diseño aleatorio estratificado en función de las clases obtenidas acústicamente. En cada estación con ayuda de nucleador tipo CURER de 15 cm de diámetro se obtuvo la biomasa de pastos marinos mediante el método de cosecha en pie (Milner y Hughes, 1968) y porcentaje de coberturas utilizando la escala Braun-Blanquet (CARICOMP, 2001). Las muestras fueron procesadas en laboratorio conforme al manual "Coastal Blue Carbon" de Howard *et al.*, (2014). El contenido de carbono orgánico en biomasa (CO_{bio}) se estimó de manera indirecta de acuerdo a las recomendaciones de Duarte (1990), y expresando los resultados en MgC ha^{-1} .

Posteriormente se determinó la dominancia de tres grupos morfofuncionales (pastos, macroalgas y arenas) en cada estrato acústico a partir de la cobertura de cada grupo, profundidad y espesor sedimentario mediante métodos de agrupamiento (clúster), ordenamiento (NMDS) y contribución (SIMPER) en el programa Primer 6 (McGonigle *et al.*, 2009). Finalmente, el mapa de fondos se analizó en un sistema de información geográfica (SIG) y se definieron zonas de igual cobertura mediante geostatística, definiendo como contexto espacial que la cobertura (variables Z) medida en cada estación de muestreo (x) representa un proceso estocástico ($Z(x)$), con una variable regionalizada en el

análisis total de las estaciones. La validación de la precisión del mapa de fondos de pastos marinos fue evaluada a partir de una matriz de confusión (Stehman, 2013).

Resultados y Discusión

Se caracterizaron 925.29 ha del fondo marino en 10 clases acústicas, de las cuales las clases nueve, cuatro y tres contribuyen con el 82.05% del área barrida por el sonar (759.20 ha). De acuerdo con Mendoza-Martínez (2015) los fondos del área de estudio representan acústicamente a 3 grupos principales, el primero (grupo A) dominado por fondos de PM (clase 9), dunas de arena (clase 4) y en menor medida macroalgas (clase 3). El grupo B se caracterizó por fondos desnudos o presencia de dunas de arena definidas en las clases 1 y 4 con el 1.24% del área barrida (52.08 ha). Finalmente, el grupo C con el 16.71% del área (114.01) lo conforma fondos semidesnudos con escasa presencia de PM (clases 1, 9, 4). Por otra parte, la estructura espacial que explica la distribución de los porcentajes de cobertura para este trabajo se ajustó a un modelo Gaussiano (SCR: 1060 y r^2 : 0.88) con buen ajuste (κ : 82.6%), lo cual indica la similitud de las clases predichas por el método de interpolación elegido y los valores puntuales de cobertura.

La distribución de los pastos marinos en Dzilam de Bravo muestra una tendencia de mayor a menor cobertura de acuerdo a la profundidad (Figura 2). Se presentaron parches mixtos dominados por *Thalassia testudinum* (*Tt*) y *Halodule wrightii* (*Hw*) (20%) con altas coberturas (20% al 49%) para zonas someras (<2.5 m) y *Syringodium filiforme* (*Sf*) y *Hw* para zonas profundas (>4 m).

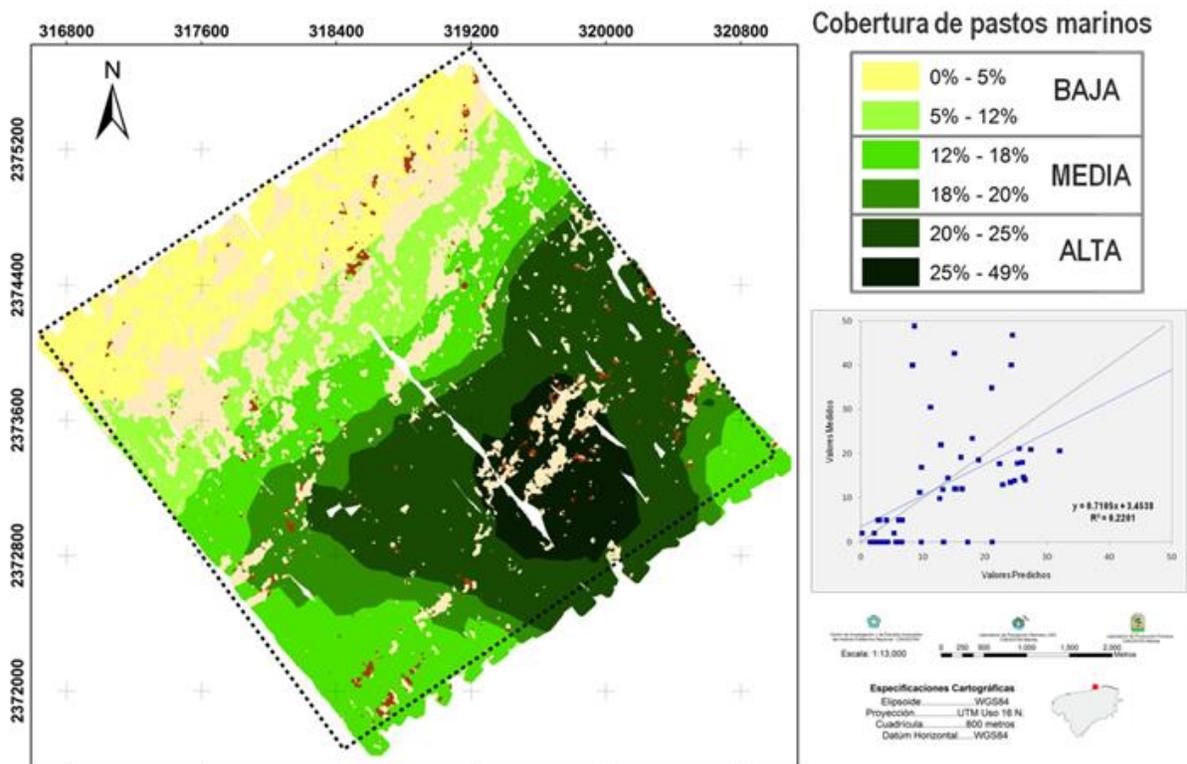


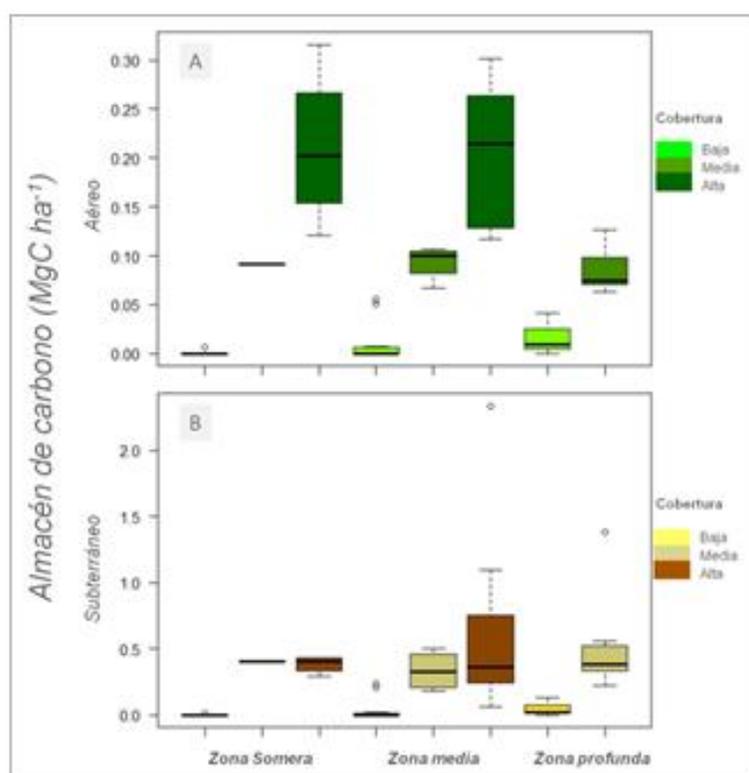
Figura 2. Porcentajes de cobertura de pastos marinos obtenidos a partir de interpolación. Septiembre, 2015.

Las coberturas altas representan mayor extensión (38.38%; 291.36 ha) del área barrida por el sonar, lo que le corresponde a un almacén de carbono aéreo de 221.43 ± 186.47 Mg C. Así mismo, las coberturas del 12% al 20% clasificadas como coberturas medias ocuparon 260.13 ha del área barrida por el sonar y representan un almacén total de carbono aéreo de 139.6 MgC (Cuadro 1).

Cuadro 1. Valores promedio y total de la biomasa de pastos marinos y almacén de carbono para cada una de las clases de cobertura.

| Tipos de cobertura | Superficie (ha) | Biomasa (<i>gr.p.s/m²</i>) | Almacén de Carbono (MgC ha ⁻¹) | Almacén aéreo total (MgC) |
|--------------------|-----------------|---|--|---------------------------|
| Alta | 291.36 | 223.12 ± 180.70 | 0.76 ± 0.64 | 221.43 ± 186.47 |
| Media | 260.13 | 157.80 ± 88.07 | 0.54 ± 0.30 | 140.47 ± 78.04 |
| Baja | 207.72 | 9.55 ± 23.32 | 0.03 ± 0.08 | 6.23 ± 16.02 |
| Total | 759.21 | 390.47 ± 292.10 | 1.33 ± 1.02 | 367.34 ± 280.53 |

Por otro lado, el comportamiento de los almacenes de carbono por clases de cobertura y profundidad se muestra en la Figura 3. Las zonas entre 2.5 m y 3.9 m representan un almacén de carbono de 0.21 ± 0.08 MgC ha⁻¹ para la parte aérea por altas coberturas de PM (20% - 49%) y 0.64 ± 0.75 MgC ha⁻¹ en la prociósubterránea. El relieve marino muestra mayor proporción de almacenes de carbono hacia zonas de menor profundidad, tanto aéreo como sumergido. De cualquier manera, coberturas medias (12% - 20%) son igualmente importantes por los almacenes de carbono subterráneo que presentan (0.33 - 0.44 MgC ha⁻¹).

**Figura 3.** Valores promedio de carbono orgánico emergido (A) y sumergido (B) de cada clase de cobertura y profundidad.

Condiciones como la exposición al oleaje, corrientes, huracanes y eventos que reduzcan la transparencia del agua como los florecimientos algales, podrían influir en un menor almacén de carbono de pastos marinos. En este sentido, los valores de almacén de carbono obtenidos en el presente estudio se encuentran por debajo del promedio reportado para pastos marinos con características hidrodinámicas semi-cerradas como Bahía Ascensión e Indonésia (1.8 MgC ha⁻¹) (CITAS) donde las praderas de PM presentan coberturas altas (70 - 90%). Sin embargo, para zonas con iguales condiciones de exposición (costas abiertas), los almacenes son similares (0.9 MgC ha⁻¹). Estas

condiciones podrían estar reflejando las condiciones ambientales del sitio dando como resultado que la configuración espacial de praderas de pastos marinos sea heterogénea.

Cuadro 2. Valores de almacén aéreo vivo en pastos marinos reportados en la literatura.

| Sitio | Especie dominante | Tipo | Rango (MgC ha ⁻¹) | Promedio (MgC ha ⁻¹) |
|---|------------------------------------|--------------|-------------------------------|----------------------------------|
| Bahía Ascensión, Quintana Roo, México. ¹ | <i>Thalassia testudinum</i> | Semi-Cerrado | 0.7 - 3.4 | 1.8 |
| Abu Dhabi, Emiratos Árabes Unidos. ² | <i>Halophila sp.</i> | Semi-Cerrado | 0 - 1.1 | 0.4 |
| Santa Clara, Yucatán, México. ³ | <i>Thalassia testudinum</i> | Abierto | 0.04 - 1.1 | 0.9 |
| Indonesia. ⁴ | <i>Thalassia sp.; Halodule sp.</i> | Semi-Cerrado | 0.6 - 3 | 1.8 |
| Estimación Global ⁵ | <i>Sin especificar</i> | - | 0.01 - 23.4 | 2.5 |

¹Arellano-Méndez *et al.*, 2015; ²Campbell *et al.*, 2015; ³Kantún-Manzano y Herrera-Silveira 2014, ⁴Alongi *et al.*, 2016; ⁵Fourqurean *et al.*, 2012.

La extensión determinada acústicamente, junto con los valores promedio de almacén de carbono en biomasa obtenidos en este estudio, sugiere que las reservas totales de carbono aéreo de los pastos marinos en esta zona de Dzilam Yucatán es de 367.34 ± 280.53 Mg C en una extensión de 900 ha, por lo que su perturbación y eliminación representarían emisiones en este caso de $1\ 348.14 \pm 1\ 029.54$ toneladas de CO₂ equivalente, lo que probablemente contribuiría con la acidificación de las aguas costeras de esta zona.

Conclusiones

La evaluación de los almacenes de carbono en PM es una tarea que contribuye a delinear estrategias de manejo de estos ecosistemas, además de ser importante para en el contexto del cambio climático al contribuir en la mitigación de sus efectos. La alta variabilidad observada en los almacenes de carbono de pastos marinos de este estudio evidencia la necesidad de una mayor densidad de muestreo con lo que esto significa en recursos técnicos, humanos y económicos. Evaluaciones como las del presente estudio permiten dimensionar la magnitud e importancia del ecosistema de pastos marinos, el cual se puede presentar en parches o praderas continuas en la costa norte de la Península de Yucatán.

Literatura citada

- Arellano-Méndez, L., S. Morales-Ojeda, y J. Herrera-Silveira. 2015. Carbono orgánico de las praderas de *Thalassia testudinum* en Bahía de la Ascensión (Quintana Roo, México). Una primera estimación del contenido de carbono azul en una laguna costera del Caribe Mexicano. In: Paz, F., J. Wong. (eds). 2015. Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2014. Texcoco, Estado de México, México. 642 p.
- Björk, M., F. Short, E. Mcleod and S. Beer. 2008. Managing Seagrasses for Resilience to Climate Change. IUCN, Gland, Switzerland. 56 p.
- Brown, C. J., B. J. Todd, V. E. Kostylev and R. A. Pickrill. 2011. Image-Based classification of multibeam sonar backscatter data for objective surficial sediment mapping of Georges Bank, Canada. Continental Shelf Research 31:110-119.
- Campbell, J. E., E. A. Lacey, R. A. Decker, S. Crooks and J. W. Fourqurean. 2015. Carbon storage in seagrass beds of Abu Dhabi, United Arab Emirates. Estuaries and coasts 38:242-251.
- CARICOMP. (2001). CARICOMP Methods Manual - Level I: Manual of methods for mapping and monitoring of physical and biological parameters in the coastal zone of the Caribbean. Mona, Kingston, Jamaica: CARICOMP Management Center, University of the West Indies, Mona, Kingston, Jamaica y Florida Institute of Oceanography, University of South Florida, St. Petersburg Florida, U.S.A. 91 p.
- Cota-Lucero, T. 2017. Secuestro histórico de carbono en sedimentos asociados a praderas de *Zostera marina* dentro del complejo lagunar Bahía Magdalena-Almejas. Tesis de Maestría.
- Duarte, C. M. 1990. Seagrass nutrient content. Marine ecology progress series. Oldendorf 6:201-207.
- Fourqurean, J. W., G. A. Kendrick, L. S. Collins, R. M. Chambers and M. A. Vanderklift. 2012. Carbon, nitrogen and phosphorus storage in subtropical seagrass meadows: examples from Florida Bay and Shark Bay. Marine and Freshwater Research 63:967-983.

- González-Correa, J. M., J. T. B. Sempere, P. Sánchez-Jerez and C. Valle. 2007. Posidonia oceanica meadows are not declining globally. Analysis of population dynamics in marine protected areas of the Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series* 336:111-119.
- Herrera-Silveira, J., S. Morales-Ojeda y J. Ramírez-Ramírez. 2010a. Capítulo 4. Especies. Plantas marinas. *In: Durán-García, R. y M. Méndez-González. (eds.). Biodiversidad y Desarrollo Humano en Yucatán. CICY, PPD-FMAM, Conabio, Seduma. Mérida, Yuc. 496 p.*
- Howard, J., S. Hoyt, K. Isensee, E. Pidgeon and M. Telszewski. (eds.). 2014. Coastal Blue Carbon: Methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrass meadows. Conservation International, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, International Union for Conservation of Nature. Arlington, Virginia, USA.
- Kantún-Manzano, C. y J. A. Herrera-Silveira. 2014. Influencia de las descargas de agua subterránea en los almacenes de carbono azul en dos praderas de pastos marinos en Yucatán. *In: Paz, F. y J. Wong. (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2014. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con el Centro de Investigación y Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, Unidad Mérida y el Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco. Texcoco, Estado de México, México. 642 p.*
- Kantún-Manzano, C. A., J. A. Herrera-Silveira and F. Arcega-Cabrera. 2018. Influence of Coastal Submarine Groundwater Discharges on Seagrass Communities in a Subtropical Karstic Environment. *Bulletin of environmental contamination and toxicology* 1-8.
- Larkum, A. W. D., R. J. Orth and C. M. Duarte (eds.). 2006b. Seagrass: biology, ecology and conservation. Springer, Dordrecht, The Netherlands. 691 p.
- Luisetti, T., E. L. Jackson and R. K. Turner. 2013. Valuing the European ‘coastal blue carbon’ storage benefit. *Mar. Pollut. Bull.* 71:101-106.
- McGonigle, C., C. Brown, R. Quinn and J. Grabowski. 2009. Evaluation of image-based multibeam sonar backscatter classification for benthic habitat discrimination and mapping at Stanton Banks, UK. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 81:423-437.
- Meleod, E., G. Chmura, S. Bouillon, R. Salm, M. Björk, C. Duarte, C. Lovelock, W. Schlesinger and R. B. Silliman. 2011. A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂. *Front Ecol Environ* 9: 552-560 doi:10.1890/110004.
- Milner, C. and R. E. Hughes. 1968. Methods for the measurement of the primary production of grassland. IBP Handbook, No. 6, Oxford, Blackwell Scientific Publications.
- Montefalcone, M., A. Rovere, V. Parravicini, G. Albertelli, C. Morri and C. N. Bianchi. 2014. Reprint of “Evaluating change in seagrass meadows: A time-framed comparison of Side Scan Sonar maps”. *Aquatic Botany* 115:36-44.
- Nellemann, C., E. Corcoran, C. M. Duarte, L. Valdes, C. de Young, L. Fonseca and G. Grimsditch. 2009. Blue Carbon: A Rapid Response Assessment. United Nations Environmental Program, GRID-Arendal. <www.grida.no>.
- Preston, J. M., A. C. Christney, L. S. Beran and W. T. Collins. 2004. Statistical seabed segmentation from images and echoes to objective clustering. *In: Proceedings of the seventh European conference on underwater acoustics. Delft, N. L.*
- Stehman, S. V. 2013. Estimating area from an accuracy assessment error matrix. *Remote Sensing of Environment* 132:202-211.
- Thorhaug, A., H. M. Poulos, J. López-Portillo, T. C. Ku and G. P. Berlyn. 2017. Seagrass blue carbon dynamics in the Gulf of Mexico: Stocks, losses from anthropogenic disturbance, and gains through seagrass restoration. *Science of The Total Environment* 605:626-636.



4.5 Almacenes de carbono aéreo en manglares del caribe mexicano

Cinco-Castro S.¹; Herrera-Silveira J. A.¹ y Hernández-Arana H.²

¹Laboratorio de Producción Primaria, Recursos del Mar, Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional - Unidad Mérida. Carretera Antigua a Progreso Km 6, CP 97310, Mérida, Yucatán, México.

²Departamento de Sistemática y Ecología Acuática, El Colegio de la Frontera Sur, Avenida del Centenario, Km 5.5, CP 77014, Chetumal, Quintana Roo, Mexico.

Autor para correspondencia: siuling.cinco@cinvestav.mx

Resumen

En la Península de Yucatán se encuentra más del 50% de los manglares de México, sin embargo, los de las costas del Mar Caribe son los más amenazados debido al desarrollo turístico al que se encuentran expuestos. Estos ecosistemas proveen servicios ambientales como la captura y almacén de carbono, por lo que contribuyen a mitigar algunos de los efectos del cambio climático. Debido a esto, el objetivo de este trabajo es estimar el carbono aéreo almacenado en los manglares de Puerto Morelos, Q. Roo. Se muestrearon las características hidrológicas y ecológicas en 44 parcelas distribuidas en la zona usando la metodología de Kauffman *et al.* (2013) para la estimación de carbono. Los resultados indican que el almacén de carbono aéreo promedio en los manglares de Puerto Morelos es de $52.6 \pm 18.5 \text{ Mg C ha}^{-1}$, siendo el componente biomasa de árboles el que tiene un mayor aporte (77.3%). El conocimiento de los almacenes de carbono representa una herramienta básica para las medidas locales de mitigación del cambio climático global. Para disminuir la incertidumbre en estas estimaciones es necesario incrementar el esfuerzo de muestreo y/o tomar en cuenta metodologías geoestadísticas que permitan optimizar la información disponible.

Palabras clave: manglares; carbono aéreo; cambio climático.

Abstract

In Yucatan Peninsula, more than 50% of the mangroves in Mexico are found, however, those on the coasts of the Caribbean Sea are the most threatened due to the tourism development to which they are exposed. These ecosystems provide environmental services such as the capture and storage of carbon, so they contribute to mitigate some of the effects of climate change. Due to this, the objective of this work is to estimate the aboveground carbon stored in the mangroves of Puerto Morelos, Q. Roo. The hydrological and ecological characteristics were sampled in 44 plots distributed in the area using the Kauffman methodology for carbon estimation. The results indicate that the average aerial carbon storage in the mangroves of Puerto Morelos is $52.6 \pm 18.5 \text{ Mg C ha}^{-1}$, with the biomass component of trees having the highest contribution (77.3%). Knowledge of carbon stores represents a basic tool for local measures to mitigate global climate change. To reduce the uncertainty in these estimates, it is necessary to increase the sampling effort and / or consider geostatistical methodologies that allow optimizing the available information.

Key words: mangroves; aboveground carbon; climate change.

Introducción

Los manglares son los ecosistemas más productivos del planeta, comprenden un tipo de vegetación arbórea que se desarrolla en litorales costeros tropicales y subtropicales, la cual presenta adaptaciones que le permiten tolerar suelos salinos y crecer en zonas con inundaciones periódicas y condiciones

poco oxigenadas (Lugo y Snedaker, 1974). Proveen una gran variedad de servicios ambientales (Alongi, 2008; Valiela *et al.*, 2001), la mayoría asociados con la dinámica del carbono, sin embargo, por ubicarse en zonas de transición entre mar y tierra, son ecosistemas muy dinámicos en los que los procesos ecológicos son acelerados, lo cual ocasiona que sean muy sensibles a cualquier perturbación (Alongi, 2008).

Algunos efectos del cambio climático representan una amenaza adicional para la conservación de los manglares, sin embargo, estos son de los ecosistemas con mayor capacidad en la captura de carbono dado el intenso procesamiento de material orgánico que se lleva a cabo en ellos. Este proceso tiene un gran impacto en el presupuesto global de carbono, contribuyendo con ello a la reducción de daño a la capa de ozono y las consecuencias del efecto de invernadero (Moreno *et al.*, 2002). Sin embargo, a pesar de los manglares poseen reservas más altas de carbono que otros ecosistemas (Donato *et al.*, 2011), son los bosques con las tasas más altas de deforestación (Valiela *et al.*, 2001).

El carbono que se captura a través de los procesos biológicos y ecológicos en los manglares es almacenado en los componentes aéreo y subterráneo. En el primero se incluyen biomasa viva y muerta, y en el segundo, raíces y sedimento (Kauffman y Donato, 2012).

Dado que en México la pérdida de manglares ha sido del 10% en 25 años (Valderrama *et al.*, 2014) y que los manglares de la costa del caribe son los más amenazados de la península de Yucatán, el objetivo de este trabajo es evaluar el almacén aéreo de carbono en manglares de Puerto Morelos, una localidad en la que, de las 3 508 ha de manglar existentes, 409 ha se encuentran con algún grado de perturbación (Herrera-Silveira *et al.*, 2017).

Materiales y Métodos

Área de estudio

La localidad de Puerto Morelos se ubica en el estado de Quintana Roo, al noreste de la península de Yucatán en 20° 51' N de latitud y 86° 54' W de longitud. Forma parte de la costa del caribe mexicano en la región denominada Riviera Maya a 36 km al sur de Cancún. El clima dominante es de tipo Awo(x') Cálido subhúmedo con lluvias en verano. La temperatura media es de 26°C y las lluvias promedio de 1 100 mm. Tiene una constitución geológica de tipo cárstico (Ward *et al.*, 1995), lo cual ocasiona que no haya cuerpos de agua superficiales, por lo que los principales aportes de agua al manglar vienen de la marea del Caribe y de los aportes de agua subterránea.

Trabajo de campo

Durante 2017 se realizaron muestreos de las características estructurales del manglar en 22 puntos de la localidad de Puerto Morelos, obteniendo un total de 44 parcelas de 25 m² cada una, las cuales fueron agrupadas para su análisis en cuatro sitios: Petempich, CrocoCun, J. M. Morelos y Jardín Botánico. Los primeros tres sitios corresponden a manglares asociados con el paso de carreteras de uso turístico y el último representa un manglar con alto grado de conservación (Figura 1).

En cada una de las parcelas se midió el diámetro a la altura de pecho (DAP), altura, especie y condición de los árboles para el cálculo de la biomasa. Se colectó mantillo en parcelas de 20 x 20 cm para su posterior análisis en laboratorio y se registró el material leñoso caído (MLC) de acuerdo con la metodología de Kauffman *et al.* (2013). Adicionalmente, se registraron datos hidrológicos como salinidad, temperatura, pH y redox.

Estimación de carbono

Las estimaciones de los compartimentos del almacén de carbono aéreo se realizaron de acuerdo con el protocolo de Kauffman *et al.* (2013). El carbono aéreo total almacenado corresponde a la sumatoria del carbono de cada uno de los componentes analizados en megagramos de carbono por hectárea (Mg C ha^{-1}).

Carbono aéreo total (Mg C ha^{-1}) = Carbono en árboles + Carbono en mantillo + Carbono en materia muerta caída.

El carbono en árboles se obtuvo usando el factor de conversión de 0.45 (valor conservador de Kauffman *et al.*, 2013), partiendo de la biomasa calculada usando ecuaciones alométricas por especie seleccionadas de acuerdo con el rango de DAP que abarcan y la finalidad de no sobre estimar la biomasa a nivel local (Cuadro 1). El peso en seco del mantillo fue extrapolado a hectáreas y convertido a carbono con una relación de 0.45 recomendada por Kauffman *et al.* (2013). Se calculó la biomasa del material leñoso caído (MLC) a partir del diámetro de los fragmentos y la distancia entre ellos, posteriormente se convirtió a carbono usando un factor de 0.5 (Kauffman *et al.*, 2013).

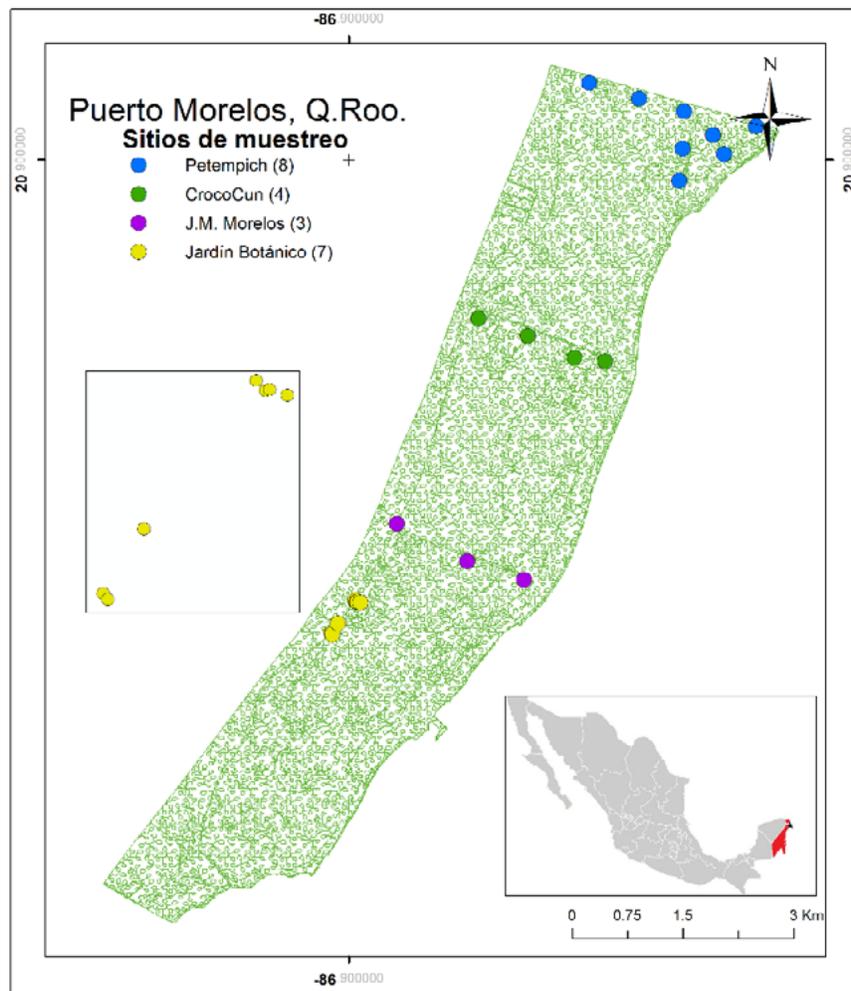


Figura 1. Área de estudio. Sitios de muestreo en Puerto Morelos, Q. Roo.

Cuadro 1. Ecuaciones alométricas seleccionadas por especie y el rango de DAP para la estimación de biomasa en manglares de Puerto Morelos, donde b = biomasa (kg), d = diámetro a la altura del pecho (cm), D₃₀ = diámetro del tronco a 30 cm del suelo (cm), Vol = volumen de la copa (cm³).

| Especie | Ecuación de Biomasa |
|---|--|
| <i>Laguncularia racemosa</i> ¹ | $b = 0.362 * d^{1.930}$ |
| <i>Rhizophora mangle</i> ¹ | $b = 0.722 * d^{1.731}$ |
| <i>Rhizophora mangle</i> (Tipo Chaparro) ² | $\text{Ln } b = 2\,528 + (1\,129 (\text{Ln } D_{30}^2) + (0.156 * \text{Ln Vol}))$ |

¹Smith III & Whelan (2006); ²Ross *et al.* (2001).

Resultados y Discusión

Características del manglar

Se midieron 574 árboles distribuidos en las 44 parcelas en la localidad de Puerto Morelos. La especie dominante es *Rhizophora mangle* (mangle rojo), seguido de *Conocarpus erectus* (mangle botoncillo) y *Laguncularia racemosa* (mangle blanco). Tienen un DAP promedio de 5.12 ± 3.6 cm con una altura de 5.29 ± 2.4 m. El sitio J. M. Morelos presenta mayor densidad de árboles ($9\,069 \pm 2\,886$ ind/ha) y ejemplares más grandes (DAP = 6.85 ± 4.0 cm y Altura = 6.73 ± 2.4 m) con respecto a los otros sitios. Sin embargo, esto puede ser reflejo de la distribución de parcelas y el número de árboles (n=64) incluidos en el análisis (Cuadro 2). De manera general, los valores estructurales para esta localidad son altos con respecto a lo reportado por Gutiérrez-Mendoza (2014), esto debido a que en su estudio únicamente incluyó los manglares chaparros de Petempich.

Cuadro 2. Variables estructurales de los manglares de Puerto Morelos, Q. Roo. Promedio \pm DS (Mín – Máx).

| Sitio | No. de árboles (n) | Estructura | | |
|-----------------|--------------------|-----------------|----------------|---------------------|
| | | DAP (cm) | Altura (m) | Densidad (ind/ha) |
| Petempich | 189 | 4.24 ± 4.09 | 3.28 ± 1.3 | $8\,672 \pm 7\,029$ |
| | | (2.5-16.2) | (1.2-11.0) | (3\,600-25\,555) |
| CrocoCun | 115 | 5.37 ± 3.6 | 5.53 ± 1.6 | $7\,733 \pm 2\,661$ |
| | | (2.5-21.2) | (2.0-10.0) | (5\,200-11\,600) |
| J. M. Morelos | 64 | 6.85 ± 4.0 | 6.73 ± 2.4 | $9\,069 \pm 2\,886$ |
| | | (2.5-21.9) | (1.4-11.0) | (6\,400-14\,444) |
| Jardín Botánico | 207 | 5.25 ± 4.3 | 5.93 ± 3.1 | $5\,914 \pm 2\,225$ |
| | | (2.5-32.0) | (2.0-24.0) | (2\,400-10\,000) |

Características hidrológicas

La salinidad promedio del agua intersticial de los manglares de Puerto Morelos es de 18.4 ± 7.8 ups con una temperatura promedio de 29.7 ± 1.7 °C. El pH y potencial redox promedio es de 7.2 ± 0.2 y -130 ± 106 mV, respectivamente. El sitio Jardín Botánico presenta mayor salinidad (26.4 ± 6.1 ups) con respecto a los otros sitios, mientras que la temperatura y pH más altos se registraron en Petempich (30.8 ± 1.8 °C y 7.32 ± 0.24 , respectivamente). Las condiciones más reducidas (-242 ± 50.8 mV) se presentan en el sitio Puerto Morelos, el cual se caracteriza por presentar áreas con superficies inundadas y parches de vegetación (Elizondo *et al.*, 2011, lo cual podría influir en los parámetros fisicoquímicos (Cuadro 3).

Cuadro 3. Variables hidrológicas de los manglares de Puerto Morelos, Q. Roo. Promedio \pm DS (Mín - Máx).

| Sitio | Muestras de agua intersticial (n) | Salinidad intersticial (ups) | Hidrología | | Redox (mV) |
|-----------------|-----------------------------------|------------------------------|---------------------------------|---------------------------------|------------------------------------|
| | | | Temperatura intersticial (°C) | pH | |
| Petempich | 32 | 16.5 \pm 3.8 (11 - 26) | 30.8 \pm 1.8 (28.4 - 35.1) | 7.3 \pm 0.24 (6.8 - 7.9) | -130.0 \pm 113.3 (-288 / 95) |
| Croco Cun | | 13.2 \pm 9.0 (1 - 25) | 28.7 \pm 0.9 (27.6 - 30.3) | 7.0 \pm 0.23 (6.6 - 7.5) | -190.7 \pm 69.7 (-268 / -69) |
| J.M. Morelos | 9 | 13.5 \pm 3.4 (10 - 20) | 29.0 \pm 0.6 (28.4 - 30.0) | 7.2 \pm 0.08 (7.0 - 7.3) | -242.0 \pm 50.8 (-308 / -184) |
| Jardín Botánico | | 23 | 26.4 \pm 6.1 (14 - 38) | 29.1 \pm 0.9 (27.7 - 30.8) | 7.2 \pm 0.14 (7.0 - 7.7) |

Almacenes de carbono

El almacén de carbono aéreo promedio en los manglares de Puerto Morelos fue de 52.6 ± 18.5 Mg C ha⁻¹, siendo el componente de árboles el que tiene un mayor aporte en este almacén (77.3%). La estimación de carbono aéreo en este estudio es superior a la realizada por Gutiérrez-Mendoza (2014) para los manglares chaparros de Puerto Morelos (19.71 Mg C ha⁻¹), debido a que se incluyen varios tipos ecológicos de manglar presentes en la zona de estudio, sin embargo, el valor obtenido es menor comparado con la revisión global del carbono aéreo en manglares realizada por Bouillon *et al.* (2008), el cual se estimó en 79.9 Mg C ha⁻¹. Por otro lado, Caamal (2012) estimó un promedio de 116.4 Mg C ha⁻¹ para el almacén aéreo de los distintos ecotipos de manglar en Celestún. La diferencia entre localidades está dada por el grado de conservación en el que se encuentran los manglares de Celestún y Puerto Morelos. Adicionalmente, las características de la vegetación y, por ende, el almacén de carbono, son reflejo de recursos, reguladores y estresores en los sitios ya que las condiciones fisicoquímicas, principalmente la salinidad intersticial, son las que explican los patrones de distribución vegetal, por lo tanto, existe una relación entre la salinidad y los almacenes de carbono (Adame *et al.*, 2013).

De manera específica, el sitio Petempich presenta el menor contenido de carbono aéreo (27.48 ± 16.5 Mg C ha⁻¹), dado por la dominancia de manglar tipo chaparro (Gutiérrez-Mendoza y Herrera-Silveira, 2015), el cual además se encuentra afectado por tala y relleno (Elizondo *et al.*, 2011). El almacén aéreo más alto se registró en J. M. Morelos (72.08 ± 51.8 Mg C ha⁻¹), sitio en el que confluyen varias especies y tipos ecológicos con distintos grados de conservación. Sin embargo, también es el sitio que presenta mayor incertidumbre (~70%) en el cálculo de carbono aéreo. Este valor puede estar influenciado por el número de datos analizados para cada sitio y los errores dentro de cada componente (Figura 2).

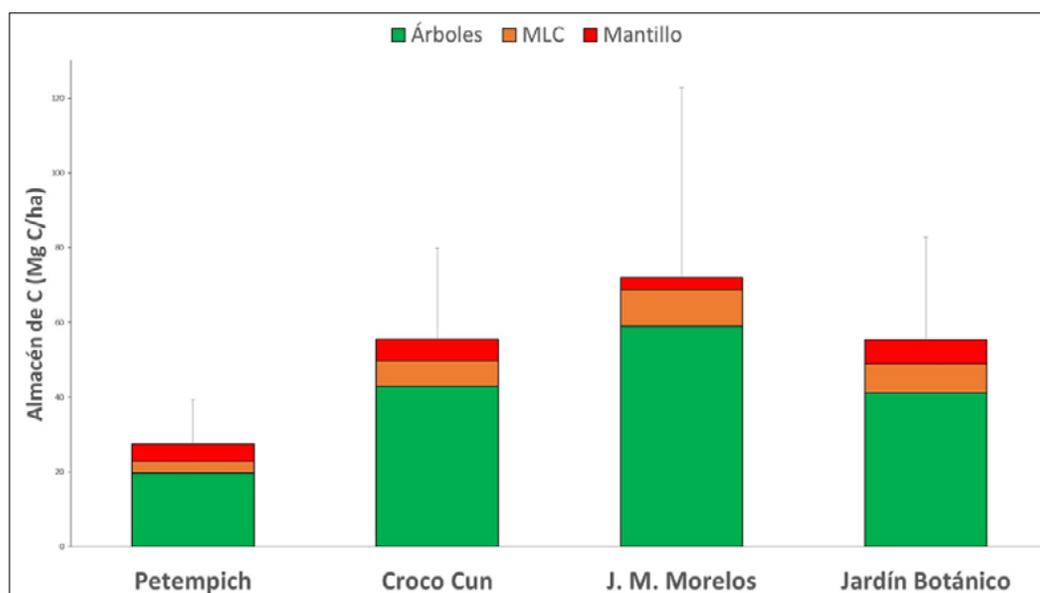


Figura 2. Almacén de carbono aéreo \pm incertidumbre por sitio en la localidad de Puerto Morelos.

Los manglares de Puerto Morelos tienen una cobertura de 3 508 ha (Herrera-Silveira *et al.*, 2017) por lo que el almacén aéreo de este ecosistema es de 677 191.34 Mg CO₂-eq, que es equivalente a las emisiones generadas por el consumo de combustibles fósiles (3.75 ton CO₂ *per capita*; INECC-Semarnat, 2013) de 180 584 habitantes por año. Sin embargo, en esta zona existen 409 ha de manglar degradado (Herrera-Silveira *et al.*, 2017) lo cual implica que, con base en el almacén aéreo promedio de carbono se han emitido a la atmósfera cerca de 7.8954×10^4 Mg CO₂-eq. asumiendo que la pérdida de carbono por pérdida de biomasa aérea es del 100%. Estas emisiones podrían contrarrestarse si se restauran las áreas de manglar que se encuentran perturbadas en la zona de Puerto Morelos. Adicionalmente, es necesario contemplar también los almacenes de carbono subterráneo (sedimento y raíces) ya que poseen una dinámica distinta de almacenamiento y porcentajes diferentes de pérdida por deforestación. En este sentido, también es necesario el análisis de los almacenes de carbono por tipo ecológico de manglar, actualizando la información a nivel local.

Conclusiones

Los manglares de Puerto Morelos presentan características estructurales específicas como DAP y altura bajos (5.12 ± 3.6 cm y 5.29 ± 2.4 m, respectivamente) relacionados con la zona en la que se desarrollan y del grado de impactos naturales (huracanes) y antrópicos a los que se encuentran expuestos.

En este estudio queda de manifiesto que los manglares de Puerto Morelos pueden almacenar grandes cantidades de carbono en sus estructuras aéreas (52.6 ± 18.5 Mg C ha⁻¹), sin embargo, también debe tomarse en cuenta el papel que juega el almacén subterráneo en la totalidad de carbono en esta localidad.

El conocimiento de los almacenes de carbono representa una herramienta básica para las medidas locales de mitigación del cambio climático global y los manglares de Puerto Morelos tienen un gran potencial para contribuir a través de su conservación y/o restauración.

Por otro lado, para disminuir la incertidumbre en las estimaciones de carbono es necesario incrementar el esfuerzo de muestreo y/o tomar en cuenta metodologías geoestadísticas que permitan optimizar la información disponible a nivel local y regional.



Agradecimientos

Al personal del Laboratorio de Producción Primaria de Cinvestav-Unidad Mérida, en especial a Óscar Pérez, Sergio Solís, Francisco Kú y Laura Carrillo por su apoyo en el trabajo de campo y a Eunice Pech por el procesamiento de muestras. Así como al personal del Jardín Botánico “Dr. Alfredo Barrera Marín”- Ecosur por las facilidades brindadas para la realización de los muestreos.

Literatura citada

- Adame, M. F., J. B. Kauffman, I. Medina, J. N. Gamboa, O. Torres, J. P. Caamal, M. Reza and J. A. Herrera-Silveira. 2013. Carbon Stocks of Tropical Coastal Wetlands within the Karstic Landscape of the Mexican Caribbean. *PLoS ONE* 8:e56569.
- Alongi, D. 2008. Mangrove forest: Resilience, protection from tsunamis, and responses to global climate change. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 76:1-13.
- Bouillon, S., A. V. Borges, E. Castañeda-Moya, K. Diele, T. Dittmar, N. C. Duke, E. Kristensen, S. Y. Lee, C. Marchand, J. J. Middelburg, V. H. Rivera-Monroy, T. J. Smith III and R. R. Twilley. 2008. Mangrove production and carbon sinks: a revision of global budget estimates. *Global Biogeochemical Cycles* 22: 1-2 doi:10.1029/2007GB003052.
- Caamal, S., J. 2012. Almacenes de Carbono en Diferentes tipos ecológicos de Manglares en un escenario cársico. Tesis de Maestría. Cinvestav-Unidad Mérida.
- Donato, D. C., J. B. Kauffman, D. Murdiyarsa, S. Kurnianto, M. Stidham and M. Kanninen. 2011. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature Geoscience* 4:293-297 doi.org/10.1038/ngeo1123.
- Elizondo, C., M. E. Barba, M. A. Castillo, H. Hernández, D. Hoil, H. López, D. López, H. Medina, J. Mendoza, J. Novelo, C. Tovilla y G. Velázquez. 2011. Estudio de Caracterización y Diagnóstico del Área de Manglares y Humedales de Puerto Morelos. ECOSUR-CONANP/DRPYyCM/062-2011.
- Gutiérrez-Mendoza, J. 2014. El Servicio Ecosistémico de almacenes de Carbono en Manglares del tipo ecológico Chaparro en un escenario cársico. Tesis de Maestría. Cinvestav–Unidad Mérida.
- Gutiérrez-Mendoza J. y J. Herrera-Silveira. 2015. Almacenes de Carbono en manglares de tipo Chaparro en un escenario cársico. 405-414 p. *In: Paz, F. y J. Wong. (eds.). 2015. Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2014. Texcoco, Estado de México, México. ISBN: 978-607-96490-2-9. 642 p.*
- Herrera-Silveira, J. A., S. Morales-Ojeda, A. Camacho-Rico, J. P. Caamal-Sosa, S. Cinco-Castro y A. L. Borges-Mis. 2017. Propuesta de acciones para maximizar la captura y almacenes de carbono en humedales costeros del Pacífico Norte y Península de Yucatán. Producto 3: Informe técnico. Programa Mexicano del Carbono-The Nature Conservancy, Marzo 2017.
- INECC-SEMARNAT (Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático-Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2013. Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero 1990-2010. México.
- Kauffman, J. and D. Donato. 2012. Protocols for the measurement, monitoring and reporting of structure, biomass and carbon stocks in mangrove forests (No. CIFOR Working Paper no. 86, p. 40p). Center for International Forestry Research (CIFOR), Bogor, Indonesia.
- Kauffman, J. B., D. C. Donato y M. F. Adame. 2013. Protocolo para la medición, monitoreo y reporte de la estructura, biomasa y reservas de carbono de los manglares (Vol. 117). CIFOR.
- Lugo, A. E. and S.C. Snedaker. 1974. The ecology of mangroves. *Annual Review of Ecology and Systematics* 5:39-64.
- Moreno, E., A. Guerrero, M. C. Gutiérrez, C. A. Ortiz y D. J. Palma. 2002. Los manglares de Tabasco, una reserva natural de carbono. *Madera y Bosques* 8:115-128.
- Ross, M. S., P. I. Ruiz, G. J. Telesnicki and J. F. Meeder. 2001. Estimating above-ground biomass and production in mangrove communities of biscayne National Park, Florida (USA). *Wetlands Ecology and Management* 9: 27-37.
- Smith III, T. J. and K. R. Whelan. 2006. Development of allometric relations for three mangrove species in South Florida for use in the greater Everglades Ecosystem restoration. *Wetlands Ecology and Management* 14:409-419.
- Valderrama, L., C. Troche, M. Rodriguez, D. Marquez, B. Vázquez, S. Velázquez and R. Ressler. 2014. Evaluation of mangrove cover changes in Mexico during the 1970–2005 period. *Wetlands* 34(4):747-758.
- Valiela, I., J. L. Bowen and J. K. York. 2001. Mangrove forests: One of the World's threatened major tropical environments. *BioScience* 51:807-815.
- Ward, W. C., G. Keller, W. Stinnesbeck and T. Adatte. 1995. Yucatán subsurface stratigraphy: Implications and constraints for the Chicxulub impact. *Geology*, 23:873–876.

4.6 Pérdida en los almacenes de carbono del ecosistema de manglar ocasionados por la construcción de una carretera

Caamal-Sosa Juan¹; Teutli-Hernández Claudia¹; Pech-Cárdenas Mónica¹; Pech-Poot Eunice¹; Carrillo-Baeza Laura¹; Zenteno Karla¹; Erosa Judit¹; Pérez Oscar¹; Us Heimi¹; Solís Sergio¹; Cinco-Castro Siuling¹ y Herrera-Silveira Jorge A.¹

¹CINVESTAV-IPN, Unidad Mérida. Antigua Carretera a Progreso km.6, Mérida, Yucatán, México, C.P. 97310.

Autor para correspondencia: jorge.herrera@cinvestav.mx

Resumen

La pérdida de almacenes de carbono (C) de manglar por cambio de uso de suelo provoca entre otras cosas emisiones de CO₂ y CH₄ a la atmósfera contribuyendo al calentamiento global. En el área protegida de Manglares de Nichupté se cuantificó la pérdida de carbono por cambio de uso de suelo evaluando 18 parcelas de manglar tipo chaparro ubicadas de oeste a este entre zonas conservadas y degradadas por la construcción de una carretera que conecta el aeropuerto con la zona hotelera de Cancún. Se determinó que el carbono aéreo es significativamente ($P= 0.0217$) menor en la zona degradada ($1 \pm 0.3 \text{ Mg C ha}^{-1}$), mientras que en las parcelas conservadas se presentó mayor almacén de carbono ($13 \pm 6 \text{ Mg C ha}^{-1}$). El almacén subterráneo también es menor en los sitios degradados ($203 \pm 66 \text{ Mg C ha}^{-1}$) y mayor en la conservada (OC) en el extremo oeste ($248 \pm 39 \text{ Mg C ha}^{-1}$). El mayor nivel de inundación del lado degradado provocado por la interrupción del flujo de agua superficial tuvo efecto negativo en el promedio de carbono aéreo. Los resultados favorecen el interés de implementar medidas de mitigación y adaptación para la restauración del sitio, lo que reduciría su vulnerabilidad a las perturbaciones.

Palabras clave: *manglar chaparro; carbono aéreo y subterráneo; uso de suelo; degradación.*

Abstract

The loss of mangrove carbon stores (C) due to changes in land use causes, among other things, CO₂ and CH₄ emissions into the atmosphere, contributing to global warming. In the protected area of mangroves of Nichupté, carbon loss was quantified by changing land use by evaluating 18 dwarf-type mangrove plots located west to east between conserved and degraded areas by the construction of a road that connects the airport with the area hotel chain of Cancun. It was determined that the aboveground carbon is significantly ($P = 0.0217$) lower in the degraded area ($1 \pm 0.3 \text{ Mg C ha}^{-1}$), while in the conserved plots there was a greater storage of carbon, (13 ± 6). Mg C ha^{-1}). The underground storage is also lower in degraded sites ($203 \pm 66 \text{ Mg C ha}^{-1}$) and greater in the conserved one in the extreme west (OC) ($248 \pm 39 \text{ Mg C ha}^{-1}$). However, this same flood has favored slow degradation and therefore the oxidation of organic carbon stored in the soil.

Key words: *dwarf mangrove; above; under; land use; degradation.*

Introducción

El ecosistema del manglar es vulnerable a factores antropogénicos como cambio de uso de suelo, salinización de sedimentos, cambios del hidropериодо, contaminación, deforestación, así como a eventos naturales e incremento del nivel medio del mar por efectos del cambio climático (Zaldívar *et al.*, 2014). En el área natural protegida de Manglares de Nichupté a pesar de que se protegen más de 11

mil ha de manglar se han perdido otras 58.76 ha o están siendo afectadas principalmente por actividades humanas (CONABIO, 2012).

Los bosques de manglar representan el 0.7% de los bosques tropicales del mundo (Giri *et al.*, 2011), sin embargo, ofrecen importantes servicios ecosistémicos como protección de la costa, hábitat y fuente de alimentación de una infinidad de organismos de importancia ecológica, social y económica pero aún más importante es su papel en la mitigación de los efectos del cambio climático a través de la captura y almacenamiento de carbono de los gases de efectos invernadero (GEIs) CO_2 y CH_4 , (Kauffman *et al.*, 2013). El problema de la deforestación de manglar no solo es la pérdida de biomasa aérea, sino que después de la perturbación se presenta la liberación de considerables concentraciones de GEIs a la atmósfera (Troxler *et al.*, 2015). Se estima que, si la tasa de deforestación anual se mantiene por cambio en el uso del suelo de los manglares podría significar la emisión de cerca de 17 000 Gg de CO_2eq a la atmósfera (Pendleton *et al.*, 2012); Bejarano *et al.*, (2014) hace una referencia que esta cantidad CO_2eq es equivalente a 25% de las emisiones generadas anualmente por el Sector Uso del Suelo y Cambio de Uso del Suelo y Silvicultura a escala nacional (SEMARNAT-INECC, 2012). La importancia de los manglares en la dinámica del carbono, así como para otros múltiples servicios ambientales, favorece el interés de implementar medidas de mitigación y adaptación a los efectos del cambio climático en estos ecosistemas, lo que reduciría su vulnerabilidad a las perturbaciones (Kelly y Adger, 2000; Adger *et al.*, 2005).

Materiales y Métodos

Área de estudio

Este estudio se realizó en el manglar tipo chaparro localizado a ambos lados de la carretera que conecta el Aeropuerto de Cancún hacia la zona hotelera, la cual modificó el flujo de agua entre ambos lados, ocasionando la degradación del lado sur de la carretera. Esta área pertenece al ANP Manglares de Nichupté que ocupa 3 338 ha. En la zona de estudio se establecieron 10 parcelas circulares (25 m²) en la zona degradada y ocho en la conservada (Figura 1).

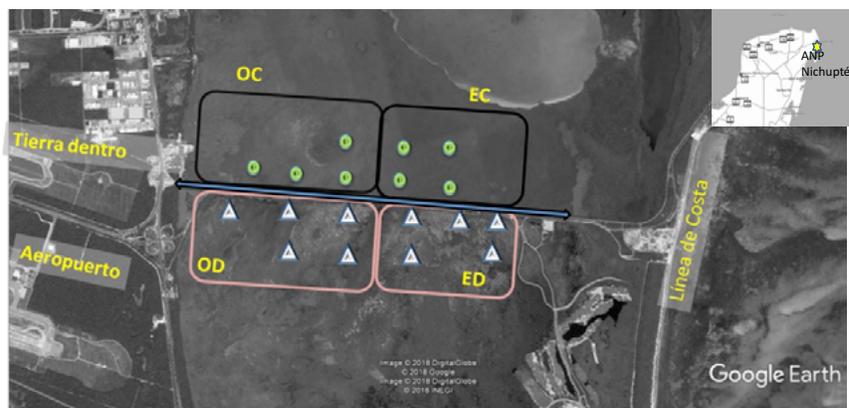


Figura 1. Área de estudio y esquema de distribución de parcelas, Círculos: Parcelas en el área conservada. Triángulos: Parcelas en el área degradada.

Metodología

En cada parcela se midieron las características de cada individuo, como altura total, y en el caso de manglar *Rhizophora mangle* de tipo chaparro se tomó el diámetro después de la última raíz, así como la cobertura y altura de copa (Ross *et al.*, 2010) además se estimó la densidad de individuos de cada parcela.

También se tomaron tres muestras de agua intersticial a 40 cm con tubo de acrílico para medir la salinidad con un refractómetro (Atago, España), el pH, potencial redox y temperatura con un ULTRAMETER II-6 PFC (USA). En cada parcela se tomó una muestra de suelo a 1 m de profundidad con un nucleador de cara abierta que evita la compactación. A cada muestra se determinó el porcentaje de materia orgánica y la densidad aparente. Para estimar los almacenes de carbono aéreo se usaron ecuaciones alométricas (Cuadro 1) por especie reportadas en Ross *et al.*, (2011). Para el almacén de carbono subterráneo las muestras de sedimento fueron analizadas mediante el método de combustión seca utilizando un autoanalizador elemental CHN ThermoQuest (Flash EA 1112).

Cuadro 1. Ecuaciones alométrica de Ross *et al.*, (2011) para manglares Chaparros.

| Especie | Ecuación alométrica |
|------------------------------|--|
| <i>Avicennia germinans</i> | $b = 2.134 + (0.895 \cdot \text{Ln}(d^2)) + (0.184 \cdot \text{Ln}(\text{Vol.dosel}))$ |
| <i>Laguncularia racemosa</i> | $b = 1.095 + (0.659 \cdot \text{Ln}(d^2)) + (0.304 \cdot \text{Ln}(\text{Vol.dosel}))$ |
| <i>Rhizophora mangle</i> | $b = 2.528 + (1.129 \cdot \text{Ln}(d^2)) + (0.156 \cdot \text{Ln}(\text{Vol.dosel}))$ |

b= biomasa (g), d=diámetro a la altura de pecho

Resultados y Discusión

La salinidad intersticial fue significativamente ($p = 0.0255$) mayor en el sitio OC ($9.2 \pm 2.1 \text{ g kg}^{-1}$). La menor salinidad se presentó en el área degradada en OD ($4.3 \pm 1.9 \text{ g kg}^{-1}$) (Cuadro 2). Sin embargo, estos intervalos son menores a la media anual del área protegida de Nichupté que oscila entre 20 g kg^{-1} (SEMARNAT, 2014). El valor promedio de la temperatura del agua intersticial durante el muestreo fue de 29.9°C , no se presentaron diferencias significativas entre los sitios. La temperatura es mayor en OC con $30.6 \pm 0.9^\circ\text{C}$ y 30.2 ± 1.9 en OD. El valor más bajo se presentó en ED con $27.2 \pm 0.38^\circ\text{C}$, estas diferencias son importantes en las variaciones de concentración de sales y los procesos metabólicos relacionados con la descomposición de la materia orgánica (Holguin *et al.*, 2001).

El pH promedio fue mayor en el sitio degradado con 7.2 ± 0.29 ; sin embargo, disminuyó significativamente ($p = 0.0365$), en ED con 6.8 ± 0.13 . El pH de los sitios del área conservada no presentó diferencias. El potencial redox varió de -108 mV a -206 mV en los sitios degradados y de -134 mV a -140 mV en los sitios conservados, sin presentar diferencias significativas entre los sitios. Estos intervalos indican una condición reducida (concentraciones bajas de oxígeno) debido a la inundación durante los muestreos.

Durante los muestreos se observó que la inundación es significativamente mayor ($p = 0.0056$) en la zona degradada principalmente en OD con $100 \pm 18 \text{ cm}$. En la zona conservada la inundación fue de 17.5 cm en OC y de 27 cm hacia EC. El nivel de inundación del área degradado es mucho mayor al promedio máximo que se presenta en el año en el manglar conservado del área natural protegida de Nichupté (CONABIO, 2015). Los niveles de inundación y el régimen de las mareas son claves en el establecimiento y distribución de plántulas de las especies de mangle (Lewis, 2005; Krauss *et al.*, 2008).

Cuadro 2. Variables ambientales en el Área Conservada (C) y degradada (D) en los extremos de Oeste (O) a Este (E). Se presentan valores promedio \pm DE.

| ID | Sal (g/kg) | Temperatura ($^\circ\text{C}$) | pH | Redox (mv) | Inundación (cm) |
|----|----------------|-------------------------------------|----------------|--------------------|--------------------|
| OC | 9.3 ± 1.9 | 30.6 ± 0.58 | 7.2 ± 0.19 | -140.9 ± 80.24 | 17.5 ± 8 |
| OD | 2.1 ± 0.38 | 30.3 ± 0.11 | 7.3 ± 0.13 | -206 ± 23.04 | 100.4 ± 7 |
| EC | 4.3 ± 2.1 | 29.4 ± 0.9 | 7.1 ± 0.08 | -135 ± 29.73 | 28 ± 2 |
| ED | 2.8 ± 2 | 27.2 ± 3.3 | 6.9 ± 0.29 | -108.6 ± 80.96 | 89 ± 18 |

En cuanto a las características estructurales de la vegetación (Cuadro 3), el mayor diámetro se presenta en los sitios EC con 2.27 ± 0.8 cm. El más bajo se presentó en los sitio OD con 1.3 ± 1.1 cm. La altura promedio presentan diferencias significativas entre los sitios ($p= 0.0056$) donde es mayor en los sitios EC con 2.5 ± 0.9 m y el más bajo en OD con 0.9 ± 0.09 m. La densidad de individuos es mayor en los sitios conservados presentando diferencias significativas con respecto a los degradados ($p= 0.0239$). La mayor densidad se presentó en el EC con $38,125 \pm 24$ Ind ha^{-1} y la menor densidad en OD con $3,500 \pm 4.2$ Ind ha^{-1} .

Cuadro 3. Estructura de los sitios establecidos en el Área Conservada (C) y degradada (D) en los extremos de Oeste (O) a Este (E). Se presentan valores promedio \pm DE.

| ID | DAP (cm) | Altura (m) | Densidad (Ind/ ha^{-1}) |
|----|-----------------|-----------------|----------------------------|
| OC | 1.6 ± 0.34 | 1.3 ± 0.34 | $30\ 064 \pm 24$ |
| OD | 1.25 ± 1.18 | 0.99 ± 0.91 | $3\ 500 \pm 4$ |
| EC | 2.36 ± 0.87 | 2.56 ± 0.9 | $38\ 125 \pm 14$ |
| ED | 2.27 ± 0.32 | 2.3 ± 0.26 | $6\ 773 \pm 182$ |

Las características del sedimento como la materia orgánica (MO) en los sitios conservados fueron más altos que los degradados (Figura 2a). Se presentó de 34% de MO en OC y 31% en EC. Mientras que en los sitios degradados contiene de 27 % (OD) a 31 % (ED). Gutiérrez (2014) reportó un valor mayor a 40% cerca de estos sitios a una profundidad de 30 cm, probablemente se podría estar dando un consumo de MO por actividad bacteriana o liberación en forma de CO_2 (Juman, 2005). La densidad aparente (DA) es mayor en los sitios ubicados en el extremo Este con 0.28 gr cm^{-3} en ED y 0.29 gr cm^{-3} en EC (Figura 2b). La DA es más baja en OD con 0.45 gr cm^{-3} a 0.53 gr cm^{-3} en OC. Ambas variables MO y DA no presentan diferencias significativas entre los sitios.

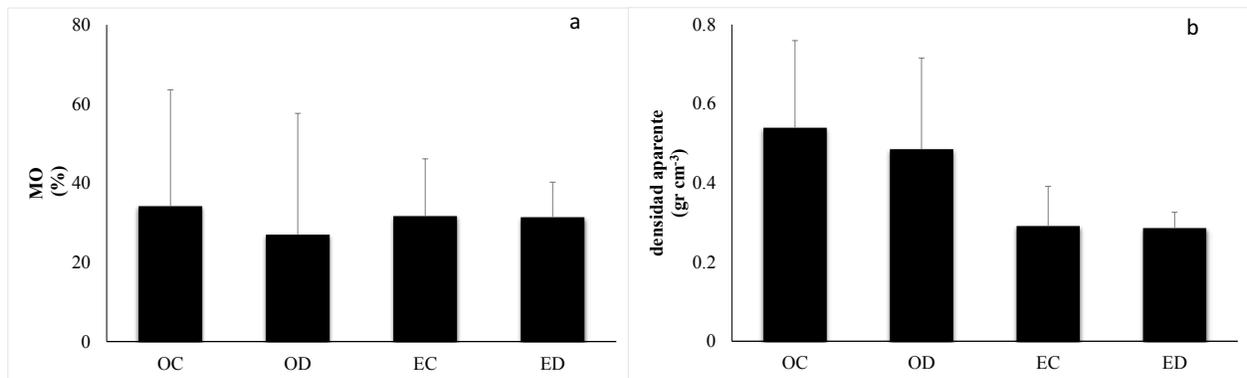


Figura 2. Valores promedio de la materia orgánica (a) y densidad aparente (b) del suelo en los sitios de monitoreo en la reserva de Nichupté. C: Conservado, D: Degradado.

El almacén de carbono aéreo (Figura 3a), es mayor en los sitios conservados, presentando diferencias significativas con respecto a los degradados ($p= 0.0217$). El mayor almacén se reportó en EC con 13 ± 6 Mg C ha^{-1} . En OD fue menor con 1 ± 0.3 Mg C ha^{-1} . Con respecto al almacén subterráneo (Fig. 3b), no se presentaron diferencias significativas. Se observó que el carbono subterráneo fue mayor en OC con 248 ± 39 Mg C ha^{-1} y menor en ED con 203 ± 66 Mg C ha^{-1} . Se podría considerar que los sitios degradados con respecto a los conservados no han perdido todo el almacén subterráneo y manteniéndolo en el suelo mientras no se presente una perturbación. Sin embargo, en la parte aérea la pérdida del almacén es muy evidente y la restauración de esta área representa una oportunidad para la reducción de las emisiones de GEI.

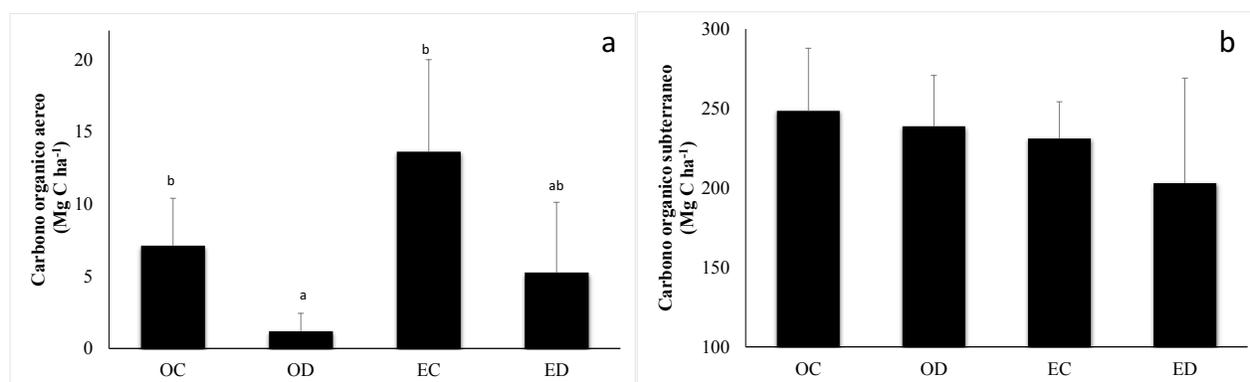


Figura 3. Valores promedio \pm DS del almacén de carbono orgánico Aéreo (a) y del almacén de carbono orgánico subterráneo (b) en los sitios de monitoreo. C: Conservado, D: Degradado.

Para determinar qué factores tienen relación con los almacenes de carbono, se realizó un análisis de correlación múltiple con las variables ambientales del agua intersticial y del suelo (Cuadro 4). Los resultados indicaron que la salinidad tuvo un efecto positivo en el almacén aéreo, mientras que la inundación afectó de manera negativa, siendo probablemente una de las principales causas del deterioro. La temperatura y el pH tuvieron una correlación positiva con el almacén subterráneo. La inundación es un factor clave en la pérdida del almacén aéreo de los sitios degradados, sin embargo, es probable que esta condición también disminuya la emisión del carbono desde los sedimentos al mantener condiciones reducidas y de baja salinidad permitiendo que los árboles no presenten una condición de estrés con baja descomposición de la materia orgánica (Holguin *et al.*, 2001; Flores-Verdugo *et al.*, 1987).

Cuadro 4. Análisis de Correlación múltiple.

| Almacén (Mg C ha ⁻¹) | Temperatura | Salinidad | pH | Redox | Inundación | MO | DA |
|----------------------------------|-------------|-----------|------|-------|------------|------|-------|
| Carbono aéreo | 0.25 | 0.76 | 0.02 | 0.14 | -0.63 | 0.17 | -0.18 |
| Carbono Subterráneo | 0.75 | 0.41 | 0.73 | -0.60 | -0.16 | 0.01 | 0.20 |

Conclusiones

Los altos niveles de inundación en la zona degradada de Manglares de Nichupté es un factor clave en la pérdida del almacén de carbono aéreo afectando la regeneración natural del sitio. Sin embargo, las condiciones mismas de inundación y salinidad intersticial han permitido que la degradación sea lenta, lo que representa una oportunidad para que, con actividades de restauración ecológica, se pueda contribuir a la mitigación de los efectos de cambio climático, lo que a su vez podría reducir la vulnerabilidad a las perturbaciones.

Literatura citada

- Adger, W. N., N. W. Arnell and E. L. Tompkins. 2005. Successful adaptation to climate change across scales. *Global Environ. Change* 15: 77-86.
- Giri, C., E. Ochieng, L. L. Tieszen, Z. Zhu, A. Singh, T. Loveland, J. Masek and N. Duke. 2011. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Global Ecology and Biogeography* 20:154-159.
- Gutiérrez, M. J. 2014. El Servicio Ecosistémico de Almacenes de Carbono en Manglares del tipo ecológico Chaparro en un escenario cárstico. Tesis de Maestría en Biología marina. Cinvestav, Mérida, Yucatán, México, 97 p.
- Holguin, G., P. Vazquez and Y. Bashan. 2001. The role of sediment microorganisms in the productivity, conservation, and rehabilitation of mangrove ecosystems: an overview. *Biol Fertil Soils*. 33:265-278.
- Juman-Rahanna A. 2005. Biomass, litterfall and decomposition rates for the fringed *Rhizophora* mangrove forest lining the Bon Accord Lagoon, Tobago. *Revista de Biología Tropical* 53:207-217.
- Kauffman, J. and D. Donato. 2012. Protocols for the measurement, monitoring and reporting of structure, biomass and carbon stocks in mangrove forests. CIFOR, Bogor. 50 p.



- Kelly, P. M. and W. N. Adger. 2000. Theory and practice in assessing vulnerability to climate change and facilitating adaptation. *Clim. Change* 47:325-352.
- Krauss, K.W., C. E. Lovelock, K. L. McKee, L. Lopez-Hoffman, S. M. L. Ewe and W.P. Sousa. 2008. Environmental Drivers in Mangrove Establishment and Early Development: A Review. *Aquatic Botany* 89:105-127.
- Lewis, R. R. 2005. Ecological engineering for successful management and restoration of mangrove forests. *Ecol. Eng.* 24:403-418.
- Pendleton, L., D. C. Donato, E. Pidgeon, D. Herr, S. Sifleet, N. Marbà, C. Craft, B. C. Murray, W. A. Jenkins, A. Baldera, S. Crooks, P. Megonigal, J. B. Kauffman, J. W. Fourqurean and D. Gordon. 2012. Estimating global “Blue carbon” emissions from conversion and degradation of vegetated coastal ecosystems. *PlosOne* 7:e43542.
- Rodríguez-Zúñiga, M. T., C. Troche-Souza, A. D. Vásquez-Lule, J. D. Márquez-Mendoza, B. Vásquez-Balderas, L. Valderrama-Landeros, S. Velázquez-Salazar, A. Uribe-Martínez, J. Acosta-Velásquez, J. Díaz-Gallegos, M. I. Cruz-López y R. Reszl. 2012. Los Manglares de México: Estado actual y establecimiento de un programa de monitoreo a largo plazo. 2da y 3era etapas. Informe final del proyecto GQ004. CONABIO, México, D.F. 307 p.
- SEMARNAT-INECC (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales-Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático). 2012. México. Quinta Comunicación Nacional ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. SEMARNAT-INECC, México DF. 441 p.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2014. Programa de Manejo, Área de Protección de Flora y Fauna Manglares de Nichupté. México, D. F. 142 p.
- Troxler, T. G., J. G. Barr, J. D. Fuentes, V. Engel, G. Anderson, C. Christopher-Sanchez, D. Lagomasino, R. Price, and S. E. Davis. 2015. Component-specific dynamics of riverine mangrove CO₂ efflux in the Florida coastal Everglades. *Agric. For. Meteorol.* 273-282 doi: 10.1016/j.agrformet.2014.12.012.
- Zaldívar, J. A., J. Herrera-Silveira, C. T. Hernández-Saavedra y J. Caamal-Sosa. 2010. Cap 3 Ecosistemas y Comunidades: Manglares, pp:138-139. *In: Duran R y M Mendez. Biodiversidad y Desarrollo Humano en Yucatán* (eds). CICY, PPDFMAM, CONABIO, SEDUMA. 496 p.

4.7 Carbono azul en manglares de la Laguna de Términos, Campeche

López-Mendoza Perla G.¹; Ruiz-Fernández Ana C.²; Sanchez-Cabeza Joan A.³; López-Rosas Hugo⁴; Cardoso-Mohedano José G.⁵ y Pérez-Bernal L. H.²

¹Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Unidad Académica Mazatlán, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. CP 82000, Mazatlán, Sinaloa, México.

²Unidad Académica Mazatlán, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. CP 82000, Mazatlán, Sinaloa, México.

³Unidad Académica Procesos Oceánicos y Costeros, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. CP 04510, Ciudad de México, México.

⁴Red de Ecología Funcional, Instituto de Ecología, A.C. CP 91070, Veracruz, México.

⁵CONACYT – Estación el Carmen, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Carr. Carmen-Puerto Real km. 9.5, 24157 Ciudad del Carmen, México

Autor para correspondencia: pergualome@gmail.com

Resumen

Los ecosistemas marinos y costeros (*e.g.* manglares y pastizales marinos) son importantes reservorios de carbono orgánico (C_{org} , también conocido como "carbono azul"), ya que tienen la capacidad de secuestrar el CO_2 atmosférico para la producción de biomasa. Sin embargo, su pérdida debido a las actividades humanas en las últimas décadas se ha acelerado debido al cambio en el uso de suelo y la contaminación, lo que afecta su capacidad de preservación y favorecen la liberación de CO_2 debido a la oxidación de C_{org} enterrado. En este trabajo presentamos cuantificaciones preliminares de flujos e inventarios de carbono azul almacenados en sedimentos recientes (≤ 100 años) de manglares en los alrededores de la Laguna de Términos, Campeche (Atasta Cuenca, AC; Atasta Franja, AF; Pargo Cuenca, PC; Pargo Franja, PF; Boca Chica Cuenca, BCC; y Boca Chica Franja, BCF). Determinamos parámetros básicos tales como humedad, porosidad y densidad, y concentraciones de C_{org} y carbonatos. Los sedimentos fueron predominantemente limosos (limos en AC: 60-89%, AF: 76-87%, PF: 79-87%, BCC: 67-79%, BCF: 53-72%) y arenosos en un núcleo (PC: 31-82% de arenas). El contenido de C_{org} fue grande, ya que varió de $2.94 \pm 0.01\%$ (AF) a $49.56 \pm 0.05\%$ (CA).

Palabras clave: manglares; carbono orgánico, núcleos sedimentarios; Laguna de Términos.

Abstract

Marine and coastal ecosystems (*e.g.* mangroves and seagrass meadows) are important reservoirs of organic carbon (C_{org} , also known as "blue carbon"), since they have the capacity to sequester atmospheric CO_2 for biomass production. However, their loss due to human activities in recent decades has accelerated due to the land use change and pollution, which affect their preservation capacity and favor the release back of CO_2 due to oxidation of buried C_{org} . In this work we present preliminary quantifications of fluxes and inventories of blue carbon stored in recent (≤ 100 years) sediments of mangroves in the surroundings of Laguna de Términos, Campeche (Atasta Cuenca, AC; Atasta Franja, AF; Pargo Cuenca, PC; Pargo Franja, PF; Boca Chica Cuenca, BCC; and Boca Chica Franja, BCF). We determined basic parameters such as humidity, porosity and density, and concentrations of C_{org} and carbonates. Sediments were predominantly silty (silt in AC: 60-89 %, AF: 76-87 %, PF: 79-87 %, BCC: 67-79 %, BCF: 53-72 %) and sandy in one core (PC: 31-82 % of sands). C_{org} contents was large, as it ranged from $2.94 \pm 0.01\%$ (AF) to $49.56 \pm 0.05\%$ (AC).

Key words: mangroves; organic carbon, sediment cores, Terminos Lagoon.

Introducción

El calentamiento global es el resultado de la acumulación de los gases de efecto invernadero, principalmente el CO₂, cuyas concentraciones atmosféricas han aumentado en más del 40% desde la época preindustrial, pasando de aproximadamente 280 ppm en el siglo XVIII a aproximadamente 405 ppm en diciembre del 2016 (UCSD, 2016). Preservar el carbono azul, es decir, el carbono orgánico (C_{org}) almacenado en los ecosistemas marinos y costeros (e.g. manglares y pastizales marinos), principalmente enterrado en los sedimentos (70-95%; Gonneea *et al.*, 2004; Donato *et al.*, 2011 y 2012; Phang *et al.*, 2015), es una opción viable y efectiva para reducir la emisión de CO₂ a la atmósfera, ya que al degradarse se convierten en posibles fuentes de emisión de CO₂ (Howard *et al.*, 2014). Entre los factores que determinan la capacidad de preservación de C_{org} secuestrado en los sedimentos se encuentran: (i) la composición de la materia orgánica (Westrich y Berner, 1984); (ii) la disponibilidad de oxígeno (Hartnett *et al.*, 1998); (iii) el tamaño de grano del sedimento (Mayer, 1994); y (iv) la tasa de sedimentación (Ruiz-Fernández *et al.*, 2007).

Los bosques de mangle comprenden árboles, arbustos, palmas e incluso helechos superiores a medio metro de altura que toleran salinidad, a lo largo de las costas de bahías y estuarios (Spalding *et al.*, 2010) de los trópicos y subtropicos. Los manglares pueden crecer en suelos donde la salinidad es mayor que la del agua de mar, aunque presenten un crecimiento atrofiado o con formas enanas; además tiene la capacidad de extenderse hacia el continente donde las líneas costeras corresponden a zonas mareales de agua dulce (CCA, 2016). Los manglares desempeñan un papel fundamental en el ciclo de carbono y son considerados un reservorio de C_{org} de gran importancia, a niveles similares o mayores a muchos ecosistemas terrestres (Lau, 2013; Howard *et al.*, 2014).

Los ecosistemas de carbono azul son buenos candidatos para las iniciativas de Pagos por Servicios Ambientales (PSA) en los países tropicales en desarrollo (Alongi, 2012), para lo cual es indispensable contar con información confiable acerca de la magnitud de los inventarios de C_{org} en ecosistemas prioritarios para el país, identificar cuáles son los factores que contribuyen a su preservación y cuál sería el valor potencial de su conservación. En este trabajo presentamos los avances en la caracterización sedimentológica y cuantificación de las concentraciones de C_{org} en núcleos sedimentarios, que servirán para estimar los inventarios de C_{org} en manglares en los alrededores de la Laguna de Términos, Campeche.

Materiales y Métodos

Área de estudio

La Laguna de Términos se localiza en el sur del golfo de México. Es una laguna somera (1.5 - 4 m) y salobre (9.2 a 28.6‰; CONABIO, 2008). Las especies de manglar predominantes son *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa*, *Rhizophora mangle* y *Conocarpus erectus*. La laguna de Términos fue declarada en 1994 como área natural protegida con el objetivo de conservar y aprovechar la flora y la fauna de la laguna, a través del manejo sustentable de los recursos naturales, y se encuentra entre los humedales prioritarios de México (Arriaga-Cabrera *et al.*, 2009). El clima en la región es cálido húmedo, con una temperatura media anual de 26.6°C, una temperatura máxima en el mes de mayo (22.2 – 40.3°C) y una temperatura mínima en el mes de diciembre (13.7 y 32.4°C); y la precipitación pluvial anual varía entre 1000 y 1500 mm (DIGAHOM, 2016). La Laguna de Términos es considerada como uno de los humedales más importantes de Mesoamérica; no obstante, la zona costera se caracteriza por ser un área altamente antropizada, con grandes modificaciones en el entorno por la tala de manglares, el relleno de áreas inundables, el desvío de cauces, la contaminación por desechos sólidos, agroquímicos, petróleo, metales, e industriales (CONABIO, 2016).

Metodología

Los núcleos sedimentarios se extrajeron manualmente con tubos de PVC de 10 cm de diámetro interno en Laguna de Términos (Figura 1): Atasta Cuenca (AC, 18°34'16.6'' N y 92°04'48.9'' O;), Atasta Franja (AF, 18°34'17.8'' N y 92°04'47.8'' O), Pargo Cuenca (PC, 18°39'03.5'' N y 91°45'28.0'' O), Pargo Franja (PF, 18°39'05.1'' N y 91°45'31.0'' O), Boca Chica Cuenca (BCC, 18°29'30.3'' N y 91°47'25.9'' O) y Boca Chica Franja (BCF, 18°29'31.8'' N y 91°47'25.1'' O).



Figura 1. Sitios de muestreo.

Los núcleos se seccionaron a 1 cm de espesor y cada muestra se pesó en húmedo, se congeló, se liofilizó y se registró el peso seco. Se calcularon (i) el contenido de humedad (Berner, 1981); (ii) la porosidad y densidad de cada uno de los estratos sedimentarios (Sorgente *et al.*, 1999) y (iii) se determinó la distribución del tamaño de grano mediante difracción de rayos láser en un equipo Malvern Mastersizer modelo 2000E. Los sedimentos se molieron en viales de ágata en un molidor automático SPEX 8000 D mixer/mill, y se determinaron los porcentajes de C_{org} y $CaCO_3$ mediante la técnica de pérdidas por ignición a 550°C y 950°C, respectivamente (Dean, 1974).

Resultados y Discusión

Caracterización de los sedimentos

La humedad de los sedimentos osciló entre 23% y 87%, la porosidad entre 43% y 95% y la densidad entre 0.08 g cm⁻³ y 1.80 g cm⁻³ (Figura 2). Los perfiles de distribución de humedad y porosidad respecto a la profundidad mostraron valores crecientes hacia la superficie. Los perfiles de densidad mostraron diferentes patrones de distribución a lo largo de los núcleos: en AC los valores disminuyen hacia la superficie; en AF, son casi constantes desde el fondo hasta 26 cm de profundidad (excepto por máximos a 41 y 57 cm de profundidad), a partir de donde disminuyen hacia la superficie; en PC los valores disminuyen del fondo hasta 6 cm de profundidad, a partir de donde se vuelven casi constantes hacia la superficie; en PF también disminuyen del fondo hasta 22 cm y luego incrementan ligeramente hacia la superficie; en BCC, los valores son casi homogéneos del fondo hasta 26 cm de profundidad, y luego disminuyen hacia la superficie; y en BCF los valores fueron constantes a lo largo del núcleo.

Los sedimentos fueron predominantemente limosos (53-8%), excepto en PC, donde el tamaño de grano predominante fueron las arenas (31-82 %). En los sedimentos de AF y PF los perfiles de distribución de tamaño de grano fueron casi constantes a lo largo del núcleo; mientras que, en AC y PC, la fracción predominante disminuyó gradualmente en los sedimentos superficiales; en contraste, en BCC y BCF, el contenido de arenas mostró valores crecientes hacia la superficie.

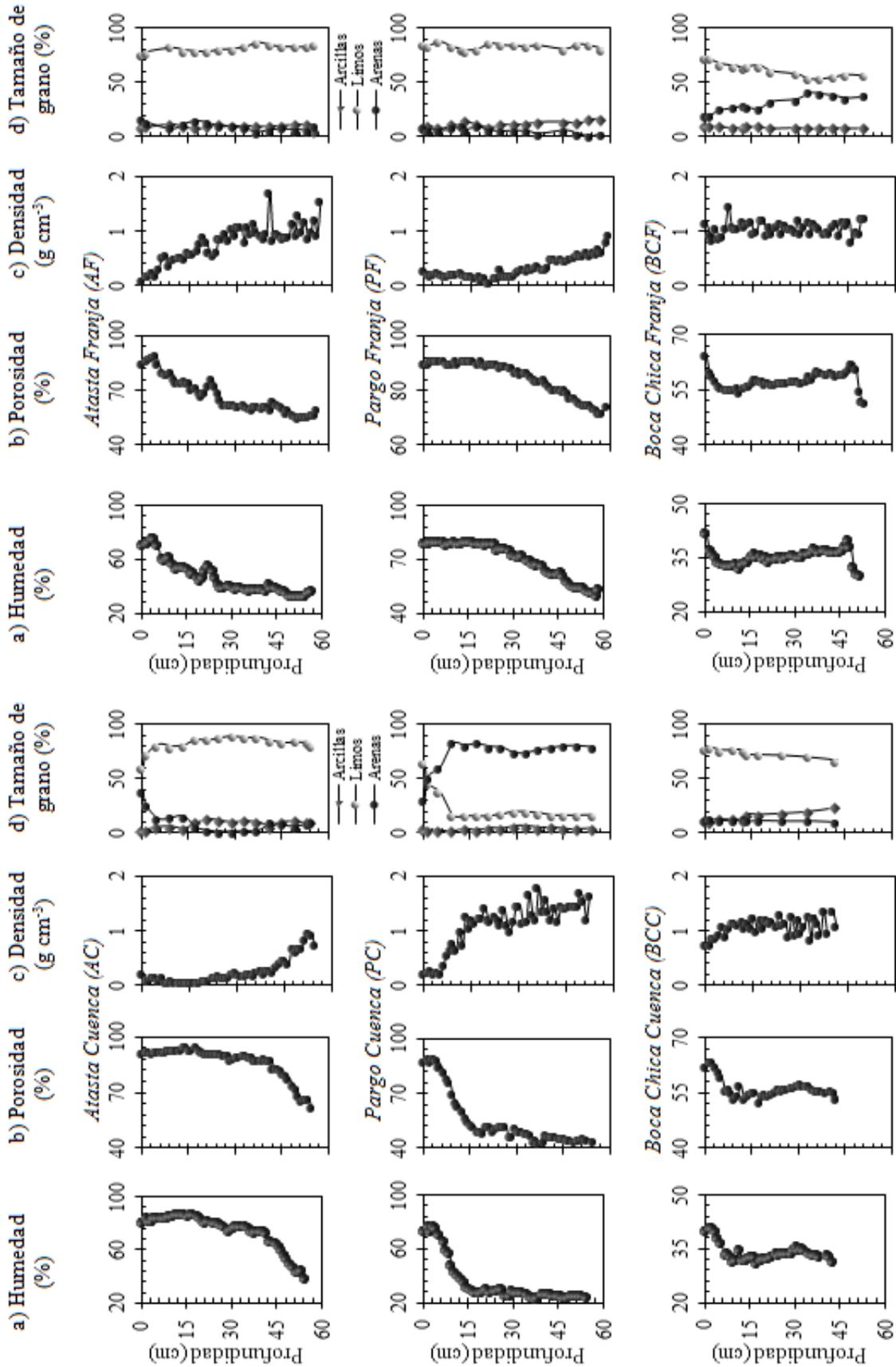


Figura 2. Perfiles de a) humedad, b) porosidad, c) densidad y d) tamaño de grano en núcleos sedimentarios de manglares en Laguna de Términos, Campeche.

Concentración de C_{org} y carbonatos

Los intervalos de concentración de C_{org} en los núcleos sedimentarios oscilaron en AC: de $5.19 \pm 0.0\%$ a $49.56 \pm 0.05\%$, en AF: de $2.94 \pm 0.01\%$ a $40.04 \pm 0.09\%$, en PC: de $3.00 \pm 0.02\%$ a $28.93 \pm 0.22\%$, en PF: de $6.78 \pm 0.07\%$ a $28.91 \pm 0.28\%$, en BCC: de $4.96 \pm 0.26\%$ a $7.75 \pm 0.41\%$, en BCF: de $4.27 \pm 0.02\%$ a $5.90 \pm 0.03\%$ (Figura 3). Los núcleos AC, AF, PC y PF mostraron los porcentajes de C_{org} más altos. Por otro lado, los porcentajes de C_{org} en los núcleos BCC y BCF son menores y comparables entre sí. El perfil de distribución de la concentración de C_{org} en el núcleo AC mostró una tendencia a disminuir con la profundidad, aunque no se observó decaimiento exponencial, típico de la degradación del C_{org} (Berner, 1971) en tanto que las concentraciones de C_{org} presentaron una relación exponencial significativa con la profundidad en los núcleos AF ($r = -0.69$, $p < 0.05$), PC ($r = -0.61$, $p < 0.05$), PF ($r = -0.99$, $p < 0.05$) y BCC ($r = -0.55$, $p < 0.05$). En contraste, en el núcleo BCF las concentraciones de C_{org} fluctuaron a lo largo del núcleo sin presentar una tendencia definida. Las concentraciones de C_{org} mostraron una relación significativamente inversa con las arcillas en los núcleos AC ($p < 0.05$, $r = -0.63$) y PF ($p < 0.05$, $r = -0.81$); en contraste, las concentraciones de C_{org} no presentaron relación significativa con ninguna de las fracciones de tamaño de grano en los núcleos AF, PC, BCC y BCF.

Los intervalos de concentración de carbonatos en los núcleos sedimentarios oscilaron en AC: de $1.75 \pm 0.07\%$ a $3.41 \pm 0.13\%$, en AF: de $1.46 \pm 0.04\%$ a $2.97 \pm 0.07\%$, en PC: de $0.51 \pm 0.01\%$ a $14.18 \pm 0.13\%$, en PF: de $2.88 \pm 0.13\%$ a $9.65 \pm 0.44\%$, en BCC: de $4.84 \pm 0.27\%$ a $6.43 \pm 0.36\%$, en BCF: de $4.51 \pm 0.02\%$ a $7.62 \pm 0.04\%$ (Figura 3). En los sedimentos de AF y PF las concentraciones de carbonatos se incrementan hacia la superficie; en los núcleos AC y BCF, incrementan del fondo hasta un máximo subsuperficial, a partir de donde disminuyen hacia la superficie; en el núcleo PC disminuyen hacia la superficie con un mínimo subsuperficial a 10 cm de profundidad; mientras que las concentraciones en BCC no muestran una tendencia definida. Las variaciones en las tendencias de las concentraciones de carbonatos se evaluarán con base en la composición elemental de los sedimentos, para estimar la influencia de posibles cambios en la procedencia de los sedimentos. Las concentraciones de carbonatos mostraron una relación positiva significativa con las arcillas en el núcleo PC ($r = 0.59$, $p < 0.05$) y con las arenas en el núcleo PF ($r = 0.78$, $p < 0.05$); en contraste, las concentraciones de carbonatos en los núcleos AC, AF, BCC y BCF no mostraron relación significativa con ninguna de las fracciones de tamaño de grano.

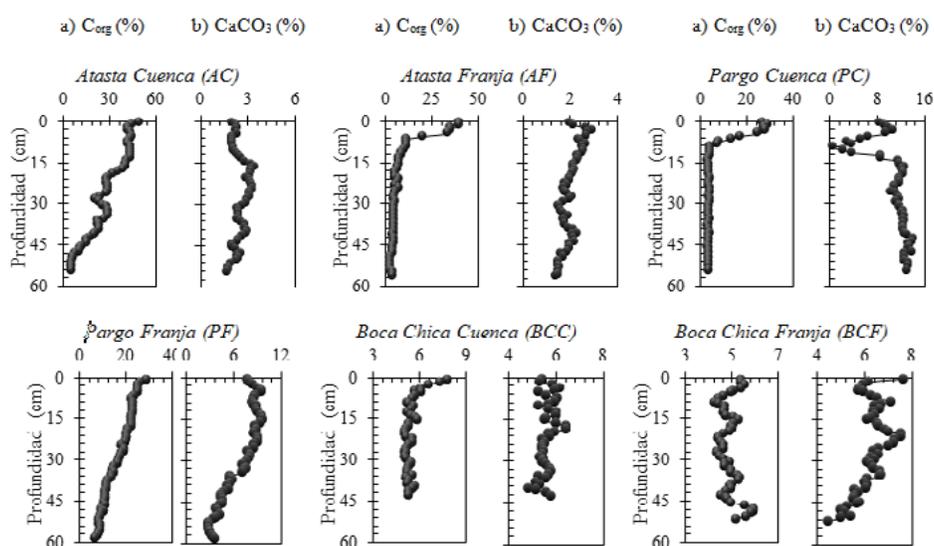


Figura 3. Perfiles de C_{org} y $CaCO_3$ respecto a la profundidad en núcleos sedimentarios de manglares en Laguna de Términos, Campeche.



Conclusiones

Se realizó el análisis de parámetros sedimentológicos (porosidad, densidad, distribución de tamaño de grano) y de concentración de C_{org} y carbonatos en seis núcleos sedimentarios recolectados en zonas de manglar en los alrededores de la Laguna de Términos, Campeche. Los núcleos mostraron predominancia de limos y altas concentraciones de C_{org} , que en la mayoría de los núcleos disminuyeron con la profundidad. Actualmente se encuentran en proceso los análisis para determinar la edad y la composición elemental de los sedimentos, y en una fase posterior se espera determinar la velocidad de degradación del C_{org} y la variación de los inventarios de C_{org} en escala decadal, con relación a los impactos del Cambio Global.

Agradecimientos

Gracias a los proyectos CONACYT PDCPN 2015-1-473 y PDCPN2013-01/214349, y a Red PRODEP "Contaminación acuática: niveles y efectos" (año 3), por el soporte financiero. A J.A. Reda Deara, H. Álvarez-Guillén, M.A. Gómez-Ponce, L.A. Ochoa-Ramos, R.M. Hernández-Morales y G. Sánchez-Palomares (trabajo de laboratorio) y G. Ramírez, C. Suárez y D. Oviedo para asistencia técnica.

Literatura citada

- Alongi, D. M., 2012. Carbon sequestration in mangrove forests. *Carbon Management* 3:313-322.
- Arriaga-Cabrera, L., V. Aguilar and J. M. Espinoza. 2009. Regiones prioritarias y planeación para la conservación de la biodiversidad. pp. 433-457. *In*: CONABIO. Capital natural de México, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio. México.
- CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). 2008. http://www.conabio.gob.mx/gap/images/0/04/64_Laguna_Terminos.pdf
- CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). 2016. Comisión nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad. http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/regionalizacion/doctos/rhp_090.html. Accedido el 29/12/2016.
- Donato, D. C., J. B. Kauffman, D. Murdiyarso, S. Kurnianto, M. Stidham and M. Kanninen. 2011. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature Geoscience* 4:293-297.
- Donato, D., J. Kauffman, R. Mackenzie, A. Ainsworth and A. Pflieger. 2012. Whole-island carbon stocks in the tropical Pacific: Implications for mangrove conservation and upland restoration. *Journal of environmental management* 97:89-96.
- Gonnea, M. E., A. Paytan and J. A. Herrera-Silveira. 2004. Tracing organic matter sources and carbon burial in mangrove sediments over the past 160 years. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 61:211-227.
- Howard, J., S. Hoyt, K. Isensee, E. Pidgeon and M. Telszewski. 2014. Coastal blue carbon: methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrass meadows. Conservation International, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, International Union for Conservation of Nature, Arlington, Virginia, USA.
- Lau, W. W. Y. 2013. Beyond carbon: Conceptualizing payments for ecosystem services in blue forests on carbon and other marine and coastal ecosystem services. *Ocean & Management* 83:5-14.
- Phang, V. X. H., L. M. Chou and D. A. Friess. 2015. Ecosystem carbon stocks across a tropical intertidal habitat mosaic of mangrove forest, seagrass meadow, mudflat and sandbar. *Earth Surf. Landforms* 40:1387-1400.
- UCSD (University of California San Diego). 2016. Scripps Institution of Oceanography. University of California in San Diego. <https://scripps.ucsd.edu/programs/keelingcurve/>. Accedido el 13/12/2016.

4.8 Almacenes y flujos de carbono en diferentes tipos ecológicos de manglares en Celestun, Yucatán

Herrera-Silveira Jorge A.¹; Teutli-Hernández Claudia¹; Caamal-Sosa Juan¹; Pech-Cardenas Monica¹; Pech-Poot Eunice¹; Carrillo-Baeza Laura¹; Zenteno Karla¹; Erosa Judit¹; Pérez Oscar¹ y Gamboa Sergio¹

¹CINVESTAV-IPN, Unidad Mérida. Antigua Carretera a Progreso km.6, Mérida, Yucatán, México, C.P. 97310.
Autor para correspondencia: jorge.herrera@cinvestav.mx

Resumen

Los almacenes de carbono en los manglares de México varían entre regiones, reflejando que existen diferentes tipos estructurales, su evaluación del almacenamiento de Corg y de los flujos entre el manglar con otros ecosistemas acuáticos, son temas de investigación abordados fundamentalmente en escenarios geomorfológicos del tipo deltas de ríos y estuarios con aportes fluviales puntales de agua. El objetivo de este trabajo es determinar los almacenes de carbono orgánico en diferentes agrupaciones de manglar los cuales se ubican en un escenario ambiental cárstico con influencia de aportes de agua dulce subterránea. Se identificaron seis tipos ecológicos de manglar, donde los individuos más altos se presentaron en el manglar de Petén, sin embargo, en el manglar de cuenca MC-RA presentó la mayor área basal. En el manglar tipo cuenca (MC-RA y MC-R), se presentaron los valores más altos de salinidad intersticial $50 \pm 7.1 \text{ g kg}^{-1}$ y $50 \pm 3.5 \text{ g kg}^{-1}$, los individuos de manglar con los mayores diámetros se observaron en el manglar tipo Petén ($33 \pm 6 \text{ cm}$). El mayor aporte de biomasa en árboles se presentó en el manglar tipo Peten, seguido del manglar de cuenca dominado por *A. germinans*, el menor aporte de material leñoso caído se observó en el manglar tipo chaparro. El mayor aporte de raíces se presentó en el manglar de cuenca (MC-RA) (33 Mg ha^{-1}), respecto al almacén de carbono aéreo el manglar tipo cuenca (MC-RA), presentó el mayor contenido (212 MgC ha^{-1}), seguido del manglar tipo Peten. El almacén subterráneo de carbono fue más alto en el manglar tipo Petén (1000 MgCha^{-1}), estos resultados corroboran la importancia de los manglares como almacenadores de carbono y como este difiere entre los diferentes tipos de manglar.

Palabras clave: estructura; salinidad; biomasa; carbono.

Abstract

The carbon stores in the mangroves of Mexico vary between regions, reflecting that there are different structural types, their evaluation of the storage of Corg and of the flows between the mangrove with other aquatic ecosystems, are research topics mainly addressed in geomorphological scenarios of the deltas type, of rivers and estuaries with fluvial contributions water supports. The objective of this work is to determine organic carbon stores in different mangrove clusters which are located in a karstic environmental scenario influenced by the contribution of fresh underground water. Six ecological types of mangrove were identified, where the highest individuals were found in the Petén mangrove, however, in the mangrove basin MC-RA presented the largest basal area. In the mangrove basin type (MC-RA and MC-R), the highest interstitial salinity values were $50 \pm 7.1 \text{ g kg}^{-1}$ and $50 \pm 3.5 \text{ g kg}^{-1}$, the mangrove individuals with the largest diameters were observed in the Petén mangrove ($33 \pm 6 \text{ cm}$). The highest contribution of biomass in trees occurred in the Peten mangrove, followed by the mangrove basin dominated by *A. germinans*, the lowest contribution of fallen woody material was observed in the mangrove type chaparro. The highest contribution of roots occurred in the mangrove basin (MC-RA) (33 Mg ha^{-1}), compared to the aerial carbon storage mangrove basin type (MC-RA), presented the

highest content (212 MgC ha^{-1}), followed by the Peten mangrove. The underground carbon storage was highest in the Petén-type mangrove ($1\ 000 \text{ MgCha}^{-1}$), these results corroborate the importance of mangroves as carbon storage and how it differs between different types of mangroves.

Key words: *structure; salinity; biomass; carbón.*

Introducción

Los humedales cubren el 4% de la superficie mundial y son reconocidos como ecosistemas productivos y económicamente valiosos, los manglares son un tipo de humedal caracterizado por presentarse en los límites de tierra y mar de trópicos y subtropicos, que resisten amplias variaciones de los niveles de agua (marea), de salinidad del agua y entre sus servicios ambientales se destacan por su capacidad de almacenar carbono (principalmente en el suelo) por lo que se les reconoce como componentes importantes en las estrategias de mitigación y adaptación ante el cambio climático (IPCC,2014). Pese que este último sea uno de los atributos más importante muy recientemente se están cuantificado los almacenes y flujos de carbono en estos ecosistemas (Kauffman *et al.*, 2011). La investigación está principalmente enfocada en determinar la variabilidad de los almacenes de carbono aéreos y subterráneos en diferentes escenarios geomorfológicos, climas e hidrología, así como los factores que se relacionan con dichas variaciones.

Los almacenes de carbono en los manglares de México varían entre regiones, habiéndose observado que existen diferentes tipos de estructuras forestales (diámetro, altura, especies, densidades) (Herrera-Silveira *et al.*, 2016), que como resultado se distinguen diferentes tipos ecológicos de manglar, los cuales son una expresión de la variabilidad de condiciones ambientales como: clima, geomorfología, estresores (salinidad, temperatura, pH, potencial redox), reguladores (nutrientes del sedimento) e hidropериодо. Los tipos ecológicos de manglar que en lo general se reconocen son: franja, cuenca, chaparro, ribereño y Peten, los cuales se presentan en la península de Yucatán (Herrera-Silveira *et al.*, 2010). Esta región de México se ubica en un escenario geomorfológico cárstico e hidrológico de flujo subterráneo de agua dulce con descargas difusas a la superficie por fracturas del suelo y puntuales en forma de manantiales. Por lo anterior, este estudio tiene como objetivo determinar los almacenes de carbono orgánico en diferentes tipos ecológicos de manglar ubicados en un escenario cárstico con aportes de agua dulce subterránea.

Materiales y Métodos

Área de estudio

Los ecosistemas costeros de Celestún se ubican en el extremo noreste de la Península de Yucatán, destacando la laguna costera y el manglar. Estos ecosistemas y otros forman parte del área protegida Ría Celestún que es administrada por la CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas). El clima en la región es cálido semi-seco con lluvias en verano y escasas el resto del año del tipo BS1 (h') w (c) (García y Mosiño, 1992). La temperatura promedio anual es de 26.5°C . La tasa de evaporación promedio para la región es de $1\ 400 \text{ mm/año}$ y la precipitación promedio es de 767 mm , los vientos dominantes son del sureste (15 km h^{-1}). El clima de la región presenta tres épocas climáticas: secas (marzo-mayo), lluvias (junio-octubre) y nortes (noviembre-febrero) (Herrera-Silveira, 2006). Laguna Celestún presenta una extensión de 22.7 km y 2.24 km en su parte más ancha, la profundidad varía entre $0.5 - 2.5 \text{ m}$; cubre un área de aproximadamente 28 km (Herrera-Silveira et al; 1998). Cuenta con una boca de aproximadamente 0.46 km situada en la parte sur el cual es su única comunicación con el mar (Figura 1).

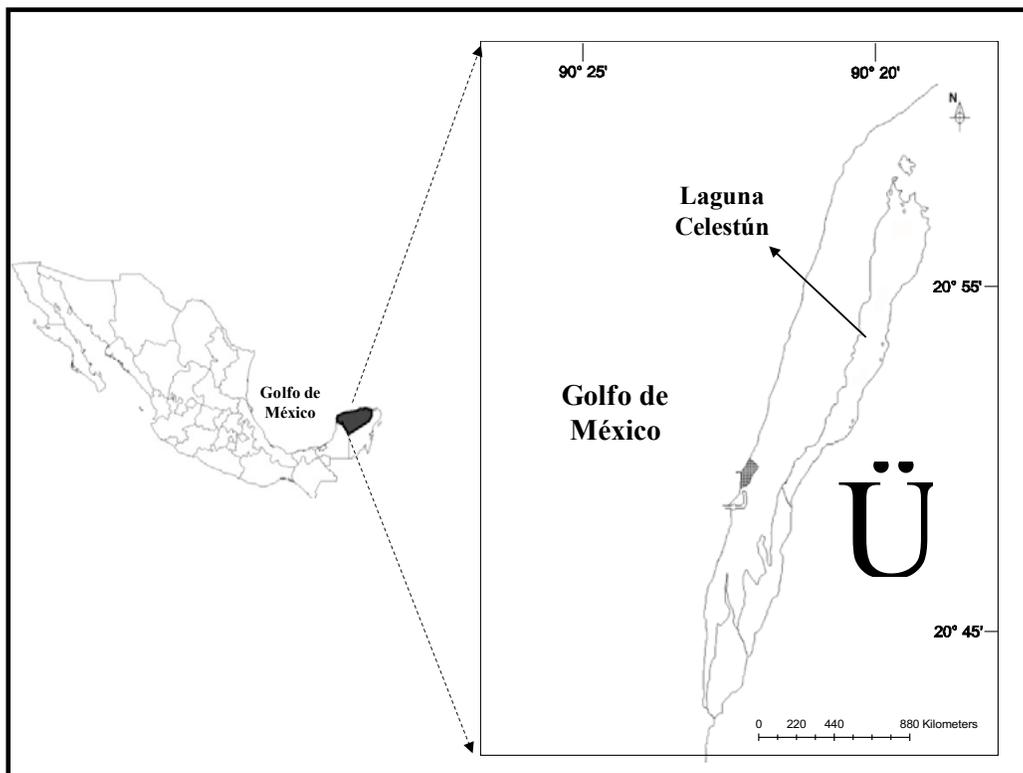


Figura 1. Ubicación del área de estudio.

Metodología

Dada la extensión que presenta la cobertura de manglar hacia el continente (11.39 km), se realizaron muestreos a diferentes distancias respecto al cuerpo de agua de la laguna, tierra adentro identificándose diferentes asociaciones y características de manglares, donde se establecieron parcelas de muestreo, en cada agrupación de manglar identificada.

Parámetros fisicoquímicos del sedimento: Salinidad intersticial y potencial redox.

En cada parcela establecida se extrajo agua intersticial con ayuda de un tubo de acrílico, una manguera y una jeringa a la profundidad de 30 cm. A la muestra colectada se le midió la salinidad con ayuda de un refractómetro (Atago), y se evaluó el potencial redox con ayuda de un ULTRAMETER II-6 PFC.

Estructura de manglar.

En cada agrupación de manglar se establecieron 2 parcelas (10 m x 10 m), dentro de las cuales a cada individuo presente se le midió la altura y diámetro a la altura de pecho (DAP) a aquellos árboles con diámetro igual o mayor a 2.5 cm, con ayuda de una cinta diamétrica. Los atributos estructurales para este estudio son los sugeridos por Schaeffer-Novelli y Cintrón (1990).

Almacenes de carbono aéreo: árboles vivos.

La biomasa de los árboles de manglar se determinó a partir de los parámetros estructurales y calculándose a través de ecuaciones alométricas ya establecidas para manglares (Cuadro 1)

(Modificado de Kauffman y Donato, 2011). Para el manglar tipo chaparro la biomasa se estimó mediante la ecuación de Ross *et al.*, (2001).

Cuadro 1. Ecuaciones alométricas de para manglares.

| Especie | Ecuación alométrica |
|------------------------------|-------------------------|
| <i>Avicennia germinans</i> | $b = 0.403 * d^{1.934}$ |
| <i>Laguncularia racemosa</i> | $b = 0.362 * d^{1.930}$ |
| <i>Rhizophora mangle</i> | $b = 0.722 * d^{1.731}$ |

b= biomasa (kg), d=diámetro a la altura de pecho.

Mantillo.

Se colecto material vegetal presente dentro de un marco de PVC (20 cm x 20 cm), las muestras fueron secadas en el horno a 70 oC y posteriormente pesados, los datos obtenido se convirtieron a carbono por medio del factor de conversión (0.45) (Howard *et al.*, 2014).

Almacenes de carbono subterráneo: Raíces gruesas.

Se estimó utilizando las ecuaciones alométricas (Cuadro 2), donde se utilizan los valores de densidad de la madera para cada especie reportada. La biomasa obtenida se multiplico por el factor de conversión (0.39) para obtener el carbono (Kauffman y Donato, 2012).

Cuadro 2. Ecuaciones alométricas generales para estimar la biomasa subterránea de árboles de manglar.

| Especie | Ecuación alométricas | Referencia |
|--------------------|--|-------------------------------|
| <i>R. mangle</i> | $B=0.199*(1.05^{0.899}) * (D_{30})^{2.22}$ | Komiyama <i>et al.</i> , 2008 |
| <i>A. germinan</i> | $B=0.199*(0.9^{0.899}) * (DAP)^{2.22}$ | Komiyama <i>et al.</i> , 2008 |
| <i>L. racemosa</i> | $B=0.199*(0.6^{0.899}) * (DAP)^{2.22}$ | Komiyama <i>et al.</i> , 2008 |

B = biomasa subterránea del árbol; D30= diámetro 30 cm sobre el suelo; DAP= diámetro a la altura del pecho.

Material leñoso caído.

Se evaluó mediante el método de transecto perpendicular adaptado de Howard *et al.*, (2014).

Densidad aparente (“bulk density”).

En cada parcela de muestreo se colecto un núcleo de sedimento con ayuda de un nucleador de metal de 1 m de longitud y un diámetro de 5.25 cm, las muestras de sedimento fueron seccionadas en intervalos de 0-15, 15-30, 30-50 y 50- 100 cm. Las muestras fueron secadas en un horno a 70 °C durante 72 hrs, la densidad aparente se calculó como el cociente entre el peso seco (g) y el volumen de la muestra (cm³).

Resultados y Discusión

Se identificaron seis agrupaciones de manglar los cuales representan diferentes tipos ecológicos de manglar: Manglar de Cuenca dominado por *Avicennia germinans* (MC-A), manglar de cuenca mixto donde se presentan *Rhizophora mangle* y *Avicennia germinans* (MC_RA), manglar de cuenca dominado por *R. mangle* (MC_R), manglar tipo chaparro (CH), manglar de franja (MF) y manglar tipo Petén (PT). Los mayores diámetros se presentaron en el manglar tipo Petén (33±6 cm) (Cuadro 3), en el manglar tipo chaparro se registraron las menores alturas de árboles (2 ± 0 m) y la mayor densidad de individuos (6 450 ± 495 Ind ha⁻¹, lo cual coincide con otros estudios, donde los manglares chaparros se identifican por presentar altas densidades, y baja estatura (Brown y Lugo, 1982), la menor densidad de

individuos se presentó en el manglar de franja (500 ± 0 Ind ha^{-1}), sin embargo, en el manglar de cuenca MC-RA presentó la mayor área basal. En el manglar tipo cuenca (MC-RA y MC-R), se registraron las 3 especies de manglar siendo *R. m* la especie dominante (Cuadro 3). El índice de complejidad es una forma de determina el desarrollo estructural del bosque donde el manglar de cuenca MC-RA presento el valor más alto (34) respecto a las demás agrupaciones.

Cuadro 3. Variables estructurales en los diferentes tipos de manglar. Los valores son promedio \pm DS.

| Agrupaciones de manglar | DAP (cm) | Altura (m) | Densidad (Ind ha^{-1}) | AB ($m^2 ha^{-1}$) | IVI | | | IC |
|-------------------------|------------|------------|---------------------------|----------------------|---------|----------|----------|-----|
| | | | | | A.g (%) | L. r (%) | R. m (%) | |
| MF | 28 \pm 9 | 14 \pm 2 | 500 \pm 0 | 123 \pm 24 | 0 | 0 | 100 | 4 |
| MC-RA | 26 \pm 6 | 10 \pm 3 | 1 400 \pm 283 | 32 \pm 18 | 39 | 11 | 49 | 34 |
| MC-R | 9 \pm 1 | 5 \pm 0 | 3 700 \pm 141 | 38 \pm 14 | 11 | 9 | 80 | 15 |
| CH | 2 \pm 0 | 2 \pm 0 | 6 450 \pm 495 | 83 \pm 22 | 0 | 0 | 100 | 0.5 |
| MC-A | 14 \pm 3 | 5 \pm 1 | 2 500 \pm 3,253 | 2 \pm 0 | 96 | 4 | 0 | 15 |
| PT | 33 \pm 6 | 17 \pm 1 | 800 \pm 283 | 86 \pm 10 | 0 | 57 | 43 | 22 |

La salinidad intersticial varió entre las agrupaciones de manglar, registrándose los valores más altos en los manglares tipo cuenca (MC-RA y MC-R) (Figura 2a), mientras que la salinidad intersticial más baja se presentó en el manglar tipo Petén (23 g kg^{-1}). Se ha registrado que la salinidad influye en la dominancia de especies donde se presentó que *A. germinans* es más tolerante a condiciones hiperhalinas (40 -70 g kg^{-1}) mientras que *R. mangle* se desarrolla mejor en sitios euhalinos (20-40 g kg^{-1}) y *L. racemosa* en polihalinos (10-20 g kg^{-1}). Respecto al potencial redox intersticial el valor menos negativo se observó en el manglar de cuenca dominado por *A. germinans* (Figura 2b). El manglar tipo cuenca dominado por *R. mangle* se presentaron las condiciones más reducidas ya que presento un valor medio de -276 ± 10.6 mV (Figura 2b). El potencial redox indica las características del sedimento, indicando que los valores más negativos son zonas anegadas más tiempo, tal es el caso del manglar tipo cuenca dominado por *R. mangle*, seguido del manglar tipo Petén.

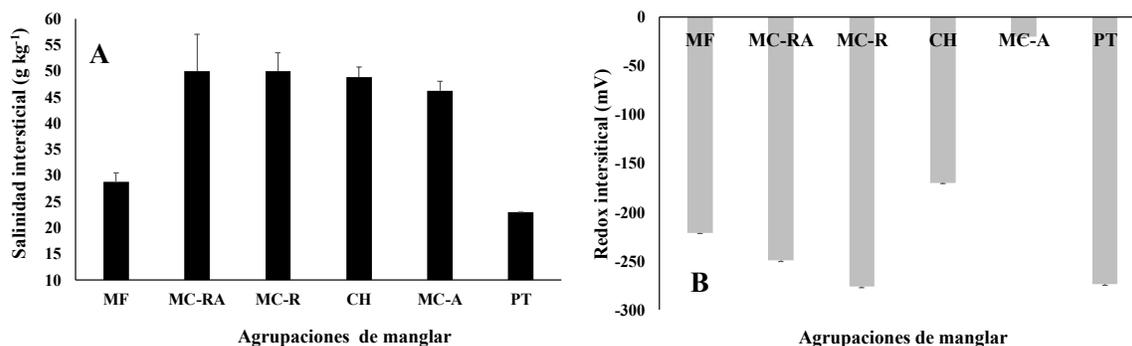


Figura 2. Salinidad intersticial (a) y potencial redox (b) en los diferentes tipos de manglar.

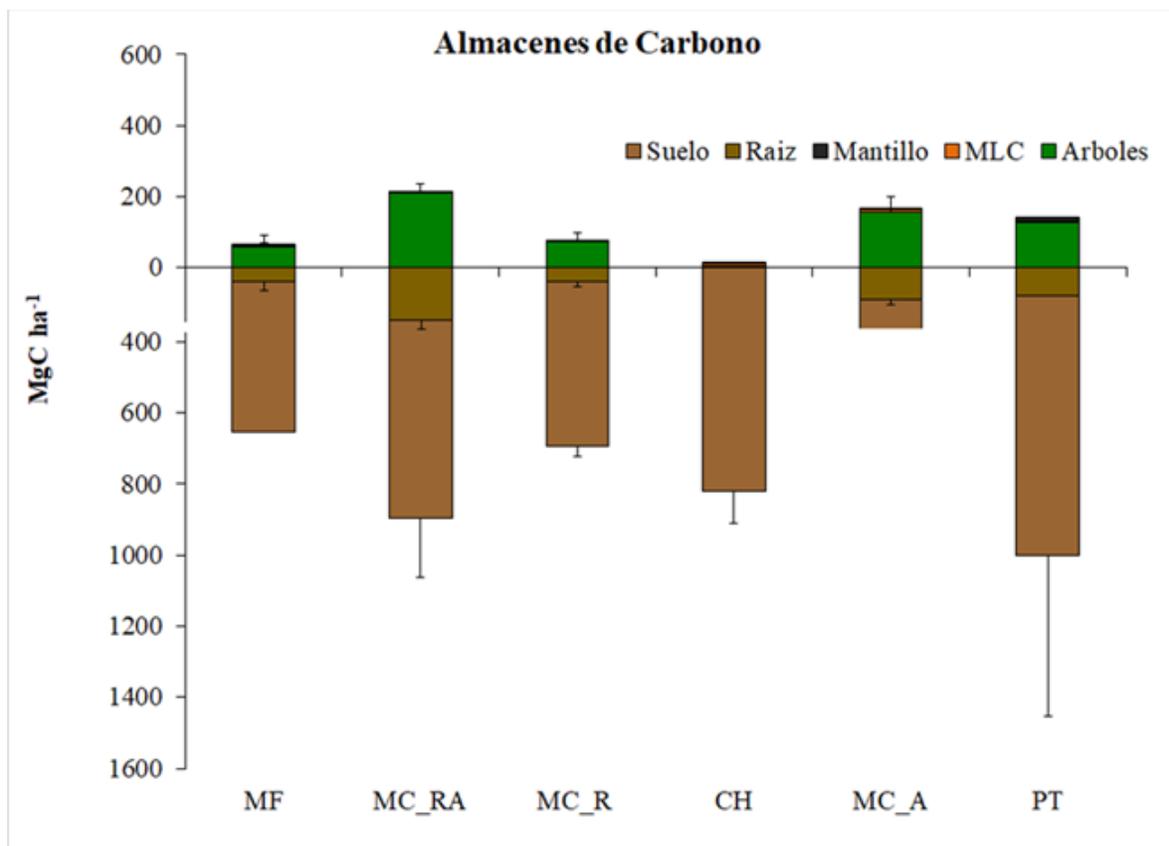
MF= manglar de franja, MC-RA= manglar de cuenca dominado por *R. m* y *A. germinans*, MC-R= manglar de cuenca dominado por *R. m*, CH= manglar tipo chaparro, MC-A= manglar de cuenca dominado por *A. germinans* y PT= Petén de manglar. Los valores son media \pm DS.

Respecto a la biomasa aérea, varía entre agrupaciones de manglar donde el mayor aporte de biomasa en árboles se presentó en el manglar tipo Petén, en el manglar tipo chaparro se registró la menor biomasa en árboles (9 Mg ha^{-1}) (Cuadro 4), en el manglar de cuenca (MC-RA) se observó el menor aporte del mantillo. La biomasa subterránea el mayor aporte de raíces se presentó en el manglar de cuenca (MC-RA) (33 Mg ha^{-1}). El mayor aporte de carbono orgánico se observó en el Petén (922 Mg ha^{-1}), seguido del manglar chaparro, mientras que el menor registro se presentó en el manglar Chaparro.

Cuadro 4. Biomasa aérea y subterránea en las diferentes agrupaciones de manglar y sedimentos de manglar. Los valores son promedio.

| Agrupaciones de manglar | Biomasa aérea (Mg ha ⁻¹) | | | Biomasa Subterránea (Mg ha ⁻¹) Raíz | D. A. (g cm ⁻³) | Sedimento | |
|-------------------------|--------------------------------------|-----|----------|--|-----------------------------|-------------------|------------------------------------|
| | Árboles | MLC | Mantillo | | | C. inorgánico (%) | C. orgánico (Mg ha ⁻¹) |
| MF | 133 | 5 | 6 | 9 | 0.4 | 190 | 615 |
| MC-RA | 465 | 9 | 5 | 33 | 0.4 | 149 | 749 |
| MC-R | 161 | 5 | 9 | 9 | 0.4 | 126 | 656 |
| CH | 9 | 2 | 11 | 8 | 0.6 | 160 | 819 |
| MC-A | 241 | 19 | 5 | 14 | 0.7 | 49 | 214 |
| PT | 285 | 16 | 29 | 18 | 0.15 | 4 | 922 |

Respecto al almacén de carbono aéreo el manglar tipo cuenca (MC-RA), presentó el mayor almacén (212 MgC ha⁻¹) la cual coincide que presenta la menor salinidad intersticial y presenta un aporte de agua vía manantiales, seguido del manglar tipo Petén, siendo el componente de árboles el que más aporta (Figura 3). El menor almacén aéreo de carbono fue obtenido en el manglar tipo chaparro (16 MgC ha⁻¹). Este tipo de manglar se caracteriza por baja biomasa debido al déficit de nutrientes y condiciones de estrés por salinidad a las que está expuesto, estos resultados coinciden con los reportado por Caamal (2012) y Herrera *et al.* (2016). El almacén subterráneo de carbono fue más alto en el manglar tipo Petén (1 000 MgCha⁻¹), siendo el suelo el componente que más aporta, el manglar tipo cuenca dominado por *R. m* registro el menor almacén de carbono subterráneo con 302 MgC ha⁻¹.


Figura 3. Almacenes de carbono en los diferentes tipos de manglar:

MF= manglar de franja, MC-RA= manglar de cuenca dominado por *R. m* y *A. g*, MC-R= manglar de cuenca dominado por *R. m*, MC-A=manglar de cuenca dominado por *A. g*, CH= manglar tipo chaparro, y PT= Petén de manglar.

Conclusiones

El manglar tipo Petén presentó el mayor desarrollo estructural de acuerdo al índice de complejidad, la mayor densidad de individuos de manglar se registró en el manglar tipo chaparro ($2\,500 \pm 3\,253$ ind ha^{-1}). La menor salinidad intersticial se registró en el Petén, mientras que la mayor salinidad se presentó en el manglar de cuenca (50 kg). El mayor aporte de biomasa aérea está dado por los árboles de manglar, y el mayor carbono orgánico en el sedimento de observo en el manglar tipo Petén (922 Mg ha^{-1}). El manglar tipo cuenca dominado por *R. mangle* y *A. germinans* presentó el mayor almacén de carbono aéreo (212.4 Mg C ha^{-1}), así como la mayor salinidad intersticial (50 g kg^{-1}), mientras que el manglar tipo chaparro registro el menor almacén aéreo (15.9 Mg C ha^{-1}). El manglar de Petén registro el mayor almacén subterráneo ($1\,000$ Mg C ha^{-1}). El carbono orgánico contenido en árboles y suelo presentan la mayor contribución en los manglares. El manglar tipo chaparro presentó el menor contenido de CO en el componente aéreo, y un importante almacén de CO a nivel subterráneo, este tipo de manglar es importante debido a su gran extensión a nivel de la Península de Yucatán.

Agradecimientos

Se agradece al Consejo de ciencia y tecnología (CONACYT) por el financiamiento para la realización de este proyecto.

Literatura citada

- Brown, S. and E. A. Lugo. 1982. A comparison of structural and functional characteristics of saltwater and freshwater forested wetlands. pp. 109-130. In: B. Gopal, R. E. Turner and R.G. Wetzel (eds.), Wetlands Ecology and Management. International Scientific, Jaipur.
- García, E. y P. Mosiño. 1992. Los climas de México. Instituto de Geografía de la UNAM. México, DF. 27 p
- Herrera-Silveira, J. A. 2006. Lagunas Costeras de Yucatán (SE, México). *Ecotrópicos* 19:94-108.
- Herrera-Silveira, J. A., J. Ramírez and A. Zaldívar. 1998. Overview and characterization of the hydrology and primary producers communities of selected coastal lagoons of Yucatan, Mexico. *Aquatic Ecosystem Health and Management* 1:353-372.
- Herrera-Silveira, J. A.; A. C. Rico, E. Pech, M. Pech, J. Ramírez-Ramírez y C. Teutli-Hernández C. 2016. Dinámica del carbón (almacenes y flujos) en manglares de México. *Revista Terra Latinoamericana* 34:61-72.
- Howard, J., S. Hoyt, K. Isensee, E. Pidgeon, and M. Telszewski. 2014. Coastal Blue Carbon: Methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and sea grass meadows. Conservation International, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, International Union for Conservation of Nature. Arlington, VA, USA
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2014. Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Edenhofer, O., R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlömer, C. Von Stechow, T. Zwickel and J.C. Minx (eds.). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Kauffman, J. B., C. Heider, T. G. Cole, K. A. Dwire, K.A and D. C. Donato. 2011. Ecosystem carbon stocks of Micronesian mangrove forests. *Wetlands* 31:343-352.
- Kauffman, J. B., y D. Donato. 2012. Protocols for the measurement, monitoring and reporting of structure, biomass and carbon stocks in mangrove forests (No. CIFOR Working Paper no. 86). Center for International Forestry Research (CIFOR), Bogor, Indonesia. 40 p.
- Komiyama, A., J. E. Ong and S. Pongpan. 2008. Allometry, biomass, and productivity of mangrove forests: A review. *Aquat. Bot.* 89:128-137.
- Ross, M.S., P. I. Ruiz, G. J. Telesnicki and J. F. Meeder. 2001. Estimating above-ground biomass and production in mangrove communities of biscayne National Park, Florida (USA). *Wetlands Ecology and Management* 9:27-37.
- Shaeffer-Novelli, Y. and G. Cintrón. 1990. Métodos para la descripción y estudio de áreas de manglar. Ingeniería marítima, Ciencias del mar. Escuela superior Politécnica del Litoral. Puerto Rico.
- Twilley, R. R. and V. H. Rivera-Monroy. 2005. Developing performance measures of mangrove wetlands using simulation models of hydrology, nutrient biogeochemistry, and community dynamics. *J. Coast. Res.* 40:79-83.

4.9 Efecto en el bentos de las granjas de engorda de atún en la Península de Baja California, México.

Díaz-Castañeda V.¹ y Valenzuela-Solano S.¹

¹CICESE, Departamento de Ecología Marina
Autor para correspondencia: vidiaz@cicese.mx

Resumen

Este trabajo describe el impacto del cultivo de atún aleta azul en el fondo marino en la costa oeste de Baja California del 2003 al 2008. Por medio de una draga Smith-McIntyre se colectaron muestras sedimentarias en 20 estaciones. Se encontró un incremento del C y N org cerca de los encierros y al NW del área de cultivo. Se colectaron en total 17 484 organismos bénticos pertenecientes a siete phyla: Polychaeta, Mollusca, Crustacea, Echinodermata, Cnidaria, Sipunculida y Bryozoa. Los poliquetos fueron el grupo dominante (63.1%) En 2006 y 2008 disminuyó la abundancia de especies de poliquetos pertenecientes a las familias Sabellidae, Sabellaridae, Terebellidae, Serpulidae, Oweniidae. El índice de Shannon disminuyó en 2006 y 2008. Las familias con mayor riqueza específica fueron Paraonidae (14 spp.), Spionidae (11), Onuphidae (11), Maldanidae (10), Syllidae (9), Cirratulidae (8), Ampharetidae (7). Los grupos tróficos dominantes fueron los depositívoros y los carnívoros. Em general, los análisis multivaridos separaron las estaciones de muestreo dependiendo de su distancia de los encierros de atún. El hidrodinamismo de la zona y la presencia de la macrofauna bentónica que con la bioturbación contribuye a la descomposición de la materia orgánica permiten limitar los efectos de este tipo de cultivos de engorda.

Palabras clave: *engorda de atún; C orgánico; bentos; Pacífico.*

Abstract

This paper describes the polychaete fauna in Salsipuedes Bay, Baja California. Sea-cage farming results in a rain of organic matter onto the underlying benthos. There is growing concern over the effects of tuna sea-cages on the local sediment chemistry and benthic communities. 20 stations were sampled with a Smith McIntyre grab (0.1 m²) in March 2003, October 2004, March 2006 and October 2008. Organic carbon concentrations varied between 0.20% and 2.54%, lowest values were located in the southern part of the bay; highest concentrations were found at stations 18–22 situated in the northern section, west of the tuna pens. Organic N varied between 0.02% and 0.12%, highest concentrations (0.07–0.12%) were located at stations 16–21 in the northern section of the bay; stations situated at the south and near the coast presented the lowest N concentrations (0.02–0.04%). A total of 17 484 organisms belonging to eight phyla were collected: Polychaeta, Mollusca, Crustacea, Echinodermata, Cnidaria, Sipuncula, and Bryozoa. Polychaetes accounted for 63.1% of all invertebrate macrofauna, representing 34 families and 149 species. The best represented families were Paraonidae, Cirratulidae, Spionidae, Capitellidae, Syllidae, Nephtyidae, Lumbrineridae, and Glyceridae. Polychaetes were dominant at almost all sampling stations. Families with the highest species richness were Paraonidae (14 spp.), Spionidae (11), Onuphidae (11), Maldanidae (10), Syllidae (9), Cirratulidae (8), Ampharetidae (7). Local circulation and bioturbation by benthic macrofauna contribute to mineralization of organic matter and prevents accumulation excess organic matter.

Key words: *tuna farming; benthos; organic carbon; deposit feeders; Pacific.*

Introducción

La engorda de atún en encierros es una actividad económicamente importante que ha crecido en la última década en Baja California. Los encierros de 40 m de diámetro y 15-20 m de profundidad contienen un volumen de aproximadamente 20 000 m³ y densidades de 3-5 kg/m³. Se sabe que estos maricultivos generan materia orgánica que se acumulan en los sedimentos marinos (alimento no consumido y heces fecales). El grado de impacto ambiental depende de la intensidad de las operaciones de cultivo y de las condiciones hidrográficas del sitio.

Bahía Salsipuedes es una pequeña bahía, abierta, ubicada 15 km al norte de la ciudad de Ensenada, cerca de Punta San Miguel (Figura 1). Tiene un área de 30 km², la profundidad varía de 10 a 120 m y el atún se ha cultivado desde el 2002.

El objetivo de este estudio es generar información que ayude a entender los cambios producidos por los encierros, sobre todo los asociados con la acumulación de materia orgánica (granulometría, contenido de C, N) y alteraciones en la estructura de las comunidades bentónicas (usando a los poliquetos como indicadores).

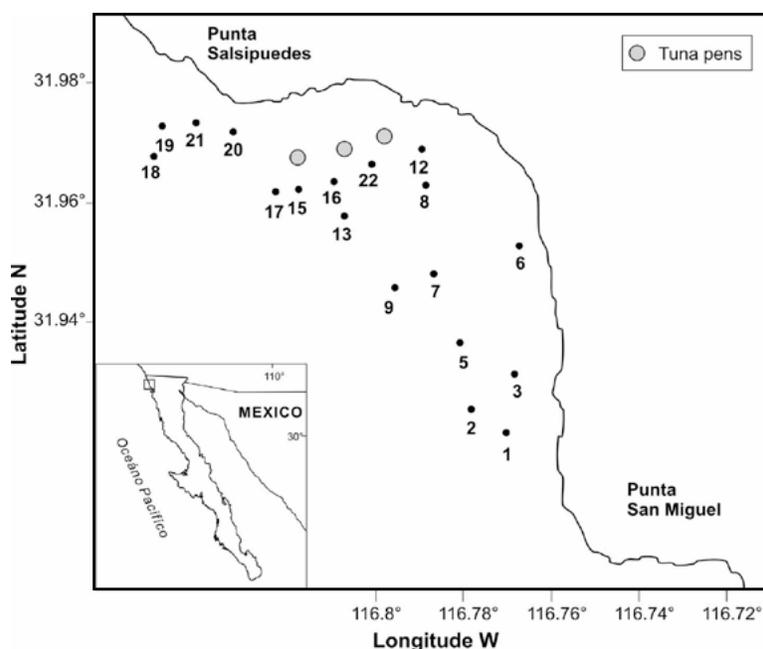


Figura 1. Ubicación de la Bahía Salsipuedes.

Materiales y Métodos

En 2003, 2004, 2006 y 2008, a bordo del B/O F. de Ulloa se colectaron muestras de macrofauna en 20 estaciones en Bahía Salsipuedes, B. C., usando una draga Smith-McIntyre de 0.1 m². Los datos fisicoquímicos se obtuvieron mediante un CTD. Las muestras se tamizaron con malla de 1 mm y se fijaron en una solución de formol al 5%. El potencial redox se midió a -2 cm dentro de los sedimentos usando un electrodo Ingold. En el laboratorio las muestras para bentos se lavaron con tamiz de 500 µm y los organismos se separaron, contaron e identificaron usando un microscopio de disección. Posteriormente se transfirieron a etanol al 70%.

La granulometría se estudió con el propósito de conocer la interrelación entre la geoquímica sedimentaria, la ecología del bentos y el tipo de sedimento en las diferentes estaciones de muestreo. Los resultados granulométricos incluyeron el tamaño medio de grano, así como la abundancia de arenas, limos y arcillas, los cuales se determinaron mediante un analizador de difracción láser marca

Horiba LA 910. Las muestras para análisis de concentraciones de carbono orgánico y nitrógeno total mediante un analizador marca LECO CHNS-932. Antes de analizar las concentraciones de carbono orgánico sedimentario, las muestras fueron pretradas con adiciones de HCl diluído para la eliminación de carbonatos (Hedges y Stern, 1984).

Resultados

Se recolectaron 17 484 organismos bénticos pertenecientes a ocho phyla: Polychaeta, Mollusca, Crustacea, Echinodermata, Cnidaria, Sipunculida, Nemertea y Bryozoa. Los poliquetos fueron el grupo dominante (63.1%) y estuvieron representados por 33 familias y 149 especies. Las familias mejor representadas fueron Paraonidae, Cirratulidae, Capitellidae, Spionidae y Maldanidae (deposívoros). La abundancia de organismos del bentos disminuyó en 2008.

Los valores más bajo de diversidad (I. de Shannon) se encontraron en las estaciones 18, 19 y 21 ubicadas al oeste de los encierros.

Las mayores concentraciones de C org y N se encontraron en las estaciones 18-22 cercanas a los encierros de atún, así como la zona noroeste que es la más profunda.

Los análisis nMDS mostraron que la similitud de las comunidades de poliquetos depende de la distancia a la que se encuentran de los encierros de engorda de atún. La sección norte de la zona de cultivos presenta mayores concentraciones de C org y N.

Se sabe que el bentos juega un papel importante en el aporte y la mineralización de la materia orgánica. Los filtradores ligan el ambiente pelágico al bentónico mientras que los deposívoros redistribuyen la materia orgánica depositada en el fondo a través de la bioturbación (Mermillod-Blondin *et al.*, 2005).

La presencia del bentos y sus actividades de alimentación e irrigación oxigenan los sedimentos y previenen la acumulación excesiva de materia orgánica. Debido a la circulación (mareas, corrientes) en la zona de bahía Salsipuedes, el impacto ha sido moderado sin embargo al noroeste se encuentra una zona con abundancia de especies indicadoras de zonas enriquecidas en materia orgánica y esta corresponde a la que presenta las mayores concentraciones de C org y N.

En conclusion, esta zona presenta una comunidad de poliquetos abundante, diversa y con capacidad de proliferar usando la materia orgánica disponible. La estructura del bentos se relaciona con la distancia a la que se localizan de los encierros de engorda. Los grupos tróficos dominantes son los deposívoros y los carnívoros.

Literatura citada

- Aller, R. C. 1982. The effects of macrofauna on chemical properties of marine sediment and overlying water. pp. 53-102. *In*: McCall, P. L. & M. J. S. Tevez (eds.), *Animal-Sediment Relation: The Biogenic Alteration of Sediments*, Plenum Publishing Company.
- Karakassis, I., M. Tsapakis, E. Hatzian, K. Papadopoulou and W. Plaiti. 2000. Impact of cage farming of fish on the seabed in three Mediterranean coastal areas. *ICES Journal of Marine Science* 57:1462-1471.
- Knox, G. 1977. The role of polychaetes in benthic soft-bottom communities. pp. 547-604. *In*: Reish, D. and K. Fauchald (eds.), *Essays on Polychaetous Annelids in Memory of Dr. Olga Hartman*. Allan Hancock Foundation, Los Angeles, CA.
- Wiekling, G. and I. Kröncke. 2005. Is benthic trophic structure affected by food quality? The Dogger Bank example. *Marine Biology* 146:387-400.

4.10 Almacén y captura de carbono aéreo por *Rhizophora mangle* y *Avicennia germinans* en una zona de restauración ecológica

Us-Balam Heimi G.¹; Herrera-Silveira Jorge A.¹; Teutli-Hernández Claudia¹ y Caamal-Sosa Juan P.¹

¹Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, Unidad Mérida. Antigua Carretera a Progreso km.6, CP 97310, Mérida, Yucatán.

Autor para correspondencia: amy_griseldy@hotmail.com

Resumen

Los bosques de manglar pueden almacenar cantidades excepcionalmente altas de carbono (C), aún mayores a los 1 000 Mg C ha⁻¹, siendo un ecosistema clave en las estrategias de mitigación a los efectos del cambio climático. El exagerado uso de áreas ocupadas por manglares, la falta de entendimiento de su función, su manejo inadecuado y las perturbaciones naturales y antrópicas tienen un efecto negativo sobre sus propios procesos, reflejándose en el deterioro de sus funciones y en sus almacenes de C. La conservación y restauración de los bosques de manglar se ha convertido en una prioridad para mantener las reservas de C y prevenir emisiones de CO₂. El puerto de Progreso ha sido una plataforma fundamental para el crecimiento de la economía del estado de Yucatán, habiendo sufrido modificaciones hidrológicas, cambio de uso del suelo, contaminación orgánica entre otros impactos y con ello pérdida de áreas de manglar por lo que se han emprendido acciones de restauración ecológica. En este estudio se llevó a cabo el seguimiento de arbustos de dos especies de manglar durante dos años en una zona de Progreso sujeta a acciones de rehabilitación. La zona de *Avicennia germinans* presentó los valores más altos de almacén de C con 2.09 Mg C ha⁻¹ y captura de C con 0.26 Mg C ha⁻¹año⁻¹. La restauración ecológica demuestra resultados positivos en la captura de C aéreo y efectos positivos en variables fisicoquímicas del sitio.

Palabras clave: manglares; impacto hidrológico.

Abstract

Mangrove forests can store exceptionally high amounts of carbon (C), even higher than 1 000 Mg C ha⁻¹, being a key ecosystem in mitigation strategies for the effects of climate change. The exaggerated use of areas occupied by mangroves, the lack of understanding of their function, their inadequate management and natural and anthropogenic disturbances have a negative effect on their own processes, reflected in the deterioration of their functions and their stores of C. The conservation and restoration of mangrove forests has become a priority to maintain C reservations and prevent CO₂ emissions. The port of Progreso has been a fundamental platform for the growth of the Yucatan state economy, having suffered hydrological modifications, change of land use, organic contamination among other impacts and thereby loss of mangrove areas because they have been undertaken hydrological restoration actions. In this study, the monitoring of shrubs of two mangrove species for two years was carried out in an area of Progreso subject to a hydrological restoration. The area of *Avicennia Germinans* presented the highest C values with 2.09 Mg C ha⁻¹.and capture of C with 0.26 Mg C ha⁻¹year⁻¹. The hydrological restoration showed positive results in the warehouse and capture of air C and positive effects in the physicochemical variables of the site.

Key words: mangroves; hydrological impact.



Introducción

Los bosques de manglar pueden almacenar cantidades excepcionalmente altas de carbono (C), aún mayores a las 1 000 Mg C ha⁻¹ (Donato *et al.*, 2011), siendo un ecosistema clave en las estrategias de mitigación a los efectos del cambio climático vía conservación y restauración (Kauffman *et al.*, 2010). En la actualidad es evidente que la velocidad a la que los bosques de manglar están siendo impactados es más alta que la velocidad con la que se genera información ecológica para promover su conservación y recuperación. El creciente uso de áreas ocupadas por manglares, la falta de entendimiento de su función, su manejo inadecuado y las perturbaciones naturales y antrópicas tienen casi siempre un efecto negativo sobre sus propios procesos, reflejándose finalmente en el deterioro de sus funciones (Herrera-Silveira, 2013).

El puerto de Progreso ha sido una plataforma fundamental para el crecimiento de la economía del estado pues ha permitido el desarrollo de sectores claves como el agropecuario, la industria manufacturera y el comercio con el exterior, (Frías-Bobadilla, 2006). Los ecosistemas costeros en especial los manglares de Progreso ha sufrido modificaciones hidrológicas, cambio de uso del suelo, contaminación orgánica entre otros impactos (Teutli-Hernández, 2008). La conservación y restauración de los bosques de manglar se ha convertido en una prioridad para mantener las reservas de C y mitigar las emisiones de CO₂ que se derivan de la pérdida de humedales.

El objetivo de este estudio fue determinar el almacén y captura de carbono aéreo a través del incremento de biomasa aérea de dos especies de manglar en una zona sujeta a restauración hidrológica.

Materiales y métodos

Área de estudio

El área de estudio está en una de restauración en la ciénaga de Progreso, la cual se localiza al norte de la Península de Yucatán a 30 Km de la ciudad de Mérida en los 21° 14' y 21° 17' N y 89° 38' y 89° 47' O. En esta área se establecieron siete parcelas de 10 m x 10 m monoespecíficas de *Avicennia germinans* (mangle negro) y *Rhizophora mangle* (mangle rojo). Seis parcelas fueron de arbustos de *Avicennia germinans* (especie dominante del área) y una parcela para *Rhizophora mangle* en el área sujeta a restauración ecológica. Dado que la altura de los árboles es <3m a cada individuo se le midió la cobertura de la copa con una regla graduada y el diámetro a 30 cm de altura (D₃₀) con un vernier, estas variables se evaluaron durante dos años consecutivos (Figura 1).

En esta zona los manglares tienen una estructura tipo arbustiva con ramificaciones extendidas y alturas menores de 3 m, por lo que para el cálculo de la biomasa se usaron las ecuaciones para manglares de tipo chaparro (Kauffman y Donato, 2012).

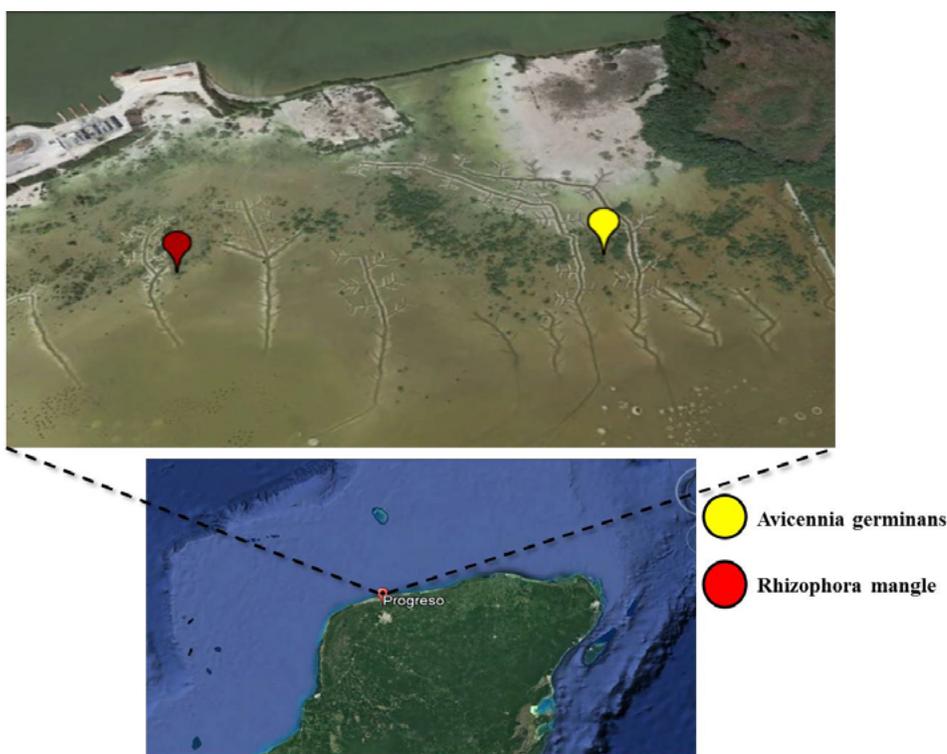


Figura 1. Distribución de los arbustos en el área de estudio, progreso, Yucatán.

Variables ambientales

Se realizaron mediciones *in situ* en cada una de las parcelas obteniendo agua intersticial a 30 cm por debajo del nivel del suelo con la ayuda de una jeringa y tubo acrílico de 40 cm de largo y se midió con un refractómetro. Se colectó muestras de agua intersticial *in situ* con ayuda de un tubo de acrílico y una jeringa a 30 cm de profundidad, posteriormente se midió el potencial de óxido-reducción (Redox) y pH con el ULTRAMETER IITM 6PF.

Biomasa y carbono aéreo

La biomasa aérea se estimó mediante ecuaciones alométrica específicas para cada especie, utilizadas para manglares chaparros de acuerdo con (Kauffman *et al.*, 2013) (Cuadro 1). El valor de biomasa en kilogramos de cada individuo se multiplicó por 0.5 para obtener el carbono, considerando que el 50% es el C de la biomasa de los árboles, el resultado fue dividido por 1 000 para obtener Megagramos (Mg) (Kauffman y Donato, 2012).

Cuadro 1. Ecuación alométrica por especie para la estimación de biomasa aérea.

| Especie | Ecuación alométrica | Referencia |
|----------------------------|--|---------------------------|
| <i>Rhizophora mangle</i> | $\ln B = 2\,528 + (1,129 (\ln D30^2)) + (0.156 * \ln \text{Vol copa})$ | Ross <i>et al.</i> , 2001 |
| <i>Avicennia germinans</i> | $\ln B = 2\,134 + (0.895 (\ln D30^2)) + (0.184 * \ln \text{Vol copa})$ | Ross <i>et al.</i> , 2001 |

Ln=logaritmo natural, B= biomasa (g), D30 = diámetro del tronco a 30 cm del suelo (cm), H= altura (m), Vol = volumen de la copa (cm³)

Resultados y Discusión

La salinidad intersticial en las zonas con arbustos de *Avicennia germinans* fue de $79.5 \pm 18.7 \text{ gr kg}^{-1}$ para el año 2015 y de $63.8 \pm 11.05 \text{ gr kg}^{-1}$ para 2017. Las zonas que presentaron arbustos de *Rhizophora mangle* la salinidad promedio fue de $62.1 \pm 10 \text{ gr kg}^{-1}$ para el año 2015 y para el año 2017 disminuyó a 52.5 gr kg^{-1} (Cuadro 2). El potencial de óxido-reducción (Redox) en las zonas con arbustos de *Avicennia germinans* presentaron un promedio de $-194 \pm 34.7 \text{ mV}$ para el año 2015 y para el año 2017 el Redox disminuyó a $-181 \pm 33.03 \text{ mV}$, las zonas con arbustos de la especie *Rhizophora mangle* el promedio de Redox fue de $-174.5 \pm \text{mV}$ y para el año 2017 el Redox disminuyó de -156 mV (Cuadro 2). El pH en la zona de arbustos de *Avicennia germinans* fue 6.72 ± 0.07 para el año 2015 y para el 2017 fue de 6.77 ± 0.09 . La zona con especie de *Rhizophora mangle* obtuvo un promedio en el pH de 6.73 ± 0.12 para el año 2015 y para el año de 2017 el pH fue de 6.85 ± 0.21 .

El almacén aéreo de los arbustos de *Rhizophora mangle* (mangle rojo) para el año 2015 fue de $0.126 \pm 0.12 \text{ Mg C ha}^{-1}$ y para el año 2017 fue de $0.250 \pm 0.02 \text{ Mg C ha}^{-1}$ (Figura 2).

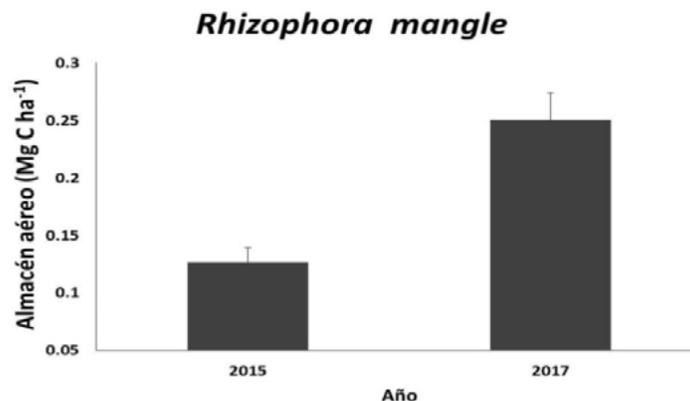


Figura 2. Almacén de carbono aéreo para la especie de *Rhizophora mangle*.

Para la especie de *Avicennia germinans* (mangle negro) el almacén aéreo fue de $1.57 \pm 0.024 \text{ Mg C ha}^{-1}$ para el año 2015 y para año 2017 fue de $2.09 \pm 0.027 \text{ Mg C ha}^{-1}$ (Figura 3). *Avicennia germinans* fue la especie dominante en la zona.

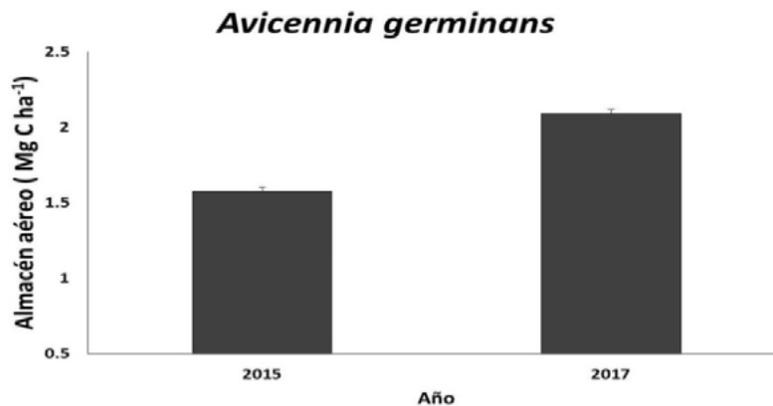


Figura 3. Almacén aéreo de carbono en para la especie *Avicennia germinans*.

La captura de carbono de los arbustos de *Rhizophora mangle* fue de $0.062 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. La captura de carbono para la especie *Avicennia germinans* fue de $0.26 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en la zona de

restauración (Figura 4). *Rhizophora mangle* registró un aumento notable de tallos y coberturas de sus hojas del 2015 a 2017, lo que se traduce en captura de carbono.

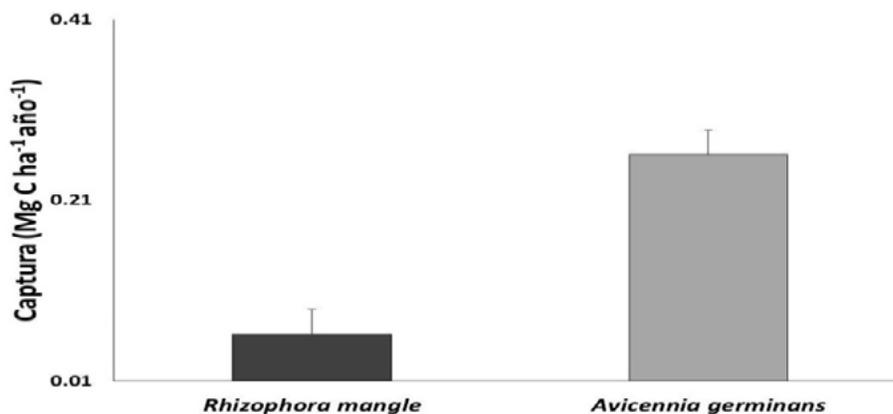


Figura 4. Captura de C de *Rhizophora mangle* y *Avicennia germinans*.

Los arbustos de la especie *Avicennia germinans* presentaron el mayor almacén de carbono aéreo en la zona de restauración hidrológica. Estos resultados son similares a los reportados por Gutiérrez-Mendoza y Herrera-Silveira en el 2015, en un estudio realizado en progreso con valores de 1.9-19.7 Mg C ha⁻¹ de almacén aéreo, *Avicennia germinans* registró valores superiores a los mínimos en dicho estudio con 2.09 Mg C ha⁻¹. Por el contrario, la especie *Rhizophora mangle* presentó valores menores en el almacén de C aéreo que los registrados en dicho estudio. La zona de *Avicennia germinans* presentó la mayor captura de carbono con 0.26 Mg C ha⁻¹ año⁻¹, podría estar relacionado con que fue la especie dominante del sitio. *Avicennia germinans* tolera un gran espectro de condiciones climáticas y edáficas que le permiten ser dominante o exclusiva de ambientes marginales en los límites latitudinales o en áreas donde los suelos tienen altas concentraciones de sal (Cintrón y Schaeffer-Novelli, 1983), *Avicennia germinans* incrementa su cobertura hacia salinidades mayores, formando extensos manglares uniespecíficos de baja altura en las planicies lodosas (López Portillo y Ezcurra, 2002). Las zonas con *Avicennia germinans* y *Rhizophora mangle* presentaron una disminución de la salinidad intersticial y los valores del potencial de óxido-reducción (redox) fue más positivo al término de los dos años (Cuadro 2). El potencial redox del suelo (medido en mV) es un indicador de las condiciones de anaerobiosis a las que están sujetas las estructuras vegetales subterráneas, así como de la profundidad y temporalidad de la inundación en humedales (Patrick *et al.*, 1996). Se ha demostrado que bajos potenciales redox de los suelos pueden afectar las funciones fisiológicas de la vegetación (Delaune *et al.*, 1990). Los valores altos de salinidad disminuyen el desarrollo de las especies de mangle, las cuales crecen formando un matorral enano o inclusive pueden morir. En estos casos es necesario recuperar la hidrología del manglar (Flores-verdugo *et al.*, 2007).

La construcción de la carretera Mérida-progreso ha tenido como consecuencia que en el lado este de la carretera (ciénega) la salinidad intersticial sea de >100 gr kg⁻¹ (Herrera-Silveira *et al.*, 2014). Las acciones de restauración en la ciénega de progreso lograron la disminución de la salinidad intersticial a <65 gr kg⁻¹. Las condiciones hidrológicas adecuadas permitirán un buen funcionamiento biológico y químico. (Flores-verdugo *et al.*, 2007). *Avicennia germinans* es menos tolerante a estar inundada pero su característica principal es que es mejor competidora en condiciones de altas salinidades (>40) (Herrera-Silveira *et al.*, 2014). *Avicennia germinans* tuvo un mejor desarrollo en sitios de altas salinidades a comparación de *Rhizophora mangle*, lo que se ve reflejado en el almacén y captura de carbono.



Conclusiones

La restauración hidrológica presenta resultados positivos en las variables fisicoquímicas como la salinidad y el redox, reflejándose en el almacén y captura de C. La restauración de manglares es una herramienta importante para la mitigación de los efectos del cambio climático.

Literatura citada

- Adame, M., B. Kauffmann, V. Valdez, J. Frausto y A. Rhodes. 2012. Determinación de la estructura y existencias de carbono en manglares de la Reserva de la Biósfera de Sian Ka'an. *Forest Ecology and Management*.
- Cintrón, G. y Y. Schaeffer-Novelli. 1983. Introducción a la ecología del manglar. UNESCO, Montevideo. 109 p
- Delaune, R. D.; S. R. Pezeshki and J. H. Pardue. 1990. An oxidation-reduction buffer for evaluating the physiological response of plants to root oxygen stress. *Environ. and Exper. Botany* 30: 243- 247.
- Donato, D. C., J. Kauffman-Boone, D. Murdiyarsa, S. Kurnianto and M. Stidham. 2011. Mangroves among the most carbon rich forests in the tropics. *Nature Geoscience* 4:293-297.
- Flores-Verdugo, F., P. Moreno-Casasola, C. M. Agraz-Hernández, H. López-Rosas, D. Benítez-Pardo y A. C. Travieso-Bello. 2007. La topografía y el hidroperíodo: dos factores que condicionan la restauración de los humedales costeros. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*.
- Frías-Bobadilla, W. R. 2006. Monografía histórica, geográfica, marítima y cultural del puerto de Progreso de Castro, Yucatán, 2da edición. Progreso, Yucatán: Ayuntamiento Constitucional de Progreso 2004-2007.
- Gutiérrez-Mendoza, J. y J. Herrera-Silveira. 2015. Almacenes de Carbono en manglares de tipo Chaparro en un escenario cárstico. *In: Paz, F. y J. Wong. (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2014. Texcoco, Estado de México, México. ISBN: 978-607-96490-2-9. 642 p.*
- Herrera-Silveira, J. A., C. Teutli-Hernández, A. Zaldivar-Jiménez, R. Pérez-Ceballos, O. Cortés-Balán, I. Osorio-Moreno, J. Ramirez-Ramirez, J. Caamal-Sosa, M. T. Andueza-Briceño, R. Torres y H. Hernández-Aranda. 2013. Programa Regional para la Caracterización y el Monitoreo de Ecosistemas de Manglar del Golfo de México y el Caribe Mexicano: Inicio De Una Red Multi-Institucional. Península De Yucatán. CINVESTAV-ECOPEY/CONABIO, FB1307-FN009/08. Noviembre 2013.
- Herrera-Silveira, J. A. O. Cortes, I. Mariño, C. Enríquez, C. Teutli-Hernández, L. Carrillo, E. Pech, J. Erosa and K. Zenteno. 2014. Programa de Restauración Ecológica mediante la Conectividad Hidráulica del Ecosistema de Manglar de Progreso". Informe Final. IRAVALL- CINVESTAV
- Kauffman, J. B, D. C. Donato y M. F. Adame. 2013. Protocolo para la medición, monitoreo y reporte de la estructura, biomasa y reservas de carbono de los manglares. Documento de Trabajo 117. Bogor, Indonesia: CIFOR.
- López-Portillo, J. y E. Ezcurra. 2002. Los manglares de México: una revisión. *Madera y Bosques* 1:27-51.
- Patrick, W. H., R. P. Gambrell and S. P. Faulkner. 1996. Redox measurements of soils. En: Sparks D.L. Ed. *Methods of Soil Analysis, Part 3, Chemical Methods*, pp. 1255-1273, Soil Science Society of America y American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin.
- Teutli-Hernandez, C. 2008. Regeneración de zonas de manglar bajo diferentes regímenes hidrológicos en sistemas cársticos-carbonatados. Tesis MC. (Biología Marina) CINVESTAV-IPN, Unidad Mérida.

4.11 Variabilidad del sistema del CO₂ en el Parque Nacional Islas Marietas (PNIM), Bahía de Banderas, Nayarit

Cupul-Cortés M.¹; Hernández-Ayón J. M.²; Cupul-Magaña A. L.³ y Rodríguez-Troncoso A. P.³

¹Facultad de Ciencias Marinas, Universidad Autónoma de Baja California, Carretera Tijuana-Ensenada km. 103, Col. Pedregal Playitas, C.P. 22860, Ensenada, Baja California.

²Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California, km. 103 carretera Tijuana-Ensenada, Ensenada, Baja California 22860, México.

³Laboratorio de Ecología Marina, Centro de Investigaciones Costeras, Centro Universitario de la Costa, Universidad de Guadalajara, Av. Universidad No. 203, Puerto Vallarta, C.P. 48280, Jalisco, México.

Autor para correspondencia: mcpul@uabc.edu.mx

Resumen

Se realizaron muestreos mensuales durante el periodo de octubre 2016 a octubre 2017, en dos sitios del Parque Nacional Islas Marietas (PNIM), con desarrollo de estructuras arrecifales, con el objetivo de describir la variabilidad temporal de las variables del sistema del CO₂. Se tomaron muestras de agua de mar para la medición de carbono inorgánico disuelto (CID), alcalinidad total (AT), pH_{SWS} y Ω_{Ar} . Los resultados mostraron que las variables de la química del carbono están fuertemente influenciadas por la variación estacional del Agua Tropical Superficial en la región y asociado a esto, se observaron dos condiciones a lo largo del muestreo: 1) de verano a otoño dominó un periodo de bajas concentraciones de CID y alto pH_{SWS} y 2) de invierno a primavera se observaron altas concentraciones de CID y bajo pH_{SWS}, además se observó la influencia de surgencias. Asimismo, se encontró que la variación del estado de saturación de carbonato de calcio (Ω_{Ar}) es mayor en el PNIM respecto a otros arrecifes mexicanos donde se han realizado este tipo de estudios. Los resultados de este estudio mostraron que los corales del PNIM viven bajo un escenario de acidificación natural durante ciertos periodos del año y están aclimatados a vivir bajo amplios rangos de temperatura (13.9°C), pH_{SWS} (0.3) y Ω_{Ar} (2.12) a lo largo del año, lo cual no compromete su desarrollo o crecimiento.

Palabras clave: *pacífico tropical mexicano; Ω_{Ar} ; comunidad coralina; surgencias.*

Abstract

Monthly samplings were carried out during the period from October 2016 to October 2017, in two sites of the Islas Marietas National Park (IMNP), with development of reef structures, with the objective of describing the temporal variability of the CO₂ system. Samples of seawater were taken for the measurement of dissolved inorganic carbon (DIC), total alkalinity (TA), pH_{SWS} and Ω_{Ar} . The results showed that the variables of the carbon chemistry are strongly influenced by the seasonal variation of the Surface Tropical Water in the region and associated to this, two conditions were observed throughout the sampling: 1) from summer to autumn a period of low concentrations of DIC and high pH_{SWS} and 2) from winter to spring, high concentrations of CID and low pH_{SWS} were observed, and the influence of upwelling was observed. Likewise, it was found that the variation of the saturation state of calcium carbonate (Ω_{Ar}) is higher in the IMNP compared to other Mexican reefs where this type of studies has been carried out. The results of this study showed that the corals of the IMNP live under a scenario of natural acidification during certain periods of the year and are acclimated to live under wide ranges of temperature (13.9°C), pH_{SWS} (0.3 units) and Ω_{Ar} (2.12 units) throughout of the year, which does not compromise its development or growth.

Key words: *tropical mexican pacific; Ω_{Ar} ; coral community; upwelling.*

Introducción

El aumento de los niveles de CO₂ antropogénico ha cambiado en la química marina, particularmente el descenso del pH del agua de mar, por lo cual este problema se ha denominado “acidificación del océano” (Feely *et al.*, 2004). A través de diversos experimentos a nivel de mesocosmos, se ha demostrado que los cambios en la química marina, asociados a la acidificación del océano, afectan de forma negativa a los ecosistemas marinos, particularmente los procesos biogeoquímicos fisiológicos y biogeoquímicos de los organismos marinos (*i.e.* calcificación, fijación de carbono en la fotosíntesis, Feely *et al.*, 2004, 2009; Anthony *et al.*, 2008). Por lo tanto, para estimar los futuros impactos asociados a los cambios en la química marina en un área de interés, es necesario comprender la dinámica del CO₂ en ambientes costeros. Por otro lado, el Parque Nacional Islas Marietas (PNIM) cuenta con una de las comunidades coralinas más importantes del Pacífico Mexicano, los cuales son organismos altamente sensibles a cambios ambientales, por lo que es necesario conocer la fluctuación de los factores que determinan su desarrollo (*i.e.* temperatura, pH, Ω_{Ar} y luz).

Materiales y Métodos

Área de estudio

El Parque Nacional Islas Marietas (PNIM) se localiza en el extremo norte de Bahía de Banderas, en el estado de Nayarit (Figura 1). El parque está constituido por dos islas de origen volcánico, la Isla Larga e Isla Redonda y se encuentran separadas por un canal somero de aproximadamente un kilómetro de ancho (Rebón-Gallardo, 2000). Asimismo, esta región se localiza dentro de la zona de transición entre tres sistemas de corrientes: Corriente de California, Corriente Costera Mexicana y Agua del Golfo de California, la influencia de estas masas de agua hace que la región presente importantes características oceanográficas, principalmente el desarrollo de una gran diversidad de especies marinas (Carriquiry y Reyes-Bonilla, 1997).

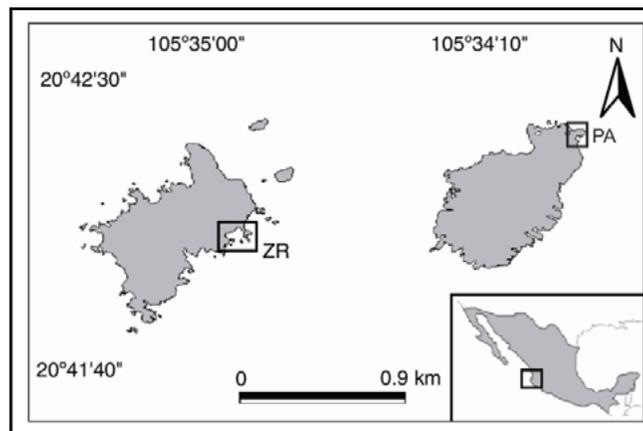


Figura 1. Localización del área de estudio, los rectángulos indican el área donde fueron tomadas las muestras discretas.

Colecta de muestras y análisis de variables del sistema del CO₂

Para describir la variabilidad del sistema del CO₂ se realizaron muestreos discretos en dos puntos y a dos profundidades en el PNIM, a lo largo de un año. El agua se colectó con botellas Niskin, se colocó dentro de botellas de borosilicato de 500 mL y se fijó con 100 μ L de una solución saturada de HgCl₂. Las variables medidas fueron CID, mediante una técnica coulométrica (Johnson *et al.*, 1987) y AT, con el método potenciométrico de Dickson *et al.*, 2003 y la técnica de Hernández-Ayón *et al.*, 1999.

Asimismo, con el software CO₂Sys (Lewis y Wallace, 1998) y con base en los valores de CID, AT, salinidad, temperatura y las constantes de disociación de Leuker *et al.* (2000) se calcularon las variables auxiliares (pH_{sws} y Ω_{Ar}).

Posteriormente, se realizó un análisis de frecuencias a los datos de temperatura *in situ*, para identificar los procesos que modulan la variabilidad de la temperatura.

Análisis estadístico de los datos

El análisis estadístico se llevó a cabo con el paquete estadístico del software STATISTICA ver.8 y SigmaPlot ver. 11 dentro de un intervalo de confianza del 95% ($\alpha=0.05$). Se evaluó supuesto de normalidad de los datos discretos con una prueba Kolmogorov-Smirnoff (K-S; Zar, 2010) y se evaluaron las diferencias significativas entre los sitios de muestreo con una prueba t de Student a los datos de temperatura *in situ* con un valor de $p<0.05$. Asimismo, se realizó un análisis de varianza (ANOVA) y regresiones lineales simples a los datos discretos de CID, pH_{sws} , temperatura y Ω_{Ar} , para la evaluación de la calidad de los datos calculados de pH_{sws} .

Resultados y Discusión

Temperatura superficial del mar (TSM)

Las series de temperatura (Figura 2) mostraron un patrón estacional marcado a lo largo del año. La temperatura media anual fue $27.01 \pm 3.4^\circ\text{C}$, la más alta se registró en el mes de agosto (32.6°C) y la más baja (18°C) entre los meses de marzo a mayo, siendo marzo el mes más frío de todo el periodo. Además, pese que la variabilidad de la temperatura es similar en ambos sitios, se encontró que estos son diferentes significativamente ($t=5.81$, $p<0.05$), donde el sitio de Zona de Restauración (ZR) es más cálido respecto a Playa del amor (PA). Esta diferencia de temperatura entre sitios pudiese estar relacionada con características propias de cada sitio, tales como geomorfología, profundidad y tiempo de residencia del agua.

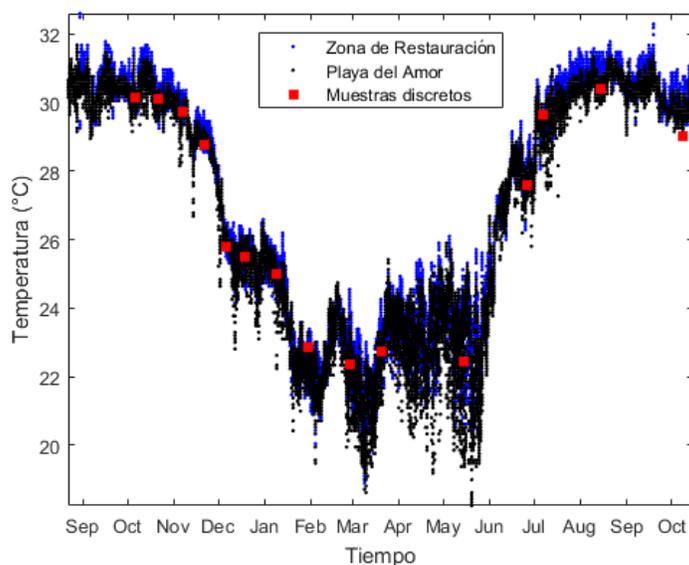


Figura 2. Serie de temperatura *in situ*. Se muestran en azul la temperatura en la Zona de Restauración (ZR) y en negro en la Playa de amor (PA). Los cuadrados rojos representan los muestreos discretos realizados a lo largo del muestreo.

Variabilidad anual del sistema del CO₂

Por otro lado, el Cuadro 1 muestra la variabilidad anual del sistema del CO₂ en los dos sitios de muestreo, donde, a lo largo del año se encontraron dos condiciones oceanográficas: 1) la época de verano a otoño se caracterizó por la presencia de aguas con una señal baja de CID y alto pH_{sws}, asociada a la fuerte influencia del Agua Superficial Tropical (AST). Por el contrario, 2) de invierno a primavera dominaron aguas con una señal evaporada del AST, las cuales se caracterizaron por un alto contenido de CID, bajo pH_{sws} y mayor salinidad. No obstante, en el mes de mayo se registraron las concentraciones más altas de CID y más bajas de pH_{sws}, lo cual está asociado a la ocurrencia de eventos de surgencia.

Cuadro 1. Valores promedio (± desviación estándar) de temperatura, salinidad y variables del sistema del CO₂ (carbono inorgánico disuelto (CID), alcalinidad total (AT), pH_{sws} y saturación de carbonato de calcio (Ω_{Ar})).

| Mes | Temperatura (°C) | Salinidad | pH _{sws} | CID (μmol kg ⁻¹) | AT (μmol kg ⁻¹) | Ω _{Ar} |
|---|---------------------|-----------|-------------------|---------------------------------|--------------------------------|-----------------|
| Sitio 1. Zona de Restauración, Isla Larga | | | | | | |
| Octubre | 30.12 ± 0.01 | 33.8 | 7.92 ± 0.07 | 1 985 ± 23 | 2 256 ± 23 | 3.20 ± 0.46 |
| Noviembre | 29.25 ± 0.51 | 34.3 | 7.96 ± 0.01 | 1 992 ± 12 | 2 281 ± 16 | 3.35 ± 0.11 |
| Diciembre | 25.64 ± 0.15 | 34.2 | 7.92 ± 0.04 | 2 042 ± 18 | 2 281 ± 9 | 2.77 ± 0.26 |
| Enero | 23.92 ± 1.14 | 34.3 | 7.92 ± 0.06 | 2 044 ± 26 | 2 271 ± 7 | 2.61 ± 0.23 |
| Febrero | 22.37 | 34.3 | 7.91 ± 0.02 | 2 074 ± 11 | 2 281 ± 7 | 2.39 ± 0.11 |
| Marzo | 22.73 | 34.3 | 7.84 ± 0.04 | 2 079 ± 10 | 2 258 ± 11 | 2.12 ± 0.19 |
| Mayo | 23.28 | 34.2 | 7.72 ± 0.01 | 2 150 ± 4 | 2 282 | 1.72 ± 0.04 |
| Junio | 27.83 | 34.2 | 7.85 ± 0.03 | 2 053 ± 6 | 2 272 ± 12 | 2.61 ± 0.18 |
| Julio | 29.82 | 34 | 7.93 ± 0.08 | 1 990 ± 27 | 2 262 ± 21 | 3.20 ± 0.50 |
| Agosto | 30.72 | 33.7 | 7.93 ± 0.02 | 1 971 ± 9 | 2 250 ± 6 | 3.29 ± 0.15 |
| Octubre | 29.0 | 33 | 7.98 ± 0.01 | 1 940 ± 2 | 2 227 ± 9 | 3.34 ± 0.09 |
| Sitio 2. Playa del Amor, Isla Redonda | | | | | | |
| Octubre | 30.12 ± 0.01 | 33.7 | 7.96 ± 0.06 | 1 980 ± 29 | 2 269 ± 12 | 3.40 ± 0.37 |
| Noviembre | 29.25 ± 0.11 | 34.2 | 7.97 ± 0.04 | 1 993 ± 33 | 2 290 ± 4 | 3.45 ± 0.34 |
| Diciembre | 25.64 ± 0.15 | 34.2 | 7.96 ± 0.04 | 2 032 ± 12 | 2 288 ± 13 | 2.95 ± 0.25 |
| Enero | 23.92 ± 1.14 | 34.2 | 7.94 ± 0.02 | 2 052 ± 16 | 2 287 ± 9 | 2.70 ± 0.21 |
| Febrero | 22.37 | 34.3 | 7.93 ± 0.02 | 2 072 ± 16 | 2 290 ± 6 | 2.51 ± 0.13 |
| Marzo | 22.73 | 34.3 | 7.93 ± 0.07 | 2 072 ± 44 | 2 272 ± 23 | 2.54 ± 0.40 |
| Mayo | 22.45 | 34.3 | 7.76 ± 0.03 | 2 147 ± 15 | 2 289 ± 5 | 1.79 ± 0.13 |
| Junio | 27.58 | 34.2 | 7.92 ± 0.02 | 2 039 ± 11 | 2 295 ± 3 | 2.99 ± 0.10 |
| Julio | 29.65 | 34 | 7.98 ± 0.02 | 1 992 ± 12 | 2 295 ± 9 | 3.53 ± 0.13 |
| Agosto | 30.39 | 33.7 | 7.98 ± 0.03 | 1 958 ± 17 | 2 260 ± 9 | 3.53 ± 0.22 |
| Octubre | 29.0 | 32.5 | 8.03 ± 0.01 | 1 906 ± 5 | 2 215 ± 1 | 3.58 ± 0.04 |

De manera general, se observó las variables del sistema del carbono varían considerablemente a lo largo del año (Cuadro 2). Por lo tanto, se dice que los corales del Parque Nacional Islas Marietas (PNIM) están aclimatados a vivir bajo un amplio rango de temperatura, pH_{sws} y Ω_{Ar}, inclusive aún cuando estas variables están por debajo de las condiciones óptimas para el desarrollo de los organismos coralinos (pH > 8 y Ω_{Ar} > 3, Calderón-Aguilera *et al.*, 2017). Cabe mencionar que esta capacidad de soportar condiciones subóptimas ha sido reportada anteriormente por Rodríguez-Troncoso *et al.* (2016) en un experimento de estrés térmico de la especie *Pocillopora verrucosa*, el cual mostró que la

resistencia de un organismo está relacionada a la cantidad de eventos anómalos que han ocurrido durante el ciclo de vida del coral. Además, esta capacidad de aclimatación a condiciones subóptimas puede verse reflejada en una disminución de la extensión linear o calcificación durante los periodos donde las condiciones no son favorables para el desarrollo del coral (Sánchez-Noguera *et al.*, 2017; Venti *et al.*, 2014; Tortolero-Langarica *et al.*, 2017).

De manera general, los resultados de este estudio mostraron que la variación anual de la temperatura y Ω_{Ar} en el Parque Nacional Islas Marietas (PNIM) es mayor a la reportada en Cabo Pulmo (Norzagaray-López, 2015), en cambio, es similar a la variación encontrada en Bahía Culebra, Costa Rica, una región con una comunidad coralina similar a Marietas donde también ocurren afloramientos de agua subsuperficial (Sánchez-Noguera *et al.*, 2017, Cuadro 2).

Cuadro 2. Registros de la variación anual de temperatura, salinidad, carbono inorgánico disuelto (CID), alcalinidad total (AT), pH_{sws} y estado de saturación de aragonita (Ω_{Ar}) para el Parque Nacional Islas Marietas (PNIM), Cabo Pulmo (Norzagaray-López, 2015) y Bahía Culebra (Sánchez-Noguera *et al.*, 2017). *Variables calculadas con el programa CO₂Sys (Lewis y Wallace, 1998).

| Variable | Cabo Pulmo, B.C.S. | | PNIM, Nay | | Bahía Culebra, C.R. | |
|---------------------------------|--------------------|----------|-------------|----------|---------------------|----------|
| | Rango | Δ | Rango | Δ | Rango | Δ |
| Temperatura (°C) | 20.2-28.7 | 8.5 | 18.2- 32.1 | 13.9 | 23.8-31.37 | 7.57 |
| Salinidad | 34.5-35.2 | 0.7 | 32.5-34.6 | 0.4 | 31.7-33.3 | 1.6 |
| CID ($\mu\text{mol kg}^{-1}$) | 1 944-2 114 | 170 | 1 901-2 160 | 260 | 1 412.1-2 361 | 949 |
| AT ($\mu\text{mol kg}^{-1}$) | - | - | 2 213-2 309 | 96 | 1 638-2715 | 1 077 |
| * pH_{sws} | 7.92-8.06 | 0.1 | 7.71-8.04 | 0.3 | 7.81-8.10 | 0.3 |
| * Ω_{Ar} | 2.33-3.44 | 1.1 | 1.7-3.8 | 2.1 | 1.89-4.92 | 3 |

Procesos dominantes en los sitios de muestreo

Por otro lado, se realizó un análisis de frecuencias con el propósito de visualizar los procesos o forzamientos físicos que influyen sobre la temperatura en los sitios de muestreo (Figura 3). Este análisis mostró que los sitios se encuentran modulados por mareas del tipo semidiurna mixta y calentamiento diurno, particularmente en los periodos donde las condiciones son más estables (*i.e.* verano y otoño).

Asimismo, no se descarta la posibilidad de encontrar frecuencias asociadas a ondas internas de marea dentro del periodograma, las cuales ya han sido reportadas anteriormente por Plata y Filonov (2003) en el área de estudio. Sin embargo, para identificar la mayoría de los forzamientos que influyen sobre la temperatura, se requiere realizar un análisis a mayor profundidad.

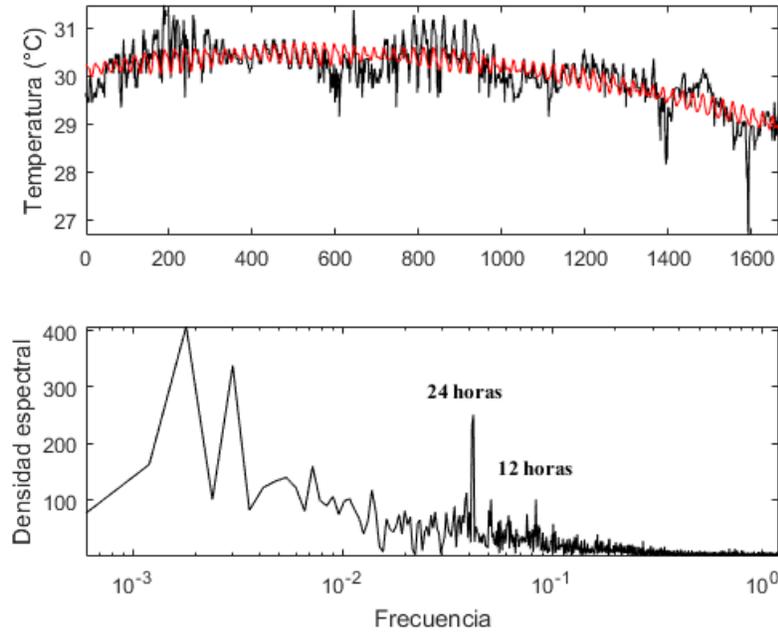


Figura 3. Análisis de frecuencias realizado a la temperatura para el periodo entre agosto y octubre, donde los picos más grandes muestran las frecuencias más representativas de la serie de tiempo.

Influencia de las surgencias en las variables del sistema del CO₂

Por otro lado, durante el periodo de invierno a primavera, se observaron algunos episodios donde las variaciones de temperatura eran de hasta cuatro grados centígrados, para lo cual, consultó el índice de surgencias de la estación más cercana al área de estudio (fuente: https://www.pfeg.noaa.gov/products/PFEL/modeled/indices/upwelling/NA/data_download.html; 21_°N-107_°O). Con base en imágenes satelitales de temperatura superficial mar, el promedio mensual del índice de surgencias y los datos de las muestras discretas, se observó que las surgencias influyen de manera directa sobre los sitios de muestreo y en consecuencia sobre las variables del sistema del CO₂ (Figura 5).

Por otro lado, los valores de pH_{SWS} de las muestras discretas del mes de mayo, correspondientes al periodo de surgencias, se encontraron entre los 7.75 y 7.8, los cuales indican o muestran un escenario de acidificación natural y son similares a los reportados por Sánchez-Noguera *et al.* (2017) en una zona arrecifal de Costa Rica y por Chapa-Balcorta *et al.* (2015) en el Golfo de Tehuantepec, regiones donde ocurren afloramientos intensos de agua subsuperficial. Sin embargo, a pesar de la ocurrencia de eventos de surgencia no se detectaron valores de CID y Ω_{Ar} que indiquen la presencia de aguas subsaturadas de carbonato de calcio ($\Omega > 1$) tal y como ocurre en el Golfo de Tehuantepec (Chapa-Balcorta *et al.*, 2015).

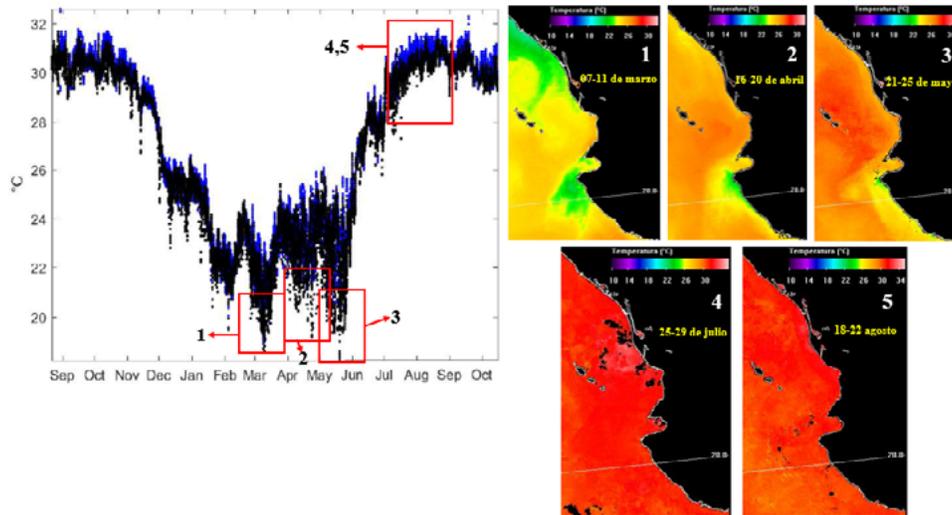


Figura 4. Series de tiempo de temperatura superficial de los sitios de muestreo, imágenes satelitales de temperatura superficial del mar durante el periodo de muestreo. La numeración de las imágenes corresponde a cambios de temperatura observados en la serie de tiempo.

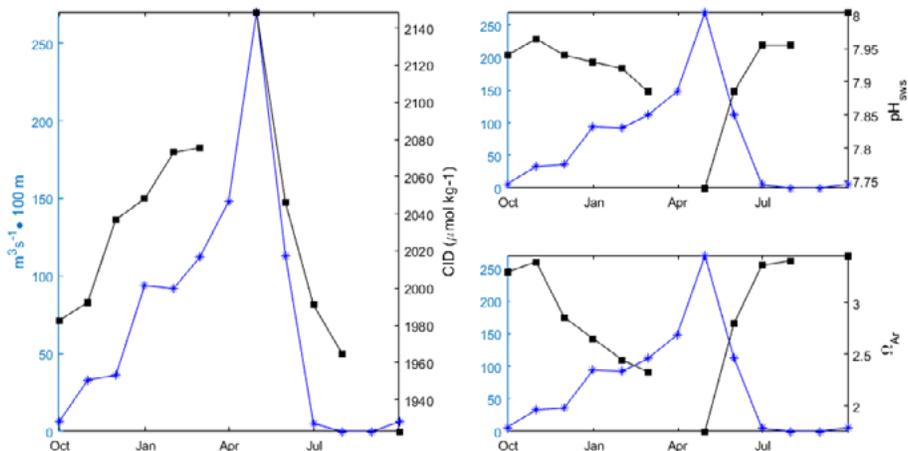


Figura 5. Series de tiempo del índice de surgencias (azul) y los valores discretos de las variables medidas y calculadas del sistema del CO_2 (negro: CID, pH_{sws} y Ω_{Ar}). Se aprecia la relación inversa que existe entre el CID y el pH_{sws} durante eventos de surgencia.

Conclusiones

Para la región de estudio se observaron dos masas de agua a lo largo del año: 1) Agua Superficial Tropical, durante la época de verano-otoño y 2) Agua Tropical evaporada, en la temporada de invierno a primavera. Asimismo, la variabilidad en la química del CO_2 en la región del PNIM es dominada principalmente por la advección de masas de agua y eventos de surgencias. Cuando ocurre este último, se presentan los valores más bajos de temperatura, pH y Ω_{Ar} .

Por otro lado, los corales del PNIM están aclimatados a vivir bajo condiciones variables de temperatura ($\Delta T = 13.9^\circ\text{C}$), pH_{sws} ($\Delta \text{pH}_{\text{sws}} = 0.3$), CID ($\Delta \text{CID} = 260 \mu\text{mol kg}^{-1}$) y Ω_{Ar} ($\Delta \Omega_{\text{Ar}} = 2.12$), tal y como ocurre en Cabo Pulmo y en Bahía Culebra, las cuales no comprometen el desarrollo y crecimiento de estos organismos. Sin embargo, es necesario realizar estudios para determinar los efectos que tendrán estas variaciones de procesos oceanográficos que amenacen su desarrollo, tales como acidificación del océano e incremento de la temperatura superficial del mar.



Agradecimientos

A la Comisión Nacional de Áreas Protegidas (CONANP) y al Parque Nacional Islas Marietas (PNIM) por permitir el desarrollo de este proyecto. Así como también a los estudiantes del programa BEMARENA de la Universidad de Guadalajara (UdeG) por su ayuda en la colecta de muestras.

Literatura citada

- Anthony, K. R. N., D. I. Kline, G. Diaz-Pulido, S. Dove and O. Hoegh-Guldberg. 2008. Ocean acidification causes bleaching and productivity loss in coral reef builders. *PNAS*. 105:17442-17446.
- Calderón-Aguilera, L. E., H. Reyes-Bonilla, C. O. Norzagaray-López y R. A. López-Pérez. 2017. Los arrecifes coralinos de México: servicios ambientales y secuestro de carbono. *Elementos para políticas públicas* 1:53-62.
- Carriquiry, J. D. y H. Reyes-Bonilla. 1997. Estructura de la comunidad y distribución geográfica de los arrecifes coralinos de Nayarit, Pacífico de México. *Ciencias Marinas*. 23:227-248.
- Chapa-Balcorta, C., J. M. Hernández-Ayón, R. Durazo, E. Beier, S. R. Alin y A. López-Pérez. 2015. Influence of post-tehuano oceanographic processes in the dynamics of the CO₂ system in the Gulf of Tehuantepec, Mexico. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 1-19.
- Dickson, A. G., J. D. Afghan and G. C. Anderson. 2003. Reference materials for oceanic CO₂ analysis: a method for the certification of total alkalinity. *Marine chemistry* 80:185-197.
- Feely, R. A., C. L. Sabine, K. Lee, W. Berelson, J. Kleypas, V. J. Fabry and F. J. Millero. 2004. Impacto of antropogenic CO₂ on the CaCO₃ system in the oceans. *Science* 305:362-366.
- Feely, R. A., S. C. Doney and S. R. Cooley. 2009. Ocean Acidification: Present Conditions and Future Changes in a High-CO₂ World. *Oceanography* 22:37-47.
- Hernández-Ayón, J. M., S. L. Belli and A. Zirino. 1999. pH, alkalinity and total CO₂ in coastal seawater by potentiometric titration with a difference derivative readout. *Analytica Chimica Acta* 394:101-108.
- Johnson, K. M., J. M. Sieburth, P. J. L. Williams and L. Brändström. 1987. Coulometric Total Carbon Dioxide Analysis for Marine Studies: Automation and Calibration. *Marine Chemistry* 21:117-133.
- Lueker, T. J., A. G. Dickson and C. D. Keeling. 2000. Ocean pCO₂ calculated from dissolved inorganic carbon, alkalinity and equations for K₁ and K₂: validation based on laboratory measurements of CO₂ in gas and seawater at equilibrium, *Marine Chemistry* 70:105-119.
- Lewis, E. and D. R. W. Wallace. 1998. Program Developed for CO₂ system. Rep. pp. 105. Oak Ridge Natl. Lab., U.S. Dep. of Energy, Oak Ridge, Tenn. 33 p. <http://cdiac.esd.ornl.gov/oceans/co2rprt.html>
- Plata, L. y A. Filonov. 2007. Marea interna en la parte noroeste de la Bahía de Banderas, México. *Ciencias Marinas*. 33:197-215.
- Rebón-Gallardo, F. 2000. Distribución, abundancia y conservación de la avifauna de las islas Marietas, Nayarit, México. *Anales del Instituto de Biología, Serie Zoología*. 71:59-58.
- Rodríguez-Troncoso, A. P., E. Carpizo-Ituarte y A. L. Cupul-Magaña. 2016. Physiological response to high temperature in the Tropical Eastern Pacific coral *Pocillopora verrucosa*. *Marine ecology*:1-8 DOI:10.1111/maec.12392.
- Sánchez-Noguera, C., I. Stuhldreier, J. Cortés, C. Jiménez, A. Morales, C. Wild and T. Rixen. (2017). Natural ocean acidification at Papagayo upwelling system (North Pacific Costa Rica): implications for reef development. *Biogeosciences Discuss.*:1-23 doi.org/10.5194/bg-2017-459
- Tortolero-Langarica, J. J. A., A. P. Rodríguez-Troncoso, A. L. Cupul-Magaña and J. P. Carricart-Ganivet. 2017. Calcification and growth rate recovery of the reef-building *Pocillopora* species in the northeast tropical Pacific following and ENSO disturbance. *Peer J.*:1-21 DOI: 10.7717/peerj.3191
- Venti, A., A. Anderson and C. Langdon. 2014. Multiple driving factors explain spatial and temporal variability in coral calcification rates on the Bermuda platform. *Coral Reefs*. 33:979-997 DOI:10.1007/s00338-014-1191-9
- Zar Jerrold, H. 2010. *Biostatistical analysis*. 5ta. edición. Pearson. New Jersey. 944 p.

4.12 Estudio del sistema del dióxido de carbono en aguas de un sistema ostrícola

Oliva-Méndez Norma¹; Hernández-Ayón J. Martín² y Norzagaray-López Orion²

¹Facultad de Ciencias Marinas, ²Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California, Apartado postal 453, Ensenada, CP 22800, Baja California, México.
Autor para correspondencia: norma.oliva@gmail.com

Resumen

Los estudios del sistema del dióxido de carbono (CO₂) para las costas mexicanas se enfocan a caracterizar sus fluctuaciones en áreas oceánicas. Los efectos en los cambios que podrían tener las variables del sistema del CO₂ podrían detectarse incluso en áreas sobre el intermareal. En el presente trabajo se caracteriza el sistema del CO₂ en el agua que es bombeada del intermareal a una zona ostrícola. Los resultados muestran que el estado de saturación con respecto a aragonita (Ω_a) mantuvo valores entre 1 y 6. Por lo que no representan valores subsaturados, sin embargo, se desconocen los efectos que estos valores pueden tener en el desarrollo de los organismos que en este sitio ostrícola se producen. Además, las temperaturas se encontraron entre 11°C durante primavera a 29°C durante el verano.

Introducción

El problema de la acidificación de los océanos, se considera que aumentará de manera significativa lo largo de la costa noroeste del Pacífico en los próximos años (Gruber *et al.*, 2012; Frischknecht *et al.*, 2015). En Washington las acciones para afrontar estos cambios, incluyen mediciones continuas de la pCO₂ en zonas costeras. Para estos monitoreos se utilizan boyas oceanográficas (como la que se ubica en la Estación Ensenada), que se encuentran en la entrada de los esteros o bahías o frente a la costa, además de sensores (SeaFet -SeapHOx) en las áreas aledañas a donde se realiza producción de las larvas de ostión (<http://omegas.science.oregonstate.edu/>). De ambos instrumentos se generan series de tiempo de variables como pH, temperatura, salinidad y oxígeno, los cuales permiten conocer en tiempo real las condiciones químicas del agua. De esta forma es posible detectar eventos de surgencia y sus características químicas, así como generar el tiempo de reacción de los ostricultores con la finalidad de evitar utilizar en esos momentos el agua para cultivar larvas. Esta medida se trabaja en conjunto entre ostricultores y científicos. Aunque es una medida de adaptación a la acidificación de los océanos y se desconoce por cuánto tiempo pueda seguir implementándose, lo cierto es que se genera información importante acerca de los cambios que están ocurriendo en los océanos (Washington State Blue Ribbon Panel on Ocean Acidification, 2012).

Las series de tiempo colectadas dentro del Sistema de la Corriente de California (SCC) desde 1993 han mostrado un aumento en las concentraciones de CID, lo que se traduce en una disminución de pH y en consecuencia una disminución en los valores de Ω_{Ay} Ω_{Ca} (Wootton *et al.*, 2008; Borges *et al.*, 2010). En las costas del Noroeste de E.U.A se reportan con mayor frecuencia los monitoreos químicos y efectos en la biología de diferentes organismos a causa de la acidificación de los océanos. Sin embargo, en México uno de los principales retos radica en generar estudios interdisciplinarios que involucren el estudio de la acidificación, sus cambios y efectos. En Baja California se señala que las surgencias transportan aguas subsaturadas de carbonato que no son óptimas para organismos que calcifican. A diferencia de las costas de Washington donde ya se trabaja en la adaptación a los efectos de la acidificación en moluscos cultivados, en las costas de Baja California son pocos los estudios en que se realizan estudios de las variables del sistema del CO₂. El objetivo de este trabajo es evaluar y estudiar la variación temporal de las características las variables del sistema del CO₂ en las aguas que se usan en un sitio ostrícola.

Materiales y Métodos

Área de estudio

La Bahía de Todos Santos (BTS) es un cuerpo semicerrado que se localiza en la costa occidental de Baja California. Las Isla de Todos Santos separa a la bahía en dos entradas, las cuales se encuentran adyacentes a regiones de surgencia costera. En esta región de la península, los vientos soplan favorables a las surgencias durante todo el año, con máximos en primavera y verano (Pérez-Brunius *et al.*, 2006; Flores-Vidal *et al.*, 2015).

En la parte sur dentro de la Bahía de Todos Santos (BTS), se encuentra el sitio intermareal conocido como Rincón de Ballenas (RB) donde se ubican los laboratorios HG Sea Foods – MaxMar (HG), productores de semillas del ostión *Crassostrea gigas*. Sin embargo, no hay monitoreos costeros o sobre el intermareal Rincón de Ballenas, y por tanto se desconoce si aguas subsaturadas con respecto al carbonato podrían estar en el área durante temporada de surgencias. Debido a esto se sugiere monitorear el sistema del CO₂ en el intermareal Rincón de Ballenas (Figura 1).

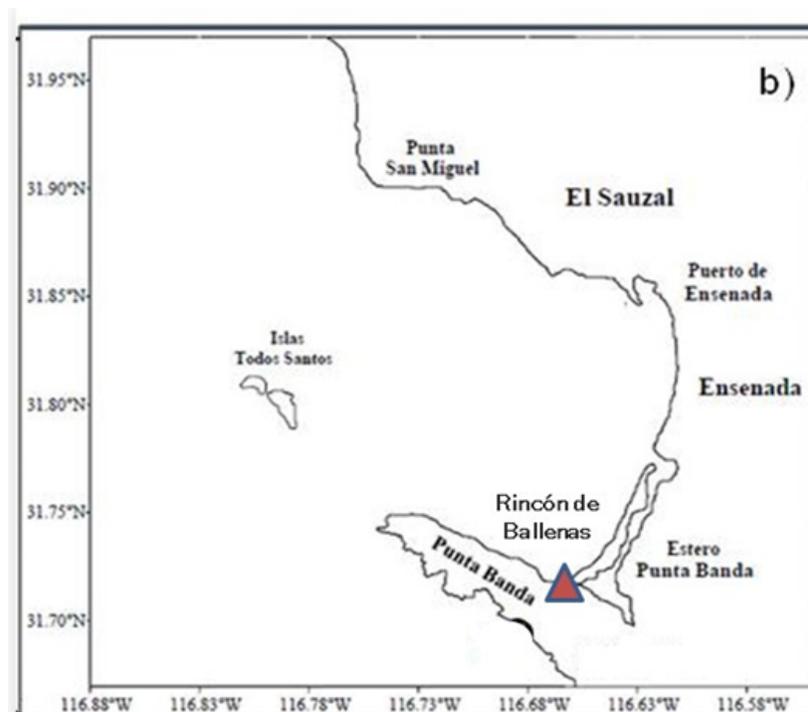


Figura 1. Localización de las instalaciones ostrícolas HG en Rincón de Ballenas (Triángulo rojo).

Metodología

Las variables físico químicas se muestrearon con la instalación de un sensor seapHOx. Este instrumento se programó cada 15 min para el registro de temperatura, O₂, salinidad y pH. Adicionalmente se realizaron monitoreos quincenales de temperatura, O₂, carbono inorgánico disuelto (CID), alcalinidad total (AT), con el objetivo de calibrar los datos obtenidos con el instrumento. Para la medición del CID se utilizó el método coulométrico descrito por (Johnson *et al.*, 1987). El análisis de AT se efectuó por potenciometría, utilizando la metodología descrita por (Dickson *et al.*, 2003). En ambos análisis se utilizó material de referencia certificado como control de calidad.

En las series de tiempo de la boya se identificaron los siguientes aspectos; (a) se analizarán las series de tiempo tanto quincenales como las generadas cada 15 minutos del SeapHOx, para identificar la

variación temporal de las variables en estudio (pH y temperatura); (b) las mediciones de temperatura, CID y AT se utilizaron para estimar el estado de saturación con respecto a aragonita (Ω_a). Además, se identificaron las fluctuaciones de CID que correspondan con eventos de surgencia, (temperaturas $<15^\circ\text{C}$ y CID $> 2200 \mu\text{atm}$).

Resultados

Los resultados preliminares muestran que durante el 2016 no se encontraron aguas con valores cercanos ó por debajo a valores de subsaturación. En la serie de tiempo de temperatura se pueden detectar valores entre 11°C a 29°C . Por su parte, para el pH los valores se mantuvieron en un intervalo entre 7.6 a 8.5. Para la Ω_a se encontraron valores entre 1 a 6, es decir se mantuvieron condiciones de sobresaturación en las aguas dentro del sitio ostrícola (Figura 2).

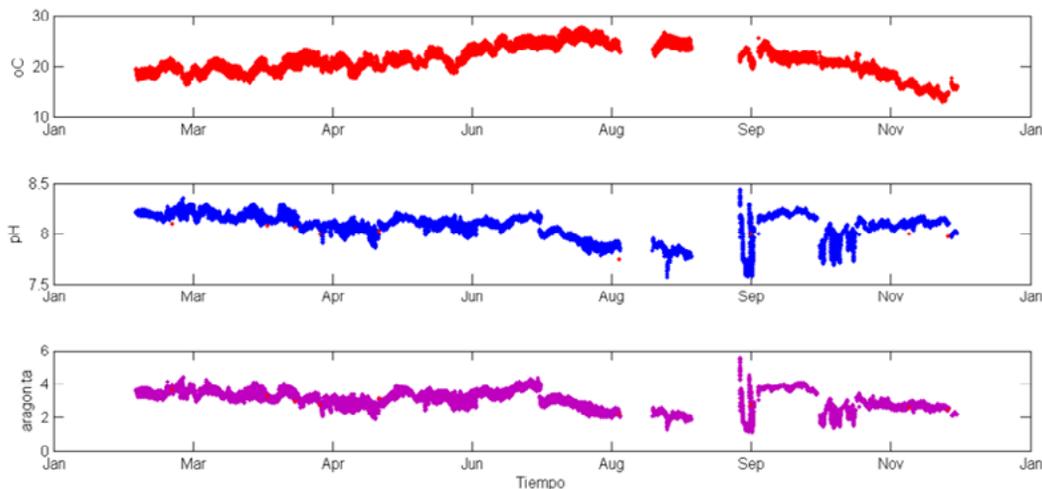


Figura 2. Series de tiempo de temperatura, pH y Ω_a durante febrero a noviembre de 2016.

Literatura citada

- Borges, A.V., S. R. Alin, F. P. Chavez, P. Vlahos, K. S. Johnson, J. T. Holt, W. M. Balch, N. Bates, R. Brainard, W. -J. Cai, C. T. A. Chen, K. Currie, M. Dai, M. Degrandpre, B. Delille, A. Dickson, W. Evans, R. A. Feely, G. E. Friederich, G.-C. Gong, B. Hales, N. Hardman-Mountford N., J. Hendee, J. M. Hernandez-Ayon, M. Hood, E. Huertas, D. Hydes, D. Ianson, E. Krasakopoulou, E. Litt, A. Luchetta, J. Mathis, W. R. McGillis, A. Murata, J. Newton, J. Ólafsson, A. Omar, F. F. Perez, C. Sabine, J. E. Salisbury, R. Salm, V. V. S. S. Sarma, B. Schneider, M. Sigler, H. Thomas, D. Turk, D. Vandemark, R. Wanninkhof and B. Ward. 2010. A Global Sea Surface Carbon Observing System: Inorganic and Organic Carbon Dynamics In Coastal Oceans. *Proc. Ocean. Sustain. Ocean Obs. Inf. Soc.* 2:1–20 doi:10.5270/OceanObs09.cwp.07.
- Dickson, A. G., J. D. Afghan and G. C. Anderson. 2003. Reference materials for oceanic CO_2 analysis: a method for the certification of total alkalinity, *Mar. Chem.* 80:185–197 doi:10.1016/S0304-4203(02)00133-0.
- Flores-Vidal, X., R. Durazo, R. Castro, L. F. Navarro, F. Dominguez and E. Gil. 2015. Chapter 12 – Fine-Scale Tidal and Subtidal Variability of an Upwelling-Influenced Bay as Measured by the Mexican High Frequency Radar Observing System.
- Frischknecht, M., M. Münnich and N. Gruber. 2015. Remote versus local influence of ENSO on the California Current System, *J. Geophys. Res.* 120:1353–1374 doi:10.1002/2014JC010531.
- Gruber, N., C. Hauri, Z. Lachkar, D. Loher, T. L. Frölicher and G.-K. Plattner. 2012. Rapid progression of ocean acidification in the California Current System. *Science* 337: 220–223, doi:10.1126/science.1216773.
- Johnson, K. M., P. J. Williams, L. Brandstrom and J. M. Sieburth. 1987. Colometric total carbon analysis for marine studies: automation and calibration, *Mar. Chem.* 21:117–133.
- Pérez-Brunius, P., M. López and J. Pineda. 2006. Hydrographic conditions near the coast of northwestern Baja California: 1997–2004. *Cont. Shelf Res.* 26:885–901 doi:10.1016/j.csr.2006.01.017.
- Wootton, J. T., C. A. Pfister and J. D. Forester. 2008. Dynamic patterns and ecological impacts of declining ocean pH in a high-resolution multi-year dataset, *Proc. Natl. Acad. Sci.* 105:18848–18853 doi:10.1073/pnas.0810079105.



4.13 La pesca frente al cambio climático global

Ortiz-Gallarza Silvia M.¹; Cruz-Borrego Elizabeth¹; Romero-Leyva Tania G.¹; Romero-Beltrán Emilio¹ y Chávez-Herrera Darío¹

¹Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura, Centro Regional de Investigación Acuícola y Pesquera, Mazatlán. Calzada Sábalo-Cerritos ^{S/N} contiguo a Estero El Yugo, Mazatlán, Sinaloa. C. P. 82112. Tel. +52 (669) 9881255 y 9881256 Ext. 55518.

Autor para correspondencia: ortizsilvi@gmail.com

Resumen

Desde el ámbito local hasta el mundial, la pesca y la acuicultura desempeñan funciones fundamentales en el suministro de alimentos, la seguridad alimentaria y la generación de ingresos. Unos 43.5 millones de personas trabajan directamente en el sector pesquero y la gran mayoría viven en países en desarrollo. Sumando a esta cifra la de quienes intervienen en las industrias de elaboración, comercialización, distribución y suministro, el sector pesquero sostiene la subsistencia de cerca de 200 millones de personas. Las repercusiones derivadas del cambio climático global en las condiciones de los ecosistemas costeros y sobre las actividades primarias de las sociedades humanas, se han convertido en asuntos de alta prioridad. Aunque la importancia de la pesca y la acuicultura suelen subvaluarse, las consecuencias de dicho cambio climático para estos sectores y para las comunidades costeras ribereñas, son muy relevantes. Asimismo, las actividades pesqueras y acuícolas contribuyen a las emisiones de gases de efecto invernadero de forma relativamente atenuada y ofrecen algunas oportunidades para ejecutar algunas acciones de mitigación. Por todo ello, es prioritario plantear escenarios alternativos para que sea factible que se siga desarrollando la pesca a través del tiempo, tanto en nuestros mares, como en los del resto del mundo.

Palabras clave: *pesca ribereña; modificaciones por el cambio climático global.*

Abstract

Fisheries and aquaculture play fundamental roles in the supply of food, in food security and in the generation of income from the local to the global level. Some 43.5 million people work directly in the fishing sector and the vast majority of them live in developing countries. Adding this figure to those involved in the processing, marketing, distribution and supply industries, the fishing sector sustains the livelihood of nearly 200 million people. The repercussions of global climate change on the conditions of coastal ecosystems and on the primary activities of human societies have become high priority issues. Although the importance of fishing and aquaculture is often undervalued, the consequences of climate change for these sectors and for coastal riparian communities are, in general, very relevant. Likewise, fishing and aquaculture activities contribute to greenhouse gas emissions in a relatively attenuated manner and offer some opportunities to carry out mitigation actions. Therefore, it is a priority to propose alternative scenarios so that it will be feasible for fishing to continue to developing it over time both in our seas and in the rest of the world.

Key words: *artisanal fishing; modifications due to global climate change.*

Introducción

El nivel de los mares ha aumentado en el mundo a un ritmo creciente y las zonas de mayor riesgo se consideran: costas del Atlántico y del Golfo de México, el Mediterráneo, el Báltico, las pequeñas regiones insulares, los megadeltas asiáticos y otras áreas costeras urbanas Y se ha documentado que el

cambio climático global también puede afectar la estacionalidad de los eventos de surgencia en las áreas marinas costeras (FAO, 2012). A causa del proceso de acidificación de los océanos, el pH ha disminuido en 0.1 unidades a lo largo de los últimos 200 años; y de acuerdo con modelos predictivos, se calculan reducciones de 0.3 a 0.5 unidades en los mares durante los próximos 100 años. Las repercusiones de esta acidificación para los organismos que presentan conchas calcáreas -denominados conchíferos-, los arrecifes tropicales de coral y los corales propios de aguas frías, serán particularmente severas (Barange y Perry, 2012 *En*: FAO, 2012).

Además de los corales, entre las especies amenazadas inminentemente se encuentran los cangrejos, las langostas, las almejas y las ostras. La disminución de especies como los pterópodos, tiene un efecto importante a niveles más altos de la cadena alimentaria, ya que son fuente de alimentación importante para muchos tipos de peces, los mamíferos marinos y las aves de las regiones polares y subpolares. Los efectos en los corales son inquietantes, ya que de por sí son altamente sensibles a las condiciones del entorno; se estima que la cuarta parte de las especies marinas dependen de los arrecifes de coral como refugios, áreas de crianza, fuentes de alimentación y áreas de desove. Es decir, cerca de nueve millones de especies, incluidas casi cuatro mil especies de peces. Se prevé que en este siglo haya probablemente una extinción masiva de corales, tanto en aguas tropicales como frías, si no se controlan las emisiones de carbono. Si se produce un mayor descenso en las poblaciones de peces y crustáceos, esto tendrá un gran impacto en una fuente importante de proteínas para millones de personas. En 2006, el pescado supuso al menos el 15% de la ingesta media de proteína animal para 2.9 miles de millones de personas. También se vería afectado negativamente el medio de vida de los 47.5 millones de pescadores que hay en el mundo. Además, la industria pesquera da empleo a otros 120 millones de personas, que sustentan un 8% de la población mundial (IGBP, COI y SCOR, 2013).

La acidificación procede del excedente de dióxido de carbono de las emisiones producidas principalmente por la combustión fósil, empleada esencialmente en el transporte (automóviles, autobuses, trenes, embarcaciones, aviones), para algunos procesos industriales y para la producción de electricidad (centrales eléctricas de carbón, petróleo y gas). El nivel de las emisiones de dióxido de carbono se suele determinar a partir de las mediciones de su concentración en la atmósfera terrestre. Dicho nivel se encuentra actualmente en un promedio de 385 mg/L. El “punto crítico” para los arrecifes de coral (cuando se considera que podrían extinguirse sin poder recuperarse) será cuando las concentraciones promedio de dióxido de carbono alcancen los 450 mg/L. A la velocidad actual de incremento, se estima que esto probablemente ocurrirá entre mediados y finales de siglo. Para que los océanos vuelvan a la normalidad, las concentraciones promedio de dióxido de carbono tendrían que estabilizarse en 350 mg/L o menos. Esto supone la reducción de las emisiones globales de entre 80 y 90% antes del año 2050. Y sólo podrá conseguirse con el cambio a gran escala de la combustión fósil al empleo de fuentes de energía alternativas (*i.e.* eólica o solar) (Ateweberhan *et al.*, 2013; Rau *et al.*, 2012).

Materiales y Métodos

Se analizaron los datos estimados a partir del cálculo del Índice de desempeño de Burck *et al.* (2014) de los países para enfrentar las consecuencias del cambio climático global (2015). Asimismo, con la finalidad de vincular las variaciones climáticas históricas de los cambios en el volumen y la composición de las capturas de las pesquerías mexicanas entre 2000 y 2017, fueron analizadas las tendencias de las series de tiempo de las capturas pesqueras nacionales, del estado de Sinaloa y de los ambientes estuarino lagunares: Altata-Pabellones, Santa María-La Reforma y Agiabampo-Bacorehuis-Jitzámuri, registradas por la Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca (CONAPESCA) en el Sistema de Información de Pesquerías a partir de los avisos de arribo de los pescadores que cuentan con permisos y concesiones.

El Índice de desempeño para enfrentar las consecuencias del cambio climático global está diseñado para transparentar la política climática internacional. Su objetivo es ejercer presión sobre países que, hasta ahora, no han tomado medidas sobre la protección ante eventos del clima y destacar aquellos con las mejores políticas. Bajo criterios estandarizados, evalúa y compara el desempeño de la protección climática de los países que en conjunto son responsables de más del 90% de las emisiones de CO₂. Se basa principalmente en las emisiones, aunque incluye las emisiones derivadas de la deforestación y pondera los indicadores individuales con un enfoque mayor en la energía renovable y en la eficiencia de las estrategias de mitigación. El 80% de la evaluación se basa en los indicadores de emisiones (30% para los niveles históricos de emisiones y 30% para el desarrollo de las emisiones recientes), de eficiencia (5% nivel de eficiencia y 5% para desarrollos recientes de eficiencia) y en el uso de energías renovables (8% desarrollo reciente y participación del 2% en el suministro total de energía primaria). El 20% restante se basa en las evaluaciones de políticas climáticas de 300 expertos mundiales. El “ranking” se califica en términos relativos de mejor a peor desempeño (Burck *et al.*, 2014).

Resultados y Discusión

En la Figura 1 se presenta el mapa global resultante de la aplicación del Índice de desempeño para enfrentar las consecuencias del cambio climático global de Burck *et al.* (2014). México se encontró en decimoctavo lugar en la evaluación global y sigue siendo uno de los países “más pobres” en cuanto al uso de energías renovables y más bien se califica como “moderado” en la mayoría de categorías, aunque tiene muy buena calificación en cuanto a la evaluación correspondiente a la existencia y aplicación de políticas internacionales (Cuadro 1). Ello debido a que entre 2012 y 2013, México adoptó la ley general sobre cambio climático, así como la estrategia nacional orientada al cambio climático que se fundamenta en el cumplimiento de los objetivos de la reunión de Copenhague, entre los que se incluyen: a) reducir las emisiones de CO₂ (2020) y b) producir electricidad a partir de fuentes no renovables (2024), en ambos casos para lograr un 30% de reducción. Se espera que la implementación efectiva de dichas medidas sitúe a nuestro país en mejores clasificaciones para cada categoría en los próximos años (Burck *et al.*, 2014).

En el escenario inmediato, es importante destacar que es absolutamente necesario que se promueva la aplicación de energías alternativas para la generación de energía eléctrica, como lo son la eólica o la solar y que los vehículos que operan a partir de combustión fósil, paulatinamente sean sustituidos por aquellos que emplean electricidad u otros medios inocuos para su funcionamiento. Debe modificarse la fuente energética de los combustibles fósiles a la energía solar, eólica y cualquier otra que resulte apropiada por no ser nociva para el medioambiente.

En el Cuadro 1 se resumen los resultados de la valoración del índice de desempeño para enfrentar las consecuencias del cambio climático global de Burck *et al.* (2014) a escala internacional. Cabe señalar que ningún país alcanzó la categoría de “Muy Buen” desempeño con la información disponible de 2015. Dinamarca, hasta el cuarto sitio de la clasificación global, es el líder mundial en materia de atención al cambio climático global con políticas de energía renovable ambiciosas y una reducción considerable en sus emisiones. Aunque sus niveles de emisión son todavía relativamente altos, establece un ejemplo de cómo los países industrializados son capaces de implementar políticas efectivas de protección climática. Enseguida se ubicó a Suecia, quien ocupó el quinto lugar y cuyas emisiones de CO₂ han disminuido significativamente (en alrededor de 70%) en los cinco años más recientes. Este país también ha mejorado su puntaje en cuanto al uso de energías renovables. India ocupó el lugar 31 por su nivel de emisiones per cápita muy bajo, aunque las emisiones de CO₂ han aumentado constantemente en los últimos cinco años (hasta alcanzar alrededor del 40%). En la cumbre del G20, su presidente anunció la puesta en marcha de un nuevo programa de promoción de las energías renovables; aunque al mismo tiempo, el sector del carbón está experimentando un crecimiento inmenso (Burck *et al.*, 2014).

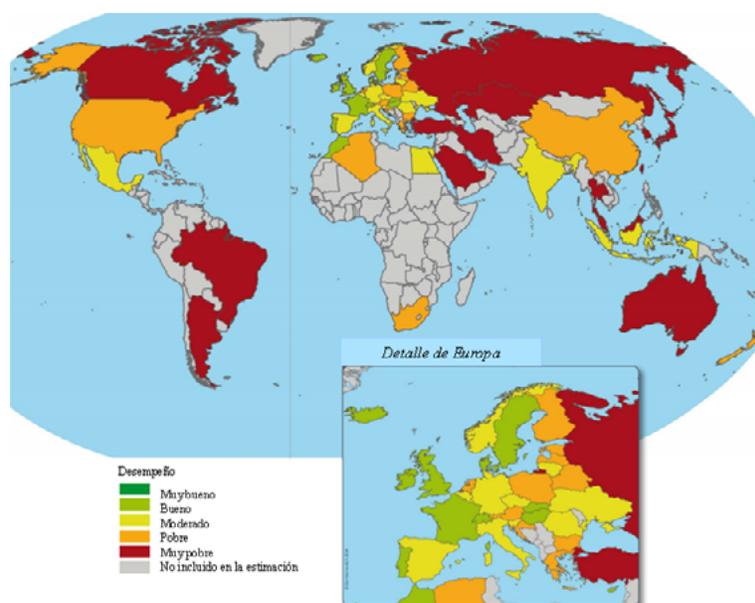


Figura 1. Distribución geográfica del Índice de desempeño para enfrentar las consecuencias del cambio climático global. Se señalan cinco categorías graduales; no se incluyen los países que aportan emisiones de CO₂ poco significativas a escala mundial.

Fuente: Burck *et al.*, 2014. The Climate Change Performance Index Results 2015.

Cuadro 1. Estimaciones relativas del Índice de desempeño para enfrentar las consecuencias del cambio climático global.

| País/[Valor del Índice] | País/[Valor del Índice] | País/[Valor del Índice] | País/[Valor del Índice] |
|--|---|--|--|
| 1 Lugar vacante [100.00] | 16 Bélgica ¹ [61.89] | 31 India ² [56.97] | 46 Estonia ² [51.58] |
| 2 Lugar vacante [90.00] | 17 Italia ² [61.75] | 32 Finlandia ³ [56.76] | 47 Tailandia ¹ [50.61] |
| 3 Lugar vacante [80.00] | 18 México ² [61.30] | 33 Letonia ¹ [56.65] | 48 Argentina ¹ [49.61] |
| 4 Dinamarca ³ [77.76] | 19 Eslovenia ² [60.99] | 34 Croacia ² [56.35] | 49 Brasil ¹ [48.51] |
| 5 Suecia ² [71.44] | 20 Malta ¹ [60.84] | 35 Grecia ² [55.89] | 50 Singapur ¹ [47.27] |
| 6 Reino Unido ¹ [70.79] | 21 Lituania ³ [60.07] | 36 Austria ¹ [55.39] | 51 Turquía ² [46.95] |
| 7 Portugal ³ [67.26] | 22 Alemania ³ [59.60] | 37 Sudáfrica ² [54.63] | 52 Malasia ¹ [46.84] |
| 8 Chipre ² [66.99] | 23 Indonesia ² [59.57] | 38 Bielorrusia ¹ [54.54] | 53 Japón ¹ [45.07] |
| 9 Marruecos ² [65.73] | 24 Egipto ² [59.19] | 39 Algeria ² [54.46] | 54 Taipei Chino ¹ [54.03] |
| 10 Irlanda ² [65.15] | 25 Rumania ¹ [59.02] | 40 Polonia ² [54.36] | 55 Corea ³ [44.15] |
| 11 Suiza ¹ [65.05] | 26 República Checa ² [57.99] | 41 Bulgaria ¹ [54.05] | 56 Federación Rusa ³ [43.39] |
| 12 Francia ¹ [64.11] | 27 Noruega ¹ [57.88] | 42 Países Bajos ¹ [53.27] | 57 República Islámica de Irán ² [40.99] |
| 13 Islandia ³ [63.07] | 28 España ¹ [57.34] | 43 Nueva Zelanda ¹ [52.56] | 58 Canadá ³ [38.81] |
| 14 Hungría ¹ [62.82] | 29 Luxemburgo ¹ [57.25] | 44 Estados Unidos ³ [52.33] | 59 Kazajstán ³ [37.72] |
| 15 República Eslovaca ² [62.50] | 30 Ucrania ² [57.10] | 45 China ² [51.77] | 60 Australia ¹ [35.57] |
| | | | 61 Arabia Saudita ³ [24.19] |

¹Bajaron; ²subieron; ³se mantuvieron igual <respecto a 2014

Fuente: Burck *et al.*, 2014. The Climate Change Performance Index Results 2015

El cambio climático global amplifica los riesgos existentes y crea otros nuevos en los sistemas naturales y humanos. Los riesgos son distribuidos de manera desigual y generalmente resultan mayores para las personas y comunidades más desfavorecidas en países de niveles de desarrollo incipientes. Suceden cambios en temperatura, precipitación, trayectoria e intensidad de tormentas, modificación de

corrientes y temperaturas oceánicas, incendios, sequías, inundaciones, repercusiones en la economía, colapso de algunas pesquerías, hambrunas, plagas, cosechas malogradas, etc. (McMichael *et al.*, 2004; Pachauri y Meyer, 2015). Factores de estrés, como la acidificación, el calentamiento, la disminución de las concentraciones de oxígeno, el aumento de la radiación ultravioleta debido a la reducción del ozono estratosférico, la pesca excesiva, la contaminación, la eutrofización y sus interacciones mutuas, plantean desafíos importantes a los ecosistemas costeros (IGBP, COI y SCOR, 2013). Quienes dependen de los servicios del ecosistema marino se encuentran en una situación especialmente vulnerable y pueden necesitar adaptarse o sobrellevar las consecuencias de la acidificación del océano dentro de unas décadas. La pesca y la acuicultura en algunas zonas podrán hacer frente a esta situación si desarrollan prácticas de gestión que eviten las consecuencias de la acidificación del océano. La pérdida de arrecifes de coral afectará al turismo, a la seguridad alimentaria y a la protección de las costas, en muchos de los lugares más pobres del planeta (IGBP, COI y SCOR, 2013).

Durante el mes de junio de 2012 en la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo Sostenible (Río+20) se reconoció que la acidificación del océano constituye una amenaza para los ecosistemas ecológicos más importantes económicamente, así como para el bienestar humano. Sin embargo, no existen todavía ni mecanismos internacionales ni una financiación adecuada para atender específicamente la mitigación de la acidificación del océano o los mecanismos para lograr la adaptación a ella (IGBP, COI y SCOR, 2013).

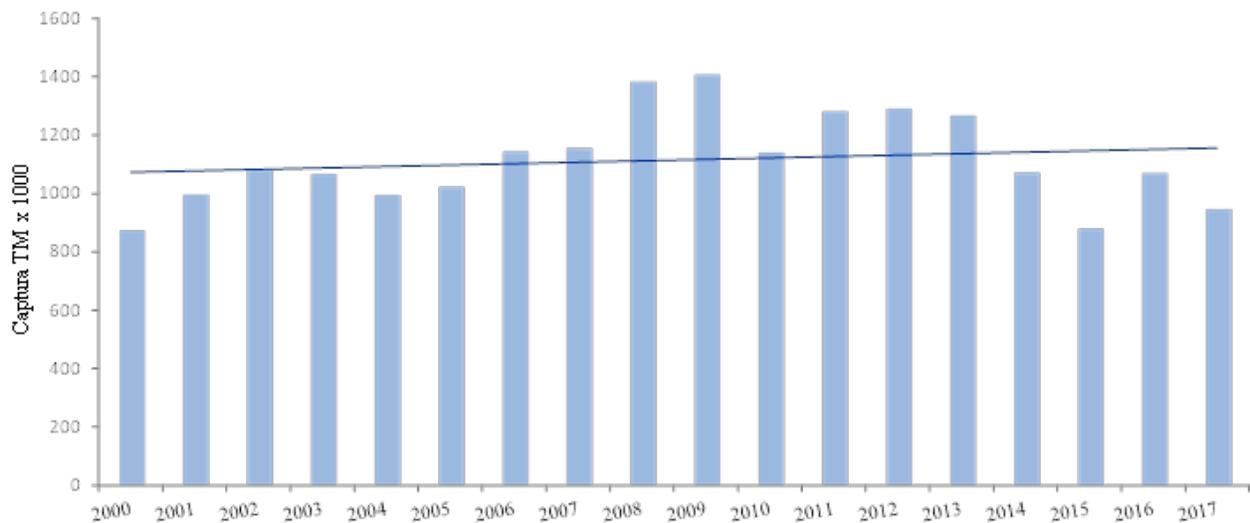


Figura 2. Serie de tiempo de la producción pesquera del litoral del Océano Pacífico mexicano 2000-2017 y tendencia linearizada.
Fuente: elaboración propia con información del SIPESCA de la CONAPESCA

Se generaron un millón 800 mil tm de productos pesqueros y acuícolas en 2017, estos sectores se ubicaron como los de mayor crecimiento nacional (7% global). La producción de 2016 fue de un millón 750 mil tm. Cerca del 20% de la proporción de la producción pesquera compete a las pesquerías ribereñas y el 80% restante a las pesquerías de altura. La producción pesquera en el litoral Pacífico integra a la de dicho litoral con la del Golfo de California y es la más relevante del país (Figura 2). Los estados más productivos son Sonora (45%) y Sinaloa (22%). Los 1.8 millones de toneladas tuvieron un valor de 38 mil millones de pesos. Hay 300 mil pescadores y acuicultores y las principales especies por volumen, corresponden a: sardina, camarón, mojarra, túnidos y anchovetas. En el ámbito internacional México está en el lugar número 17 en cuanto a producción pesquera y en el 24 en producción acuícola; se ubica en tercer lugar como productor de pulpo; cuarto en atún y séptimo en camarón y sardina.

Conclusiones y Recomendaciones

En México aún hay una tendencia positiva en cuanto a la producción pesquera y acuícola, sin embargo, las estimaciones científicas señalan que el océano ha absorbido aproximadamente 30% de todo el CO₂ liberado a la atmósfera por los seres humanos desde el inicio de la revolución industrial, lo que ha representado un aumento del 26% de la acidez del océano (IPCC, 2013). La acidificación del océano provoca cambios en los ecosistemas y en la biodiversidad marina. Puede afectar a la seguridad alimentaria y limitar la capacidad del océano de absorber el CO₂ procedente de las emisiones antropogénicas. Las repercusiones económicas de la acidificación del océano podrían ser considerables. La reducción de las emisiones de CO₂ es la mejor forma de minimizar los riesgos a gran escala y a largo plazo (IGBP, COI y SCOR, 2013). Si bien México ha mejorado y continúa haciéndolo en términos de su desempeño frente al reto que representa el cambio climático global, además de promover la generación de energías alternativas inocuas, los efectos de la acidificación del océano sobre la resiliencia a nivel local, pueden limitarse si se minimizan los factores de estrés aplicando medidas como: 1) Determinación de prácticas sustentables de gestión de la pesca, por ejemplo, regulación de las capturas para reducir la sobrepesca y elaboración de planes para la reducción de las capturas incidentales, entre las principales. La práctica y cumplimiento de este tipo de gestión favorecerá la resiliencia de los ecosistemas costeros. 2) Adopción de medidas de gestión sustentable de los hábitats, mayor protección de las costas, reducción de volúmenes de sedimentos acumulados y aplicación de una planificación marina espacialmente efectiva. 3) Creación y mantenimiento de áreas marinas protegidas (AMP), que coadyuven a gestionar ecosistemas en riesgo o vulnerables, para aumentar su resiliencia frente a los múltiples factores de estrés producidos por el cambio climático global. 4) Control y regulación de las fuentes de acidificación puntuales derivadas de escorrentías y el empleo de sustancias contaminantes. 5) Reducción de emisiones de CO₂, dióxido de azufre y óxido nítrico, producidas por las centrales de energía alimentadas con combustión de carbón y de los gases de escape de embarcaciones y vehículos terrestres, que generan efectos locales de acidificación.

Agradecimientos

La información pesquera empleada en el presente análisis es parte de investigaciones efectuadas por el INAPESCA entre 2016 y 2018 a partir del desarrollo de los planes de manejo pesquero ecosistémico en los ambientes estuarino-lagunares del estado de Sinaloa: I. Altata-Pabellones, II. Playa Colorada-Santa María-La Reforma y III. Agiabampo-Bacorehuis-Jitzámuri.

Literatura citada

- Ateweberhan, M., D. A. Feary, S. Keshavmurthy, A. Chen, M. H. Schleyer and C. R. Sheppard. 2013. Climate change impacts on coral reefs: Synergies with local effects, possibilities for acclimation, and management implications. *Marine Pollution Bulletin* 74:526-539 doi:10.1016/j.marpolbul.2013.06.011.
- Burck, J., F. Marten and C. Bals. 2014. The Climate Change Performance Index Results 2015. *In*: Kolboske, B., L. Devarti and D. Baum (eds.). Climate Action Network Europe y Germanwatch. www.germanwatch.org/en/ccpi. 15 p.
- FAO (Food and Agricultural Organization of the United Nations). 2012. Consecuencias del cambio climático para la pesca y la acuicultura: visión de conjunto del estado actual de los conocimientos científicos. K. Cochrane, C. de Young, D. Soto y T. Bahri (eds). Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura FAO Documento Técnico de Pesca y Acuicultura, No. 530. Roma, Italia.
- IGBP, COI y SCOR. 2013. La acidificación del océano. Resumen para responsables de políticas. Tercer Simposio “El océano en un mundo con altos niveles de CO₂”. Programa Internacional Geosfera – Biosfera, Estocolmo (Suecia). Broadgate, W. (IGBP), O. Gaffney (IGBP), K. Isensee (COI-UNESCO), U. Riebesell (GEOMAR), E. Urban (SCOR) y L. Valdés (COI-UNESCO) (Eds.). International Geosphere-Biosphere Programme. Comisión Oceanográfica Intergubernamental de la UNESCO [United Nations Educational, Scientific and Cultural Organisation]. Scientific Committee on Oceanic Research.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2013. Contribución del Grupo de Trabajo I al Quinto Informe de Evaluación del IPCC, Cambio Climático 2013: Resumen para responsables de políticas, www.climatechange2013.org/images/uploads/WGIAR5-SPM_Approved27Sep2013.pdf



- McMichael, A. J., D. Campbell-Lendrum, S. Kovats, S. Edwards, P. Wilkinson, T. Wilson, R. Nicholls, S. Hales, F. Tanser, D. Le Sueur, M. Schlesinger and N. Andronova. 2004. Global climate change. pp. 1543-1649. *In*: Ezzati, M., A. D. López, A. Rodgers y C J. L. Murray (eds.). Comparative Quantification of Health Risks. Global and Regional Burden of Disease Attributable to Selected Major Risk Factors. Vol. I. Chapter 20. World Health Organization.
- Pachauri, R. K. and L. A. Meyer (eds.). 2015. Climate Change 2014. Synthesis Report. A Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change IPCC. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report. Geneva, Switzerland. 151 p.
- Rau, G. H., E. L. McLeod and O. Hoegh-Guldberg. 2012. The need for new ocean conservation strategies in a high-carbon dioxide world. *Nature Climate Change* 2:720-724 doi:10.1038/nclimate1555.

4.14 Constituyentes del sistema de carbono en una surgencia costera en el Golfo de California

Flores-Trejo Lorena¹; Espinosa-Carreón T. Leticia¹; Morales-Urbina Pedro¹; Hernández-Ayón J. Martín² y Sánchez-Lindoro Fernando J.¹

¹Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional. Unidad Sinaloa. Boulevard Juan de Dios Bátiz Paredes No. 250, Col. San Joaquín, CP 81101, Guasave, Sinaloa, México.

²Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California, Carretera Ensenada-Tijuana No. 3917, Fraccionamiento Playitas CP 22860, Ensenada, Baja California, México.

Autor para correspondencia: lorenaflorestrejo@gmail.com

Resumen

El carbono es uno de los elementos esenciales de la vida en el planeta, el peso de sus especies químicas determina los flujos océano-atmósfera. El golfo de California uno de los más grandes ecosistemas marinos de América Latina, considerado una cuenca de evaporación con muchos procesos físicos de mesoescala que determinan su gran dinámica. Frente al norte de Sinaloa se registra una surgencia costera en invierno-primavera. El objetivo de este trabajo fue conocer la variabilidad de la hidrología y de los componentes del sistema del carbono en época de no-surgencia (septiembre 2016) y de surgencia (marzo 2017) frente al norte de Sinaloa. La hidrología sugiere la elevación de agua fría y con alto contenido de carbono inorgánico disuelto (CID) de por lo menos 50 m de septiembre 2016 a marzo 2017. La masa de agua que contiene la mayor concentración de CID fue el Agua Subtropical Subsuperficial. Los perfiles de aragonita mostraron una disminución de superficie a fondo, registrándose valores mínimos de 1 a aprox. 50 m en marzo 2017, mientras que en septiembre 2016 se observó cerca de los 200 m de profundidad.

Palabras clave: *Golfo de California; carbono inorgánico disuelto; surgencia costera.*

Abstract

The carbon is one of the essential elements of life on the planet; the weight of its chemical species determines the ocean-atmosphere flux. The Gulf of California is one of the largest marine ecosystems in Latin America, considered an evaporation basin with many physical mesoscale processes that determine its great dynamics. In front of the north of Sinaloa there is a coastal upwelling in winter-spring. The objective of this work was to know the variability of the hydrology and the components of the carbon system during the non-upwelling period (September 2016) and upwelling (March 2017) in the north of Sinaloa. The hydrology suggests the elevation of cold water and high content of dissolved inorganic carbon (CID) of at least 50 m during March. The aragonite profiles showed a decrease in surface area, with minimum values of 1 to approx. 50 m in March 2017, while in September 2016 it was observed close to 200 m deep.

Key words: *Gulf of California; dissolved inorganic carbon; coastal upwelling.*

Introducción

El carbono es uno de los elementos esenciales para la vida de los organismos sobre la Tierra, tanto para especies vegetales como animales; lo podemos encontrar de forma inorgánica en rocas, sedimentos y de forma orgánica en la materia en descomposición, combustibles fósiles, entre otros. Por lo tanto, el carbono puede encontrarse almacenado en la biósfera, atmósfera y el océano; en su ciclo se

presentan la fase acuosa y gaseosa que hacen posible flujos entre atmósfera-océano lo que ocasiona la presencia de fuentes o reservorios de carbono (Álvarez-Borrego, 2007). El sistema del carbono es definido por la suma del carbono inorgánico disuelto (CID), alcalinidad total (AT), pH, presión parcial de CO_2 ($p\text{CO}_2$) y estado de saturación de aragonita (Ω_{Ar}).

El golfo de California, considerado como uno de los grandes ecosistemas marinos de América Latina, es una cuenca de evaporación que se comunica directamente con el Océano Pacífico. Se presentan procesos físicos de diferentes escalas espaciales y temporales. En la región sur del golfo, al norte de Sinaloa se localiza un área de surgencias costeras que se desarrollan en invierno y primavera, proceso que promueve importantes pesquerías y el desarrollo de un área de alimentación de diversas especies como tortugas marinas, mamíferos marinos y aves (Zavala-Norzagaray *et al.*, 2007) (Figura 1), el agua de surgencia es fría, rica en nutrientes y en CID, con pH y concentración de O_2 bajos (Mann y Lazier, 2006; Loucaides *et al.*, 2012). El objetivo de este trabajo fue conocer la variabilidad de los constituyentes del sistema del carbono en dos épocas climáticas contrastantes en el sistema de surgencias del norte de Sinaloa.

Materiales y Métodos

Se realizaron dos monitoreos en la zona de surgencias en el norte de Sinaloa, el primero en septiembre de 2016 y el segundo en marzo de 2017, el primero fue parte de un crucero oceanográfico realizado a bordo del B/O Altair de la Armada de México, el segundo se realizó a bordo de una embarcación menor del IPN-CIIDIR Sinaloa, se eligieron sólo dos estaciones representativas del área de estudio (Fig. 1). Mediante un CTD (Conductivity, Temperature, Depth, en sus siglas en inglés) se registraron los perfiles correspondientes a temperatura, salinidad, clorofila y oxígeno disuelto. Con ayuda de botellas Niskin acopladas a una roseta se colectaron en botellas de borosilicato 125 ml de agua a diferentes niveles para la determinación de DIC, AT y 50 ml para el pH. Se cuidó de que fueran las primeras muestras a obtener, y con la precaución de no burbujear el agua, para DIC y AT se les añadió 100 μl de una solución saturada de cloruro de mercurio para eliminar cualquier interferencia biológica, almacenándose en oscuridad a 20 °C hasta su procesamiento.

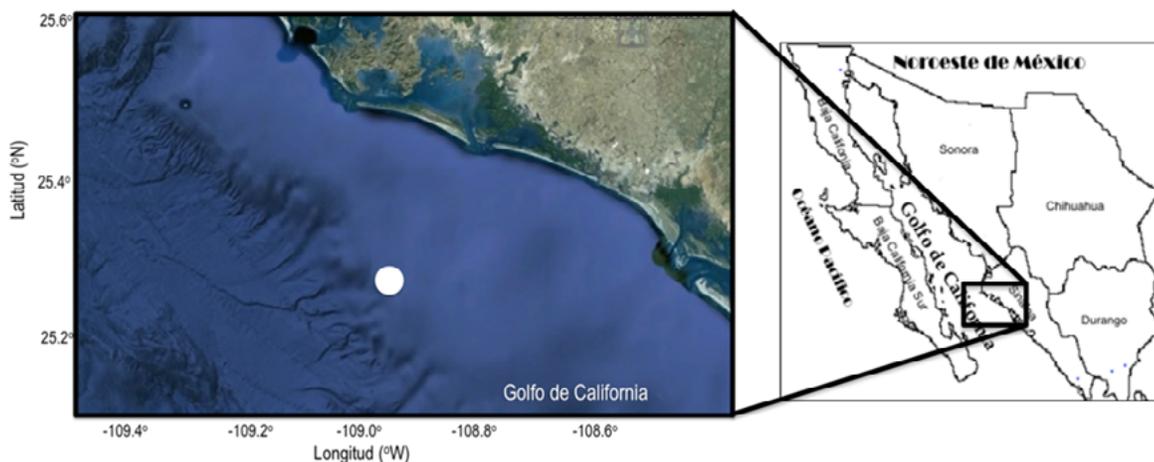


Figura 1. Localización del punto de muestreo (color blanco) representativo del sistema de surgencias costeras frente al norte de Sinaloa.

El análisis del pH se llevó a una temperatura de 25°C con un potenciómetro Orion Star A21, el cual fue calibrado antes del análisis. El CID y el AT se analizaron mediante un analizador Licor Apollo SciTech, modelo AS-C3, V2016.01 y un AS-ALK2 Apollo respectivamente. En ambas mediciones se

utilizaron subestándares de referencia proporcionados por el Dr. Martín Hernández Ayón del IIO-UABC, la precisión del análisis fue de $\pm 0.2\%$.

Resultados y Discusión

La distribución de las masas de agua fue en septiembre 2016 principalmente de Agua Tropical Superficial (ATS) y en marzo 2017 de Agua del Golfo de California (AGC), en ambos muestreos se aprecia el Agua Sub Superficial Subtropical (ASsSt) (Figura 2). El ATS prácticamente desaparece del área de estudio de septiembre 2016 a marzo 2017. Las masas de agua registradas en marzo 2016, coinciden con las reportadas por Sánchez-Lindoro (2018) en su estudio para la misma zona.

Los perfiles de temperatura muestran una notable diferencia, en septiembre 2016 se muestra una temperatura superficial de 30°C y una capa de mezcla de 50 m; en marzo 2017 se aprecia una temperatura superficial de 20°C y una ausencia de termoclina, en ambos muestreos la temperatura fue similar después de los 170 m (Figura 2a). La salinidad mostró condiciones contrastantes a lo largo de la profundidad, observándose condiciones inversas (Figura 4b). Sánchez-Lindoro (2018) reportó una capa de mezcla de 10 m con una temperatura de 23°C , es decir, 3°C superior a la registrada en este estudio para la misma zona. La salinidad promedio registrada por este mismo autor (35.25), indicó ser ligeramente superior a la registrada en este estudio (35.00).

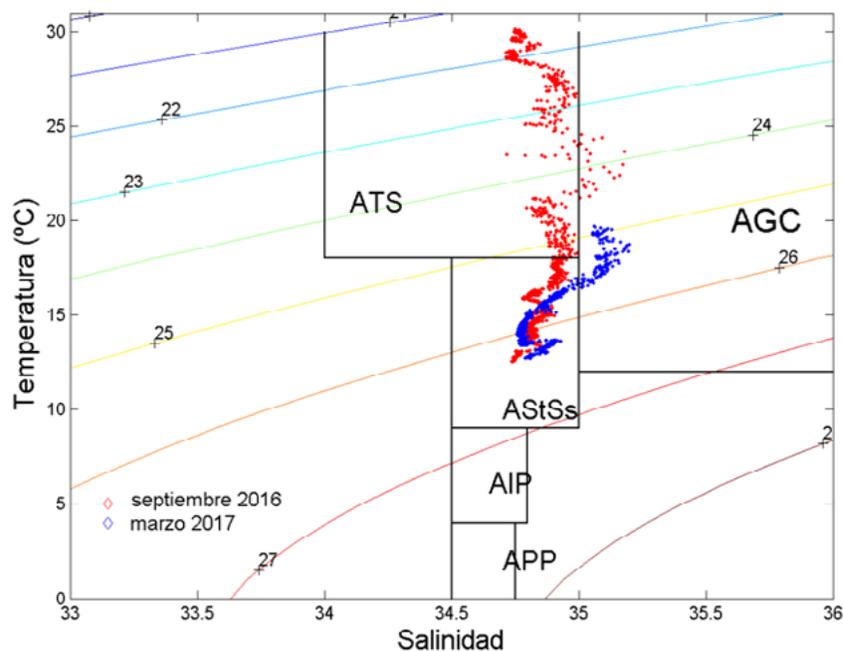


Figura 2. Diagramas T-S de los registros obtenidos en de septiembre 2016 (puntos rojos) y marzo 2017 (puntos azules) en el sistema de surgencias en el norte de Sinaloa. Las masas de agua se tomaron de acuerdo a la clasificación de Torres-Orozco (1993).

El máximo de clorofila en septiembre 2016 se registró a 50 m, descansando en la base de la termoclina, y en marzo de 2016 ascendió a 10 m y su concentración fue de $>4 \text{ mg m}^{-3}$ (Figura 3c). El oxígeno disuelto mostró un comportamiento similar a la temperatura en septiembre 2016 con alta concentración los primeros 50 m y disminuyendo paulatinamente, en marzo 2017 se incrementó hasta los 6 mg L^{-1} en la superficie, con una disminución en la columna de agua (Figura 3d). El cambio de condiciones hidrológicas de septiembre 2016 a marzo de 2017 sugiere la presencia de las surgencias costeras, cuya elevación de agua es del orden de los 50 m.

La distribución vertical del CID marca también el ascenso de agua fría de septiembre 2016 a marzo 2017 (Figura 4a). Mientras que el comportamiento del AT fue inverso en septiembre 2016 y marzo

2017 (Figura 4b). Los valores de pH fueron ligeramente inferiores en septiembre 2016 con respecto a marzo 2017, y a partir de los 100 m mostró un valor similar hasta 200 m (Figura 4c). La aragonita mostró un comportamiento similar a la temperatura, es decir, en septiembre 2016, los valores de la superficie hasta los 50 m, se mantuvieron constantes (similar a la capa de mezcla), disminuyendo su concentración paulatinamente con respecto a la profundidad, en marzo 2017 se observó la elevación de la concentración de aragonita con respecto a la profundidad. Los valores en la superficie fueron similares en ambos muestreos (Figura 4d).

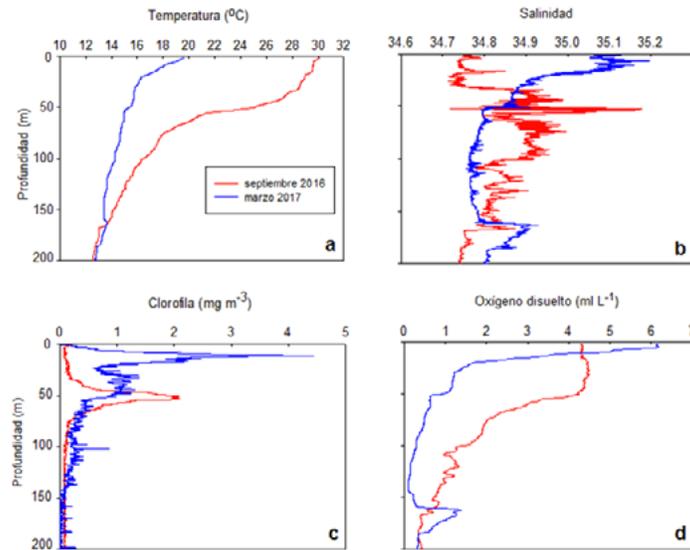


Figura 3. Perfiles verticales de: a) temperatura, b) salinidad, c) clorofila, d) oxígeno disuelto, en septiembre 2016 (línea roja) y en marzo 2017 (líneas azules) en el sistema de surgencias costeras en el norte de Sinaloa.

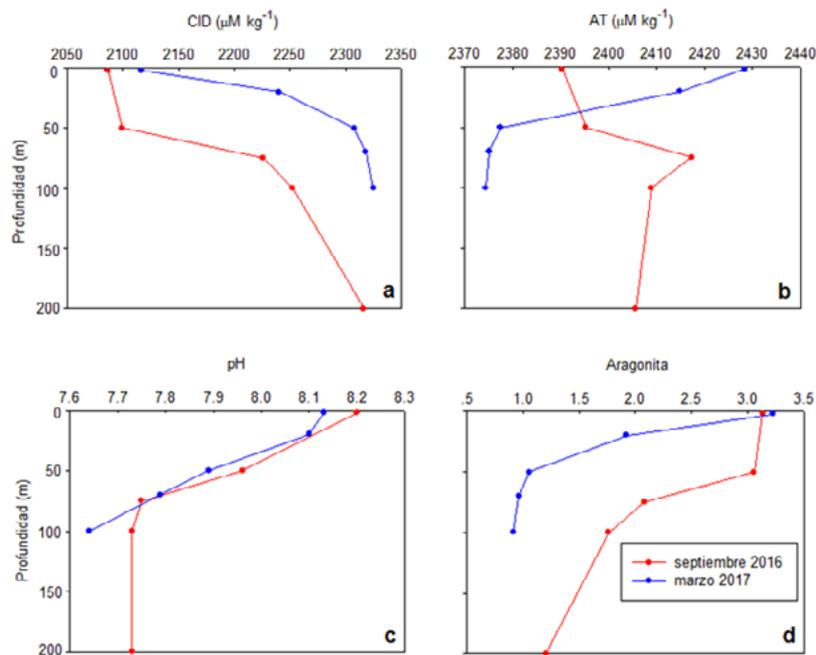


Figura 4. Perfiles verticales de: a) carbono inorgánico disuelto, b) alcalinidad total, c) pH, d) aragonita, en septiembre 2016 (línea roja) y en marzo 2017 (línea azul) en el sistema de surgencias costeras en el norte de Sinaloa.

Los valores superficiales de CID registrados en este estudio ($2086 \mu\text{M kg}^{-1}$ en septiembre 2016, y $2116 \mu\text{M kg}^{-1}$ en marzo 2017) fueron menores a los registrados para la región de las islas grandes por Hernández-Ayón *et al.* (2007) ($2240 \mu\text{M kg}^{-1}$), y por Hernández-Ayón *et al.* (2013) ($2200\text{-}2300 \mu\text{M kg}^{-1}$), sugieren que las concentraciones altas de CID fueron debido a la mezcla intensa de esa zona. Los resultados de este estudio en septiembre 2016, fueron ligeramente superiores a los reportados por Espinosa-Carreón *et al.* (2017) para la región de Guaymas también en septiembre 2016 ($2050\text{-}2080 \mu\text{M kg}^{-1}$). En este estudio, se registró una relación inversa entre la concentración de CID y temperatura, tal como lo observaron Hernández-Ayón *et al.* (2013).

La relación entre pH y temperatura indicó una tendencia a disminuir conforme se incrementa la profundidad, Zirino *et al.* (1997), reportan que dicha relación es el resultado de la combinación de procesos biológicos y físicos como la mezcla vertical, sin embargo, la relación puede ser directa o inversa de acuerdo a lo que se considere (estratificación, fotosíntesis, temperatura). Gaxiola-Castro *et al.* (1978) reportan en su estudio a lo largo del golfo, concentraciones superficiales de pH de 8.0 y 8.1 en el Canal de Ballenas, y hacia la parte sur valores de 8.2, los cuales son similares a los registrados en septiembre 2016, pero ligeramente menores a los de marzo 2017.

La relación de las masas de agua con el valor promedio de CID para septiembre 2016 fue de ATS con $2137 \mu\text{M kg}^{-1}$, y el AStSs con $2284 \mu\text{M kg}^{-1}$; para marzo 2017, el AGC con $2116 \mu\text{M kg}^{-1}$ y el AStSs con $2298 \mu\text{M kg}^{-1}$. Hernández-Ayón *et al.* (2013) reportan para la región de las islas grandes en invierno para el AStSs una concentración de CID de $\sim 2300 \mu\text{M kg}^{-1}$, siendo ligeramente mayor al registrado en este estudio en marzo 2016, pero dentro del intervalo registrado por estos mismos autores en el AGC ($1980\text{-}2160 \mu\text{M kg}^{-1}$). Chapa-Balcorta *et al.* (2015) reportan para un remolino ciclónico en el Istmo de Tehuantepec entre los 20 y 200m, valores de aragonita de 4.2 a 0.9, en este estudio el intervalo registrado en septiembre 2016 de superficie a 200 m fue de 3.1 a 1.2, y en marzo de superficie a 100 m fue de 3.2 a 0.9. Sin embargo, es importante resaltar que en marzo el horizonte de saturación se detectó a 50 metros mientras que en septiembre fue cerca de los 200 m.

Conclusiones

Se describe el proceso de surgencia costera frente al norte de Sinaloa, donde el agua presenta una elevación de 50 m de septiembre 2016 a marzo 2017. La variabilidad de la surgencia controla la concentración de CID en la columna de agua. Las masas de agua identificadas en septiembre 2016 fueron el ATS y el AStSs, mientras que en marzo 2017 fueron el AGC y el AStSs. La concentración mayor de CID se registró en la AStSs en ambos muestreos.

Agradecimientos

Los autores desean agradecer todas las facilidades a las autoridades de la Secretaría de Marina, por la invitación para participar en el crucero oceanográfico realizado a bordo del B/O "Altair" BI H03, así como también a la tripulación del buque y al personal científico participante. Al Biól. Renato Leal Moreno por el apoyo en campo. A los proyectos SIP20164820 y SIP20170983 por el financiamiento otorgado. ECL tiene beca EDI y COFAA. FTL y MUP tienen beca CONACYT e IPN-BEIFI.

Literatura citada

- Álvarez-Borrego, S. 2007. Principios generales del ciclo del carbono en el océano. pp. 11-29. *In*: Hernández-de la Torre, B. y G. Gaxiola-Castro (eds.). Carbono en ecosistemas acuáticos de México. INE-SEMARNAT-CICESE. Ensenada, B.C., México.
- Chapa-Balcorta, C., J. M. Hernández-Ayón, R. Durazo, E. Beier, S. R. Alin and A. López-Pérez. 2015. Influence of post-Tehuano oceanographic processes in the dynamics of the CO₂ system in the Gulf of Tehuantepec, Mexico. *J. Geophys. Res. Oceans* 120 doi:10.1002/2015JC011249.



- Espinosa-Carreón, T. L., L. Trejo-Flores, P. Morales-Urbina, I. Vázquez-Martínez, J. M. Hernández-Ayón y M. Norzagaray-Campos. 2017. Primeras mediciones del Carbono Inorgánico Disuelto frente a Guaymas, Sonora. pp. 184-188. In: Paz, F. y R. Torres (eds). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2017. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. CICESE-UABC. Texcoco, Estado de México, ISBN: 978-607-96490-5-0,
- Gaxiola-Castro, G., S. Álvarez-Borrego y R. A. Shwartzlose. 1978. Sistema del bióxido de carbono en el Golfo de California. *Ciencias Marinas* 5:25-40.
- Hernández-Ayón, J. M., A. Zirino, F. Delgadillo-Hinojosa y Galindo-Bect S. 2007a. Carbono inorgánico disuelto en el golfo de California en condiciones de verano. pp 45-57. *In: Hernández de la Torre, B. y G. Gaxiola-Castro (eds). Carbono en Ecosistemas Acuáticos de México. INE-SEMARNAT, CICESE. DF, México.*
- Hernández-Ayón, J. M., C. Chapa-Balcorta, F. Delgadillo-Hinojosa, V. F. Camacho-Ibar, M. A. Huerta-Díaz, E. Santamaría delAngel, S. Galindo-Bect and J. Segovia-Zavala. 2013. Dynamics of dissolved inorganic carbon in the Midriff Islands region of the Gulf of California: Influence of water masses. *Ciencias Marinas* 39:183-201.
- Loucaides, S. T., E. P. Tyrrell, R. Achterberg, P. D. Torres, V. Nightingale, P. Kitidis, M. Serret, Woodward and C. Robinson. 2012. Biological and physical forcing of carbonate chemistry in an upwelling filament off northwest Africa: Results from a Lagrangian study. *Global Biogeochemical Cycles* 26:1-13.
- Mann, K. H. and J. R. Lazier. Dynamics of Marine Ecosystems. 3° Ed. Blackwell Publishing. Washington D. C., 170 p.
- Sánchez Lindoro, F. J. 2018. Hidrografía del Sistema Laguna Navachiste y zona marina adyacente. Doctorado en Ciencias, IPN-CIIDIR Unidad Sinaloa. 120 p.
- Torres-Orozco, E. 1993. Análisis Volumétrico de las masas de agua del Golfo de California. Tesis de Maestría. CICESE, Ensenada, Baja California, México. 80 p.
- Zavala-Norzagaray, A., R. Briseño, M. Ramos and A. Aguirre. 2007. First record of juvenile olive ridley (*Lepidochelys olivacea*) in Northern Sinaloa Gulf of California, México. Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. Myrtle Beach. South Carolina.
- Zirino, A., J. M. Hernández-Ayón, R. A. Furhrmann, S. Álvarez-Borrego, G. Gaxiola-Castro, R. Lara-Lara and R. L. Bernstein. 1997. Estimate of surface pCO₂ in the Gulf of California from underway pH measurements and satellite imagery. *Ciencias Marinas* 23:1-22.

4.15 Metanogénesis en los manglares áridos del Noreste de México mediante un balance isotópico de masas

Sánchez-Carrillo Salvador¹; Garatuza-Payán Jaime²; Sánchez-Andrés Raquel³; Vega Masuly²; Rivera Miguel A.²; Encinas David H.² y Bartolomé Carmen⁴

¹Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC, Serrano 115 bis, 28006-Madrid, España.

²Instituto Tecnológico de Sonora, 5 de Febrero 818 Sur, Col. Centro, CP. 85000, Ciudad Obregón, Sonora, México.

³Spatial Tools, Clara del Rey 79, 28002-Madrid, España.

⁴Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Tzinzuntzan 173, Col. Matamoros, CP. 58030, Morelia, Michoacán, México.

Autor para correspondencia: sanchez.carrillo@mncn.csic.es

Resumen

Aunque la metanogénesis es la principal vía de descomposición de la materia orgánica en los humedales, es usual encontrar en el agua intersticial concentraciones de CO₂ mayores que las de CH₄, lo que induce a subestimar la producción de CH₄. La metanogénesis produce cantidades equimolares de CO₂ y CH₄ y los procesos que contribuyen a la formación de CO₂ disuelto en el agua producen un fraccionamiento en las señales isotópicas del $\delta^{13}\text{C}$. En este trabajo se analizaron las firmas isotópicas de $\delta^{13}\text{C}$ del CO₂ y CH₄ del agua intersticial y de la materia orgánica de los suelos de diferentes bosques de manglar del noroeste de México sometidos a distinto grado de perturbación, para evaluar comparativamente, mediante un balance de masa isotópica, la partición entre la oxidación de la materia orgánica, la producción y oxidación de metano. Aunque la concentración de CH₄ disuelto en el agua intersticial es más baja en los suelos más alterados por las descargas, el balance indica que la producción de metano es muy superior. El balance de masas con los datos isotópicos tomados en el campo no pudo detectar la oxidación de metano; sin embargo, los ensayos de laboratorio indican que la oxidación anaeróbica es un sumidero muy importante del CH₄ (60-90%).

Palabras clave: *metanogénesis; manglares; degradación; isotopos estables; emisiones de gases de efecto invernadero.*

Abstract

Methanogenesis is the main pathway for the decomposition of organic matter in wetlands but it is usual to find higher CO₂ than CH₄ concentrations in soil pore water, which leads to an underestimation of CH₄ production. Since methanogenesis produces equimolar quantities of CO₂ and CH₄ and that fractionation in the isotopic signals of the $\delta^{13}\text{C}$ occurs during processes contributing to the formation of dissolved CO₂ in water. In this study, the $\delta^{13}\text{C}$ isotopic signatures of CO₂ and CH₄ of the soil pore water as well the soil organic matter of mangrove forests from northwestern Mexico subjected to different degree of disturbance were analyzed, in order to assess comparatively by an isotopic mass balance, the partition between the oxidation of organic matter and the production and oxidation of methane. Dissolved CH₄ in the pore water was lower in mangrove soils receiving wastewater discharges; however, the isotopic mass balance indicated that CH₄ production of methane must be much higher. Although the isotopic mass balance using field data could not detect methane oxidation, laboratory assays indicated that anaerobic oxidation is a very important sink of the produced CH₄ in mangrove soils (60-90%).

Key words: *methanogenesis; mangroves; degradation; stable isotopes; greenhouse gas emissions.*

Introducción

Los humedales son la principal fuente de metano no antropogénica a la atmósfera (Denman *et al.*, 2007), pero en este tipo de ambientes aún no está muy claro cómo interactúan los diferentes procesos que catalizan las reacciones de degradación de la materia orgánica. La producción, oxidación y transporte de metano ocurren simultáneamente y son difíciles de separar y cuantificar (Shoemaker & Schrag, 2010). En los suelos de los humedales es usual encontrar que las concentraciones de carbono inorgánico disuelto CID ($CID = \Sigma CO_2$) son mayores que las de CH_4 , sugiriendo que otros mecanismos de producción de CO_2 son más importantes que la metanogénesis (Corbett *et al.*, 2013).

Durante la metanogénesis, el $\delta^{13}C$ de la materia orgánica ($\delta^{13}C-MO$) es fraccionado para formar un $\delta^{13}C-CO_{2-met}$ enriquecido y un $\delta^{13}C-CH_4$ empobrecido (Chasar *et al.*, 2000). Este fraccionamiento no ocurre con la formación de $\delta^{13}C-CO_{2-MO}$ derivado de la fermentación de la materia orgánica u otras formas de respiración (Corbett *et al.*, 2013). Este fraccionamiento isotópico permite que las firmas $\delta^{13}C$ de las diferentes sustancias y compuestos relacionados con la degradación orgánica sean usadas como trazadores de los diferentes procesos metabólicos (Shoemaker y Schrag, 2010; Corbett *et al.*, 2013).

En ambientes marinos anaeróbicos, la producción de metano se considera baja ya que la afinidad y competencia de las bacterias reductoras de sulfato por el H_2 y acetato es mucho mayor (Sowers y Ferry, 2002). Sin embargo, en zonas donde la cantidad de sulfato se agota por una alta carga de materia orgánica o donde hay aportes de agua dulce, se ha observado que domina la metanogénesis (Ferry y Lessner, 2008). Las tasas de emisión de CH_4 de los manglares son muy bajas y suelen explicarse por la inhibición de la metanogénesis y/o por altas tasas de oxidación del metano producido (Allen *et al.*, 2007; Biswas *et al.*, 2007). El alcance de esas descargas en los procesos asociados a las emisiones de gases de efecto invernadero en los manglares es desconocido aún (Alongi, 2002).

El objetivo de este estudio fue evaluar comparativamente, mediante un balance de masa isotópica, la partición entre la oxidación de la materia orgánica y la producción y oxidación de metano de bosques de manglar sometidos a diferente grado de perturbación.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El estudio se realizó en bosques de manglar del Golfo de California (Sonora), sometidos a diferente presión ambiental (Figura 1): en el Estero Los Mélagos (MEL; N 27° 10' 2" y O 110° 17' 31"), un ecosistema degradado que recibe las descargas de efluentes camaronícolas y aguas residuales urbanas, en tres rodales ubicados a diferente distancia del dren de descarga; en el Estero Santo Domingo (DOM; N 27° 8' 58" y O 110° 15' 48"), en dos rodales, uno ubicado cerca de un dren camaronícola y otro alejado, aunque próximo a las granjas; y en el Estero Los Algodones (ALG; N 27° 39' 29" y O 110° 35' 58"), un estero casi prístino, dedicado a la pesca artesanal, en 4 puntos, dos ubicados en la zona litoral y dos más alejados. Todos los puntos de muestreo estuvieron sometidos a inundación mareal durante las mareas vivas. Los bosques están formados por rodales monoespecíficos de *Avicennia germinans* y, ocasionalmente, con franjas de *Rhizophora mangle* en la parte más litoral.

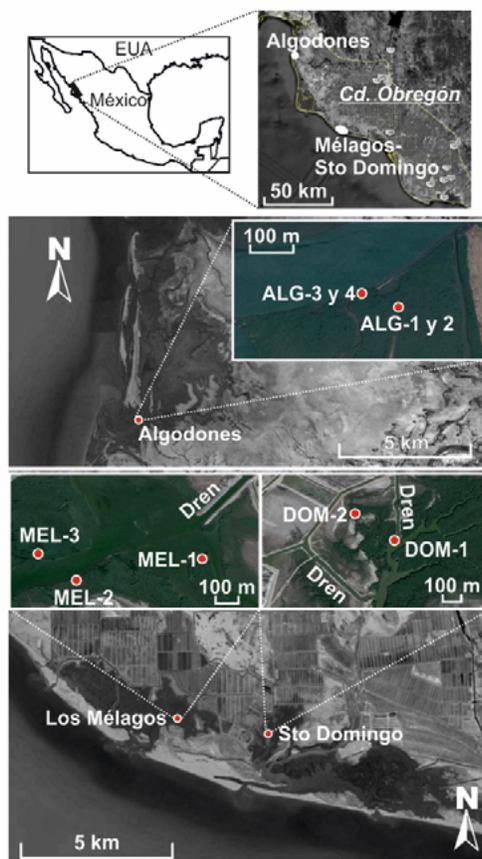


Figura 1. Localización del área de estudio.

Consideraciones teóricas

Se asume que durante la metanogénesis se producen aproximadamente cantidades equimolares de CH_4 y CO_2 y que de la materia orgánica (MO) original, se da un fraccionamiento isotópico en el $\delta^{13}\text{C}-\text{CH}_4$ y en el $\delta^{13}\text{C}-\text{CO}_{2\text{-met}}$, de acuerdo a la siguiente expresión (Corbett *et al.*, 2013):

$$(\delta^{13}\text{C}-\text{MO}) \times (1) = (0.5) \times (\delta^{13}\text{C}-\text{CH}_4) + (0.5) \times (\delta^{13}\text{C}-\text{CO}_{2\text{-met}}) \quad (1)$$

En esta aproximación no se discrimina entre el fraccionamiento derivado de la reducción de CO_2 y el de la fermentación de acetato. En nuestro estudio, el CID medido en el agua intersticial ($\delta^{13}\text{C}-\text{CO}_{2\text{-inters}}$) representa el ΣCO_2 de: 1) la respiración y fermentación de la MO ($\delta^{13}\text{C}-\text{CO}_{2\text{-MO}}$) con firma isotópica similar a la MO, 2) la producción de metano ($\delta^{13}\text{C}-\text{CO}_{2\text{-met}}$), enriquecido respecto a la MO, y 3) el CO_2 procedente de la oxidación del metano ($\delta^{13}\text{C}-\text{CO}_{2\text{-met}}$). Así, el balance de masas isotópico puede ser determinado a partir de la ecuación (1) y de:

$$(\delta^{13}\text{C}-\text{CO}_{2\text{-inters}}) \times (1) = (\delta^{13}\text{C}-\text{MO}) \times (f \text{CO}_{2\text{-OM}}) + (\delta^{13}\text{C}-\text{CO}_{2\text{-met}}) \times (f \text{CO}_{2\text{-met}}) \quad (2)$$

$$(f \text{CO}_{2\text{-OM}}) + (f \text{CO}_{2\text{-met}}) = 1 \quad (3)$$

Siendo $f \text{CO}_{2\text{-OM}}$ y $f \text{CO}_{2\text{-met}}$ las fracciones de cada proceso. Y combinando ambas ecuaciones:

$$(\delta^{13}\text{C}-\text{CO}_{2\text{-inters}}) \times (1) = (-26\text{‰}) \times (1 - f \text{CO}_{2\text{-met}}) + (\delta^{13}\text{C}-\text{CO}_{2\text{-met}}) \times (f \text{CO}_{2\text{-met}}) \quad (4)$$

donde $f \text{ CO}_{2\text{-met}}$ puede ser calculado. La oxidación de CH_4 ocurre bajo condiciones aeróbicas y anaeróbicas. Si hay oxidación de CH_4 entonces la firma $\delta^{13}\text{C} - \text{CH}_4$ debería estar enriquecida y el $\delta^{13}\text{C} - \text{CO}_{2\text{-inters}}$ debería tener una firma un 10‰ menor (en promedio; Teh *et al.*, 2006) relativa a la de la fuente $\delta^{13}\text{C} - \text{CH}_4$.

Metodología

En febrero de 2016, en cada punto de observación se instalaron 3 minipiezómetros (tubos de PVC de 1.25 cm de diámetro y 10 cm de longitud, tapados en su parte superior) separados 2 m entre sí, que se dejaron estabilizar durante 60 días tras varios ciclos de marea. En abril de 2016, con la ayuda de una bomba peristáltica se tomaron muestras de agua intersticial en cada uno de los minipiezómetros. Las muestras de agua para el CID fueron previamente filtradas con prefiltros de microfibras de vidrio Whatman Grade GF/D (2 μm) y GF/F (de 0.7 μm) y posteriormente inyectadas en viales de 30 ml (previamente vaciados) sellados con septas de caucho de butilo. Las muestras de agua para el CH_4 se recogieron en jeringas de 60 ml y se inyectaron en viales de 120 ml (previamente vaciados) que contenían 0.5 g de KOH. En el laboratorio las muestras de CID se acidificaron con 0.3 ml de H_3PO_4 al 40%. Todas las muestras se mantuvieron en frío ($<4^\circ\text{C}$) y en oscuridad hasta la extracción de los gases. Usando muestras de suelo tomadas en cada punto de muestreo se realizaron incubaciones anaeróbicas en laboratorio para complementar las observaciones realizadas en el campo. Para ello, 25 ml de sustrato saturado en agua destilada (1 sedimento: 2 agua, en volumen), previamente burbujeada en N_2 , fue introducido en viales opacos de 120 ml que se burbujearon con N_2 durante más de 5 min para eliminar el O_2 y asegurar condiciones anaeróbicas.

Las muestras fueron incubadas por triplicado a 25°C durante 7 días. Todos los viales (muestras de agua intersticial y de incubaciones) se llevaron a presión atmosférica con He y posteriormente se agitaron para extraer el gas disuelto del agua hacia el espacio de cabeza. La concentración de gas y la relación isotópica en el espacio de cabeza se determinaron por inyección directa en un espectrómetro de masas ThermoScientific Delta V Plus (ThermoScientific, Alemania) con interfaz de combustión GC ThermoScientific GasBench system (CO_2) y ThermoScientific Precon concentration unit (CH_4) en el Laboratorio de Isótopos Estables de la Universidad de California-Davis (SIF-UC Davis). Las concentraciones de gas en agua intersticial se calcularon a partir de la relación entre el volumen de espacio de cabeza y el de agua y según la eficiencia de extracción del gas. Los suelos también fueron analizados para determinar el $\delta^{13}\text{C}$ -MO en el Laboratorio de Isótopos Ambientales de la Universidad de Arizona, usando un Finnigan Delta PlusXL (ThermoScientific, Alemania) acoplado a un EA Costech (Costech Analytical Tech Inc, EUA). Los datos isotópicos se describen como $\delta\text{‰} = (\text{R}_{\text{muestra}} / \text{R}_{\text{std}} - 1) \times 1000$, donde R representa la relación isotópica del isótopo pesado con el isótopo más ligero ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$) y R_{std} se refiere a calcita fósil de la formación Pee Dee Belemnita.

Resultados y Discusión

En el Cuadro 1 se resumen las características fisicoquímicas de los suelos estudiados. Aunque existe bastante variabilidad, el cociente C/N es ligeramente superior en los manglares prístinos de ALG. A pesar de las descargas enriquecidas en nutrientes y materia orgánica, los suelos de MEL y DOM no muestran un elevado contenido en carbono. El $\delta^{13}\text{C}$ de la materia orgánica oscila -24.5 a -25.2‰, del orden del citado en otros suelos de humedales (Corbett *et al.*, 2013), con un punto muy enriquecido, posiblemente anómalo en DOM (Cuadro 1). Mientras que el contenido en nitrógeno total del agua intersticial sólo es muy superior en MEL, el fósforo total muestra elevadas concentraciones en los suelos de los manglares más impactados. La concentración de CH_4 en el agua intersticial de los minipiezómetros osciló de 0.08 a 0.77 μM , con concentraciones más altas en los bosques menos impactados y en los sitios más alejados del mar (ALG-1 y 2; Figura 2). Estos datos están en el rango

que citan Linto *et al.* (2013) en las aguas de los canales mareales de los manglares del Golfo de Bengala, y muy por debajo de los medidos por Chuang *et al.* (2017) en un canal mareal muy contaminado de la Laguna Términos. La concentración de CO_2 en el agua intersticial varió de 0.94 a 3.94 mM, siendo menor en los bosques que reciben descargas de efluentes (MEL y DOM; Figura 2). El cociente CO_2/CH_4 es muy elevado, oscilando de 2747-19859, siendo más elevado en los sitios más próximos a los efluentes (MEL-1 y DOM-1) y en los prístinos próximos al mar (ALG-3 y 4). Los registros del $\delta^{13}\text{C}-\text{CH}_4$ y del $\delta^{13}\text{C}-\text{CO}_2$ muestran un patrón similar con valores más enriquecidos en los suelos próximos a los efluentes (Figura 2). Los valores del $\delta^{13}\text{C}-\text{CH}_4$ están en el rango de los medidos en otros manglares (Brownlow *et al.*, 2017). Valores enriquecidos del $\delta^{13}\text{C}-\text{CH}_4$ se asocian con la metanogénesis acetoclástica que predomina en ambientes de agua dulce (Whiticar *et al.*, 1986), que correspondería a los bosques que reciben el aporte de efluentes (véase la salinidad en el Cuadro 1).

Cuadro 1. Características fisicoquímicas promedio (\pm SD) de los suelos de los manglares estudiados: contenido de C y N y firmas isotópicas del $\delta^{13}\text{C}$ (‰) de la materia orgánica; salinidad (Sal. en g/L), nitrógeno total (Tot-N en mg N/L) y fósforo total (Tot-P en mg P/L) del agua intersticial; y contenido de clorofila-a (Chl-a en $\mu\text{g/L}$) del agua de los esteros.

| Suelo | Suelo | | | Agua intersticial | | | Esteros | |
|-------|-----------------|------------------|-----------------|---------------------------|------|-------|---------|-------|
| | C (%) | N (%) | C/N | $\delta^{13}\text{C}$ (‰) | Sal. | Tot-N | Tot-P | Chl-a |
| MEL-1 | 2.1 \pm 0.06 | 0.2 \pm 0.004 | 13.4 \pm 0.05 | -25.2 \pm 0.01 | 31.6 | 2.74 | 0.63 | 4.79 |
| MEL-2 | 1.5 \pm 0.03 | 0.1 \pm 0.001 | 13.7 \pm 0.31 | -24.9 \pm 0.06 | 40.5 | 2.62 | 0.39 | |
| MEL-3 | 2.1 \pm 0.07 | 0.2 \pm 0.01 | 13.4 \pm 0.14 | -25.2 \pm 0.05 | 40.6 | 2.83 | 0.41 | |
| DOM-1 | 2.2 \pm 0.07 | 0.2 \pm 0.003 | 13.7 \pm 0.19 | -24.5 \pm 0.07 | 30.7 | 0.74 | 0.20 | 30.85 |
| DOM-2 | 0.6 \pm 0.002 | 0.1 \pm 0.0001 | 9.6 \pm 0.01 | -22 \pm 0.11 | 34.9 | 0.64 | 0.12 | |
| ALG-1 | 2.4 \pm 0.1 | 0.1 \pm 0.002 | 17.1 \pm 0.43 | -25.1 \pm 0.08 | 34.9 | 1.16 | 0.09 | 3.35 |
| ALG-2 | 3.3 \pm 0.12 | 0.2 \pm 0.01 | 14.5 \pm 0.15 | -25.1 \pm 0.07 | 35.1 | 0.85 | 0.06 | |
| ALG-3 | 1.6 \pm 0.27 | 0.1 \pm 0.01 | 15 \pm 0.7 | -24.5 \pm 0.33 | 34.9 | 0.69 | 0.06 | |
| ALG-4 | 2.1 \pm 0.03 | 0.2 \pm 0.0003 | 12 \pm 0.19 | -24.7 \pm 0.09 | 35.0 | 0.92 | 0.05 | |

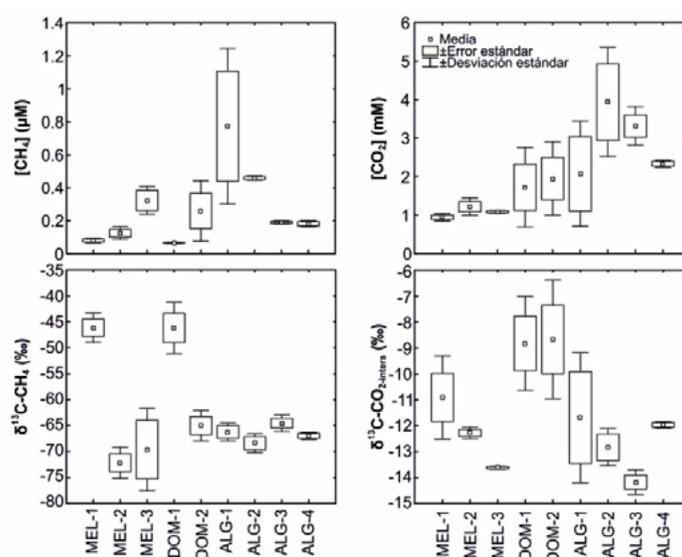


Figura 2. Graficos de cajas y bigotes de la concentración de CH_4 y CO_2 y de sus firmas de $\delta^{13}\text{C}$ en las muestras de agua intersticial obtenidas en los minipiezómetros instalados en los suelos de los manglares estudiados.

La aportación de CO₂ al agua intersticial por la metanogénesis es el proceso dominante en los suelos de manglar más afectados por los afluentes de aguas residuales (Cuadro 2). En el resto domina la fermentación de la materia orgánica; sin embargo, el balance isotópico demuestra que, en todos los sistemas estudiados, el metano producido se pierde rápidamente del agua intersticial. De esta forma, la metanogénesis sería el proceso que más contribuye a la emisión de gases de efecto invernadero en los manglares (como CO₂-eq), al menos potencialmente. El balance de masa isotópica estima que la fracción de metano oxidado es despreciable. Contrariamente, en lugares con concentraciones de CH₄ similares a las nuestras, las estimaciones del flujo de metano hacia la atmósfera son muy bajas, lo que indica que estaríamos subestimando la importancia de la oxidación de metano en el balance. En incubaciones anaeróbicas de laboratorio usando los sustratos de los diferentes suelos, el balance de masa isotópica indica que una fracción que oscila del 60-90% del CH₄ producido se oxida en condiciones anaeróbicas. Este proceso es un sumidero muy importante del CH₄ que se genera en los manglares, pero desconocemos aún cómo funciona y cuáles son sus principales condicionantes.

Cuadro 2. Balance de metano en el suelo de los manglares obtenido mediante el balance de masa isotópica. CO₂-met y -OM: CO₂ derivado de la metanogénesis y de la fermentación de la materia orgánica, respectivamente; prod: producido, med: medido, fug: fugado, perd: perdido; Metanog.: metanogénesis, Ferment.: fermentación de la materia orgánica. La ratio CH₄/CO₂ es en CO₂-eq.

| | (%) CO ₂ -met | (%) CO ₂ -OM | [CH ₄] _{prod} (μM) | [CH ₄] _{med} (μM) | [CH ₄] _{fug} (μM) | % [CH ₄] _{perd} | Metanog. CO ₂ -eq (mM) | Ferment. CO ₂ -eq (mM) | CH ₄ /CO ₂ |
|-------|-----------------------------|----------------------------|---|--|--|--------------------------------------|---|---|----------------------------------|
| MEL-1 | 67.4 | 32.6 | 624.27 | 0.08 | 624.19 | 99.99 | 16.23 | 0.30 | 54.3 |
| MEL-2 | 27.2 | 72.8 | 324.15 | 0.12 | 324.03 | 99.96 | 8.43 | 0.87 | 9.7 |
| MEL-3 | 26.1 | 73.9 | 280.03 | 0.32 | 279.72 | 99.88 | 7.28 | 0.79 | 9.3 |
| DOM-1 | 64.0 | 36.0 | 576.95 | 0.08 | 576.87 | 99.98 | 15.00 | 0.51 | 31.6 |
| DOM-2 | 35.0 | 65.0 | 1 191.21 | 0.24 | 1 190.97 | 99.97 | 30.97 | 1.33 | 30.7 |
| ALG-1 | 32.5 | 67.5 | 630.86 | 0.76 | 630.10 | 99.88 | 16.40 | 1.41 | 12.6 |
| ALG-2 | 28.4 | 71.6 | 1 080.69 | 0.45 | 1 080.23 | 99.96 | 28.10 | 2.79 | 10.4 |
| ALG-3 | 26.1 | 73.9 | 852.15 | 0.19 | 851.96 | 99.98 | 22.16 | 2.41 | 9.2 |
| ALG-4 | 29.8 | 70.2 | 684.07 | 0.18 | 683.89 | 99.97 | 17.79 | 1.61 | 11.0 |

Conclusiones

A pesar de la baja concentración de CH₄ medida en el agua intersticial de los suelos de los manglares, el balance de masa isotópica demostró que se producen grandes cantidades de CH₄, mayores en zonas que reciben efluentes ricos en materia orgánica y en zonas alejadas de la influencia mareal. Sin embargo, la mayor parte de ese CH₄ no es liberado a la atmósfera, sino que posiblemente es oxidado en condiciones anaeróbicas y emitido como CO₂. Este proceso es un sumidero importante del CH₄ producido en los manglares, pero sabemos todavía muy poco sobre cómo opera y si puede ser revertido con el cambio global.

Agradecimientos

Al CONACyT y PROFAPI por el financiamiento para llevar a cabo este trabajo. Este estudio fue realizado durante una estancia de SSC en el ITSON durante 2016, al cual agradece todo su apoyo.

Literatura citada

Allen, D. E., R. C. Dalal, H. Rennenberg, R. L. Meyer, S. Reeves and S. Schmidt.. 2007. Spatial and temporal variation of nitrous oxide and methane flux between subtropical mangrove sediments and the atmosphere. *Soil Biology and Biochemistry* 39:622–631.

- Alongi, D. M. 2002. Present state and future of the world's mangrove forests. *Environmental Conservation* 29:331–349.
- Biswas, H., S. K. Mukhopadhyay, S. Sen and T. K. Jana. 2007. Spatial and temporal patterns of methane dynamics in the tropical mangrove dominated estuary, NE coast of Bay of Bengal, India. *Journal of Marine Systems* 68:55-64.
- Brownlow, R., D. Lowry, R. E. Fisher, J. L. France, M. Lanoisellé, B. White, M. J. Wooster, T. Zhang and E. G. Nisbet. 2017. Isotopic ratios of tropical methane emissions by atmospheric measurement. *Global Biogeochemical Cycles* 31:1408-1419.
- Chasar, L. S., J. P. Chanton, P. H. Glaser, D. I. Siegel and J. S. Rivers. 2000b. Radiocarbon and stable carbon isotopic evidence for transport and transformation of dissolved organic carbon, dissolved inorganic carbon and CH₄ in a northern Minnesota Peatland. *Global Biogeochemical Cycles* 14:1095–1108.
- Corbett, J., M. Tfaily, D. Burdige, W. Cooper, P. H. Glaser and J. Chanton, Jeffrey. 2012. Partitioning pathways of CO₂ production in peatlands with stable carbon isotopes. *Biogeochemistry* 114:327–340.
- Denman, K. L., G. Brasseur, A. Chidthaisong, P. Ciais, P. M. Cox, R. E. Dickinson, D. Hauglustaine, C. Heinze, E. Holland, D. Jacob, U. Lohmann, S. Ramachandran, P. L. da Silva Dias, S. C. Wofsy and X. Zhang. 2007. Climate change 2007: the physical science basis. *In*: Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K. B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.). Contribution of Working Group 1 to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press. Cambridge.
- Ferry, J. G. and D. J. Lessner. 2008. Methanogenesis in Marine Sediments. *Annals of New York Academy of Sciences* 1125:147-157.
- Shoemaker, J. K and P. Schrag. 2010. Subsurface characterization of methane production and oxidation from a New Hampshire wetland. *Geobiology* 8:234-243.
- Sowers, K. R. and J. G. Ferry. 2002. Methanogenesis in the marine environment. *In*: Bitton, G. (ed.). *The Encyclopedia of Environmental Microbiology*. John Wiley & Sons. New York.
- Whiticar, M. J., E. Faber and M. Schoell. 1986. Biogenic Methane Formation in Marine and Fresh-Water Environments - CO₂ Reduction vs Acetate Fermentation Isotope Evidence. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 50:693-709.

4.16 Variación temporal de flujos de carbono, agua y energía en un manglar semiárido del sur de Sonora

Granados-Martínez Karol P.¹; Méndez-Barroso Luis A.^{2,3}; Yépez- Enrico A.³ y Sánchez-Mejía Zulia M.^{3,2}

¹Posgrado en Ciencias en Recursos Naturales, Instituto Tecnológico de Sonora, Calle 5 de Febrero 818 sur, Col. Centro. C.P. 85000. Ciudad Obregón, Sonora. México.

²Laboratorio Nacional de Resiliencia Costera, Puerto de Abrigo, Sisal, Yucatán, México.

³Departamento de Ciencias del Agua y Medio Ambiente, Instituto Tecnológico de Sonora, Calle 5 de Febrero 818 sur, Colonia Centro. C.P. 85000. Ciudad Obregón, Sonora. México.

Autor para correspondencia: kalordepic@hotmail.com

Resumen

Diversos estudios han demostrado que los manglares en ambientes semiáridos poseen una alta capacidad de absorción de carbono. Sin embargo, en México existen pocos estudios enfocados en la dinámica de intercambio vertical de los flujos de agua, carbono y energía entre el manglar y la atmósfera. Por otra parte, la respuesta fisiología del manglar a variables meteorológicas, hidrológicas y biofísicas en zonas áridas y semiáridas es aún poco conocido. Este trabajo es un aporte al entendimiento de la partición de energía y absorción de carbono en manglares semiáridos mediante la estimación de flujos de calor sensible (H), calor latente (λE) y carbono (CO_2) dentro de una franja costera intermareal. El sitio monitoreado se encuentra en la Bahía de Agiabampo, al sur de Sonora, y se caracteriza por la presencia de manglares de las especies rojo (*Rhizophora mangle*) y negro (*Avicennia germinans*). Los flujos de carbono, agua y energía se estimaron mediante el método de *Eddy covariance* durante la transición de invierno-primavera. Como resultados preliminares encontramos que la variación diurna del flujo de λE se mantiene por debajo del flujo de H ; con valores promedios diarios por debajo de 200 Wm^2 y con una tendencia a dominar calor sensible sobre calor latente conforme progresa la primavera. Por otro lado, se observa que el ecosistema se comporta continuamente como un sumidero de carbono con una ligera tendencia a aumentar esta capacidad durante la primavera.

Palabras clave: manglares semiáridos; evapotranspiración, balance de agua y energía.

Abstract

Several studies have shown that mangroves in semi-arid environments have a high capacity for carbon absorption. However, in Mexico there are few studies focused on the dynamics of vertical exchange of water, carbon and energy fluxes between mangroves and the atmosphere. On the other hand, the response of mangrove physiology to meteorological, hydrological and biophysical forcing in arid and semi-arid zones is still poorly understood. This work is a contribution to the understanding of energy partition and carbon absorption in semi-arid mangroves by estimating sensible and latent heat and carbon fluxes within a coastal intertidal zone. The monitored site is located in the Bay of Agiabampo, south of Sonora, which it is characterized by the presence of red (*Rhizophora mangle*) and black (*Avicennia germinans*) mangroves. Carbon, water and energy fluxes were estimated using the Eddy Covariance (EC) method during the winter-spring transition. Our preliminary results show that latent heat flux (LE) is constantly maintained below sensible heat flux (H) during the diurnal cycle with daily average values below 200 W/m^2 and with a tendency to dominate sensible heat over latent heat as spring progresses. On the other hand, it is observed that mangroves behave continuously as a carbon sink with a slight tendency to increase this capacity during the spring.

Key words: *semi-arid mangroves; evapotranspiration, water and energy balance, CO₂ uptake.*

Introducción

Los manglares son ecosistemas costeros que están ubicados en las regiones con mayor disponibilidad de agua y energía en la Tierra. Sin embargo, en ambientes semiáridos los manglares exhiben bajas tasas de transpiración (Ball, 1986; Passioura *et al.*, 1992); ya que, a diferencia de otros sistemas de vegetación, los manglares están influenciados por fuentes de agua oceánica (35 PSU) mientras se exponen a la pérdida de agua por altos niveles de radiación y evaporación. Las condiciones a las que están expuestos implican que los manglares se encuentran en permanente estrés hídrico (Bar *et al.*, 2013).

Debido a las condiciones en las que se encuentran, los manglares mantienen bajas tasas de transpiración dando lugar a tasas rápidas de secuestro de flujos de dióxido de carbono (CO₂), aun estando en suelos saturados de agua salina (Ball, 1988). Este mecanismo fisiológico y las condiciones en las que se desarrollan los manglares, ha aumentado un interés respecto al papel que juegan en la captura de carbono (Bouillon *et al.*, 2007; Breithaup *et al.*, 2012), especialmente en ambientes semiáridos. En un estudio en las costas de Baja California se estimó que los flujos de secuestro de C en los manglares oscilan entre 463 y 1 130 Mg C/ha, casi similar al almacenado por los bosques de manglares tropicales. Con solo el 0.49% del área total, los manglares que rodean el Golfo de California almacenan el 18% del carbono total de toda la región, representando el sumidero más grande de carbono por unidad de área en las tierras áridas del norte de México.

Por la importancia ambiental, hidrológica, energética y la capacidad de almacenamiento de carbono que poseen los manglares de ambientes semiáridos, es importante conocer la dinámica de intercambio de flujos que tiene el ecosistema y las condiciones biofísicas que lo permiten. Por tal motivo, este trabajo de investigación trata de expandir el conocimiento en manglares semiáridos mediante la estimación de flujos de calor sensible (H), calor latente (λE) y carbono dentro de una franja costera intermareal cubierta de manglares, en particular, las especies rojo (*Rizophora mangle*) y negro (*Avicennia germinans*) localizada en la Bahía de Agiabampo, al sur de Sonora. Los flujos de carbono, agua y energía se estimaron durante el periodo noviembre 2017 a abril de 2018 utilizando el método de *Eddy covariance* (EC).

Materiales y Métodos

Área de estudio

Este estudio se está llevando a cabo en una franja costera cubierta con manglar bajo un clima semiárido, con una precipitación media anual de 100 mm, una temperatura anual de 30° C, y una máxima de 34°C durante el verano (Tamayo, 1979). La Figura 1 muestra la comparación en precipitación y temperatura media a largo plazo entre la planicie costera del sur de Sonora (Figura 1a) y las costas húmedas del estado de Chiapas (Figura 1b).

El manglar está dentro de la Isla Mazocarit perteneciente a límite norte de la Bahía de Agiabampo (Figura 2a). Aproximadamente a 250 m de la localidad de Navopatia; y ubicada al sur de Sonora y norte de Sinaloa. La Bahía está limitada por las coordenadas: 26° 05' y 26° 30' N, 109° 05' y 109° 20' O; y comprende un área de 20 891 ha (Ayala *et al.*, 1990). Es parte de un Área Natural Protegida (ANP-CONANP) y considerada un sitio Ramsar (sitio Ramsar No. 1797). La isla está caracterizada por poseer pantanos de manglar de la especie *Rhizophora mangle* (mangle rojo) y *Avicennia germinans* (mangle negro) (Figura 2b); y sedimentos areno-limo-arcillosos (Ayala *et al.*, 1990).

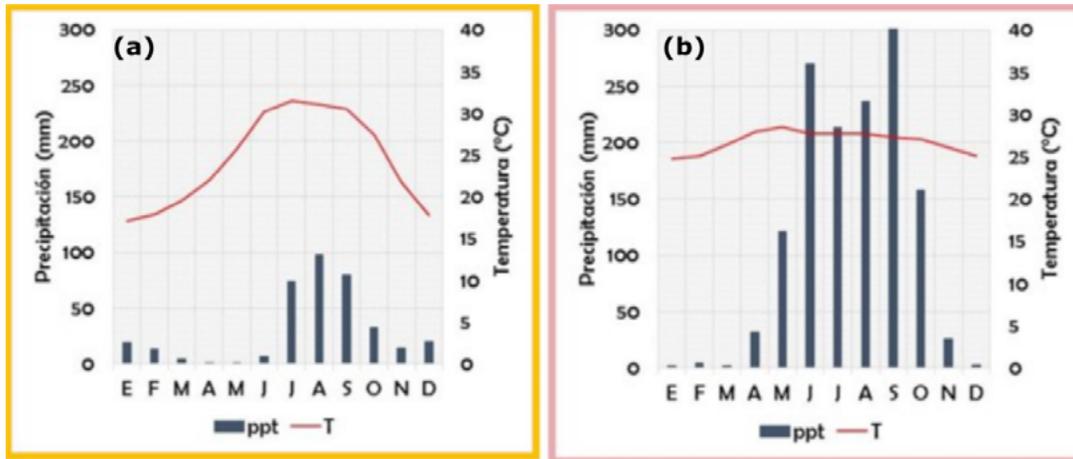


Figura 1. a) Variación de las condiciones de precipitación y temperatura en la región semiárida del sur de Sonora comparado con las condiciones que caracterizan la región húmeda de Chiapas (b).

Estimación de flujos y procesamiento de datos

Los flujos de H , λE y CO_2 fueron cuantificados por medio del sistema de *Eddy covariance* (EC), instalado en una torre de 9 m (Figura 2c) localizada en las coordenadas $26^{\circ} 23' 59'' N$ y $109^{\circ} 14' 22'' O$. Activamente funcional a partir del 28 de noviembre de 2017, y ubicada en el límite donde dominan mangle rojo (*Rhizophora mangle*; spp. dominante) y negro (*Avicennia germinans*). El sistema de EC consiste en un analizador de gases en infrarrojo (IRGA) de configuración cerrada (Li-7500, LI-COR, USA) y un anemómetro sónico (Gill WindMaster Pro) con una frecuencia de muestreo de 10 Hz, operado por un *datalogger* (Smartflux, LI-COR). Adicionalmente fueron instalados sensores que miden las cuatro componentes de la radiación neta (SN-500, Apogee), temperatura y humedad relativa (CS215, Campbell Scientific), precipitación (TE525MM, Campbell Scientific), salinidad y nivel de agua (Hobo), temperatura en suelo a diferente profundidad (Termopares DS18B20) e irradiancia y radiancia para NDVI (SRS-Decagon-Device); operados por un *datalogger* (CR6, Campbell Scientific) en intervalos de 30 min. También se instalaron cámaras que monitorean fenología (Moultrie M-550) y área foliar (Gear 360, Samsung). El procesamiento de los datos de H , λE y CO_2 crudos fue realizado por medio del software Eddy Pro® v 6.2 (LI-COR, USA), en el cual se filtraron, calibraron y se corrigieron los datos. Además, se utilizó el software Tovi™ (LI-COR) con el que obtuvo el *footprint* basado en el método de Kljun *et al.*, 2015.

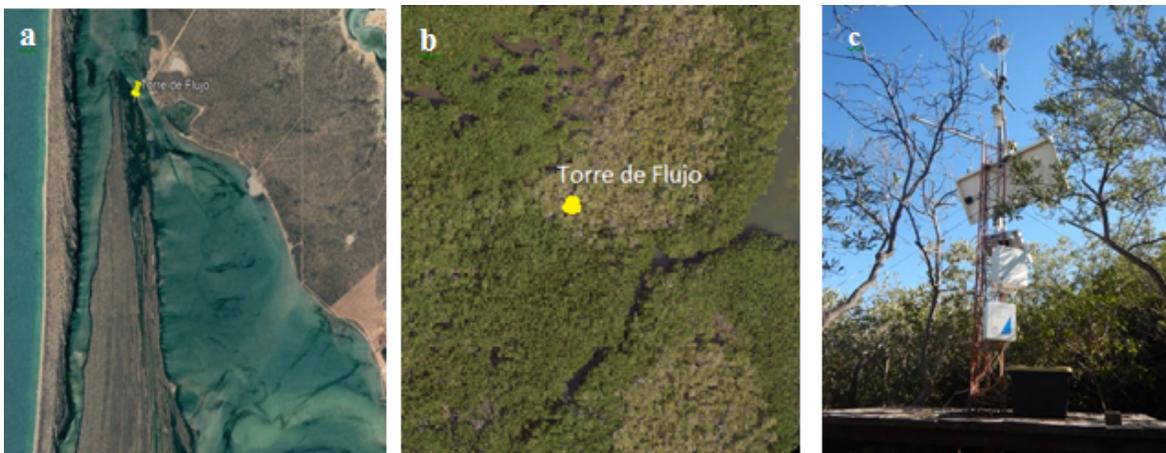


Figura 2.a) Localización de la Isla Mazocarit dentro de la Bahía de Agiabampo, al sur de Sonora. b) Ubicación de la torre de flujo en el límite entre *Rhizophora mangle* (mangle rojo) y *Avicennia germinans* (mangle negro). c) Instrumentación de la torre, para el monitoreo de H , LE y CO_2 .

Resultados preliminares

Extensión del Footprint

Durante el período de noviembre de 2017 a marzo de 2018 se observa una huella o *footprint*, donde el 90% de los flujos provienen del noroeste (Figura 3). Cubriendo un área de aproximadamente 100 m y orientada hacia el noroeste donde la mayor captura de parte de los manglares, proviene de *Rhizophora mangle*.

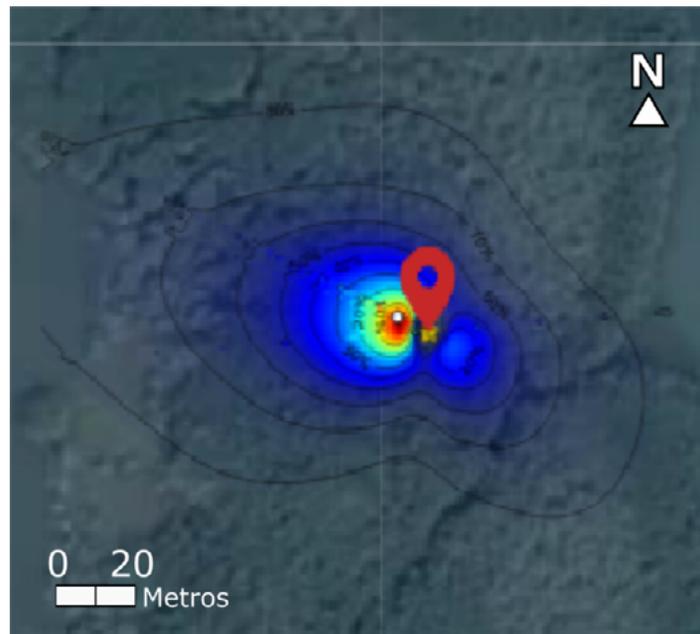


Figura 3. Footprint obtenido con el método de Kljun, mediante el software Tovi.

Dinámica de los flujos de H , λE y CO_2 en el ecosistema

Por otra parte, la Figura 4 muestra la variación diurna del flujo de calor sensible (H) y calor latente (λE) durante el periodo invierno-primavera. Se observa claramente que H se mantiene por encima de los niveles de λE a medio día, mientras que después de las 4 de la tarde, H se mantiene por debajo de λE . Resultados similares encontró Barr *et al.*, en 2014 en un manglar en la costa de Florida; en donde durante el periodo de secas, λE y H tuvieron el mismo comportamiento en respuesta a un incremento en la salinidad.

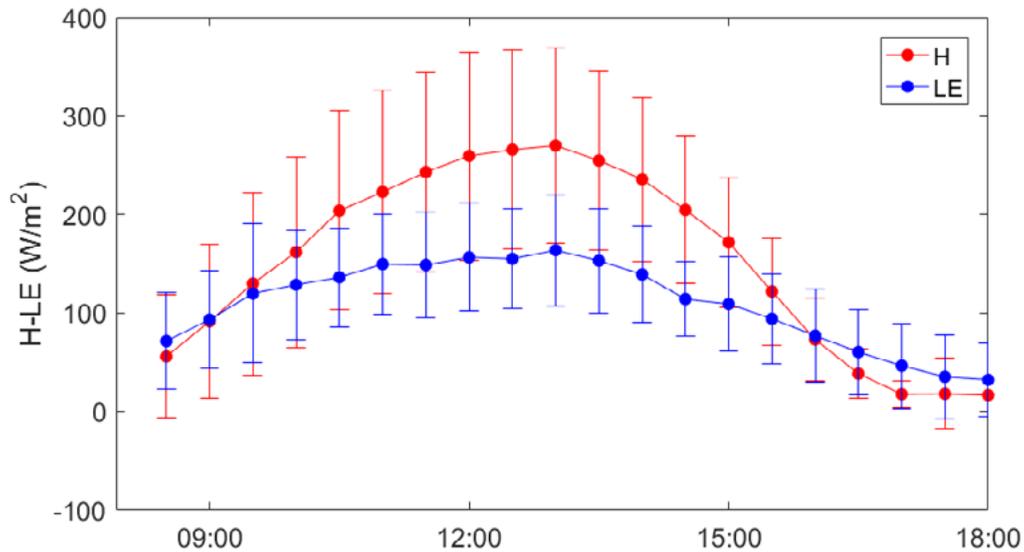


Figura 4. Comportamiento diario promedio de calor sensible (H) y calor latente (LE) durante el periodo noviembre 2017-Marzo 2018.

Similar comportamiento se observa en la variación estacional de λE y H (Figura 5a), y la relación de Bowen (definida como la relación de calor sensible sobre calor latente) durante el periodo invierno-primavera. La Figura 5b muestra la variación diaria de la relación de Bowen, en donde se observa un aumento conforme progresa la primavera, con valores superiores a uno (calor sensible predomina sobre calor latente); lo que indica que la mayor parte de la energía disponible se invierte en transmisión de calor entre la superficie y la atmósfera.

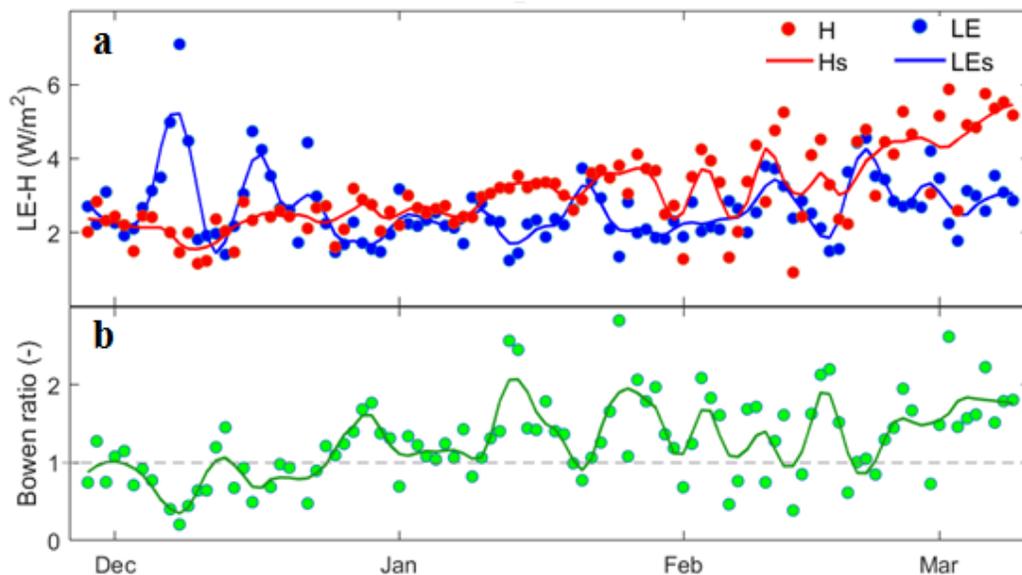


Figura 5. a) Variación diaria de LE y H en el periodo de Nov 17-Mzo 18. b) Variación diaria de la relación de Bowen.

Por último, cabe recalcar que nuestro ecosistema semiárido de manglares se comporta continuamente como un sumidero de carbono atmosférico. La Figura 6 muestra la serie de tiempo de flujo de carbono en este ecosistema durante la transición invierno-primavera. En ella se puede observar un pequeño periodo a mediados de diciembre donde predomina respiración. Sin embargo, el resto del

tiempo la absorción de carbono predomina marcando una tendencia de aumentar esta capacidad conforme avanza la primavera.

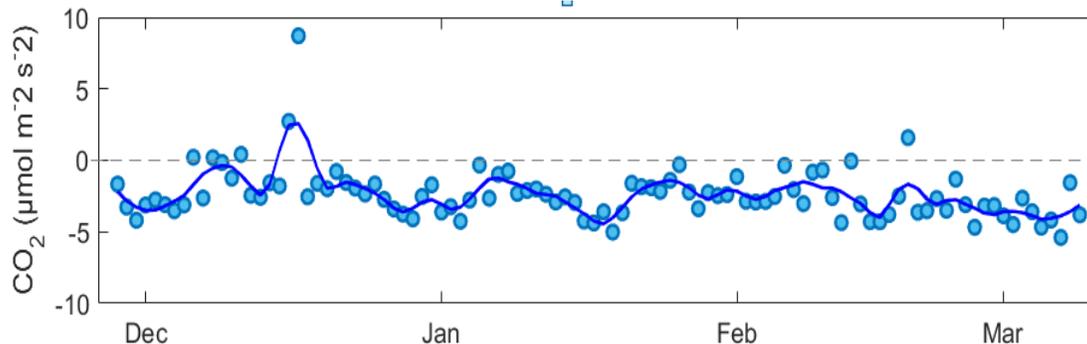


Figura 6. Variación diaria de CO₂ en el periodo del 28 de noviembre de 2017 al 09 de marzo del 2018.

Conclusiones

Los resultados preliminares muestran una tendencia de predominio de la partición de la energía disponible, del calor sensible sobre el calor latente. Esta tendencia se observa tanto en el ciclo diario como en la transición invierno-primavera. En ambos casos, los manglares semiáridos tienen una tendencia a reducir los niveles de evapotranspiración, lo cual podría estar relacionado a la variación de las condiciones meteorológicas durante la transición invierno-primavera, sin embargo; el papel que juegan otros factores ambientales en la partición de estos flujos como los periodos de inundación y la variación de salinidad aún no han sido evaluados. Por último, en forma similar a otros estudios, se demuestra que los manglares semiáridos tienen una gran capacidad de secuestro de carbono atmosférico a pesar de encontrarse en franjas muy reducidas y bajo condiciones constantes de estrés.

Trabajo Futuro

Este trabajo tiene como objetivo realizar el balance energético del ecosistema. Adicionalmente, se evaluarán los factores ambientales que controlan diferentes variables fisiológicas del ecosistema (*e.g* resistencia estomática, factor de acoplamiento con la atmósfera) y el ciclo fenológico del mismo. La fenología del ecosistema se monitoreará mediante un sistema de cámaras y sondas entre las que se encuentran sensores del índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI), cámaras de visión de 180° para la determinación de índice de área foliar (LAI) y cámaras digitales comerciales para visualizar la variabilidad estacional del verdor del dosel mediante la estimación de la coordenada cromática verde (GCC).

Agradecimientos

A los proyectos PROFAPI- Sánchez 2016 y CONACYT-SEMARNAT 278608; ya que gracias a estos se ha tenido el financiamiento de salidas a campo y la compra de algunos de los sensores. También al Sr. Eduardo Mendivi por el apoyo técnico en trabajo de campo.

Literatura citada

- Ayala-Castañares, A., V. M. Maplica Cruz y M. A. Gutiérrez-Estrada. 1980. Geología Marina de la región de Yavaros, Sonora, México. Centro de Ciencias del Mar y Limnología. UNAM 7:275-290.
- Ball, M. C. 1986. Photosynthesis in mangroves. *Wetlands (Australia)* 6:12-22.



- Ball, M. C., I. R. Cowan and G. D. Farquhar .1988. Maintenance of leaf temperature and the optimization of carbon gain in relation to water loss in a tropical mangrove forest. *Aust. J. Plant Physiol* 15:263-276.
- Barr, J. G., V. Engel, J. D. Fuentes, D. O. Fuller and H. Kwon. 2013. Modeling light use efficiency in a subtropical mangrove forest equipped with CO₂ eddy covariance. *Biogeosciences* 10:2145-2158.
- Barr, J. G., M. S. DeLonge and J. D. Fuentes. 2014. Seasonal evapotranspiration patterns in mangrove forests. *J. Geophys. Res. Atmos.* 119: 3886-3899.
- Bouillon, S., A. V. Borges, E. Castañeda-Moya, K. Diele, T. Dittmar, N. C. Duke, E. Kristensen, S. Y. Lee, C. Marchand, J. J. Middelburg, V. H. Rivera-Monroy, T. J. Smith III and R. R. Twilley. 2008. Mangrove production and carbon sinks: a revision of global budget estimates. *Global Biogeochemical Cycles* 22 1-12 doi:10.1029/2007GB003052.
- Breithaupt, J. L., J. M. Smoak, T. J. Smith III, C. J. Sanders and A. Hoare. 2012. Organic carbon burial rates in mangrove sediments: strengthening the global budget. *Global Biogeochem. Cycles* 26, GB3011.
- Passioura, J. B., M. C. Ball and J. H. Knight. 1992. Mangroves may salinize soil and in so doing limit their transpiration rate. *Funct. Ecol.* 6: 476-481.
- Ezcurra, P., E. Ezcurra, P. P. Garcillán, M. T. Costa and O. Aburto-Oropeza. 2016. Coastal landforms and accumulation of mangrove peat increase carbon sequestration and storage. *Procedimientos de la Academia Nacional de Ciencias* 113:4404-4409 DOI: 10.1073 / pnas.1519774113.
- Tamayo, J. I. 1962. *Geografía General de México*. Instituto Mexicano de Investigación Económica. 2da. edición. D.F. México.

4.17 Los cultivos de macroalgas como potenciales sumideros artificiales de carbono

Revilla-Lovano Stephanie¹; Sandoval-Gil Jose M.¹; Zertuche-González Jose A.¹; Guzmán-Calderón Jose M.¹ y Rangel-Mendoza Laura R.¹

¹Universidad Autónoma de Baja California (UABC), Instituto de Investigaciones Oceanológicas (IIO) P.O. Box 453, Ensenada, Baja California 22830, México.

Autor para correspondencia: jmsandovalgil@gmail.com

Resumen

En la actualidad, el papel de las comunidades conformadas por macroalgas como sumideros/almacén de carbono azul es un tema discutido. Los cultivos de macroalgas (en mar abierto y en pozas de tierra) permiten una productividad vegetativa constante y muy superior a la de los mantos naturales, lo que pudiera suponer una mayor capacidad para fijar y almacenar carbono. El presente estudio exploró dicha hipótesis en una particular forma de cultivo intensivo de *Ulva* sp., única en el continente americano y basada su crecimiento en pozas piloto de 40 m³ instaladas en tierra. Para ello se realizó un monitoreo del crecimiento vegetativo y de la fotosíntesis de *Ulva* sp. a lo largo de un ciclo de cultivo (1 mes), además de otros parámetros fisiológicos (*i.e.* pigmentos, fotoquímica) y descriptores físico-químicos del agua de la poza. Se cuantificó que *Ulva* sp. en condiciones de cultivo es capaz de fijar C a tasas de $\sim 3\ 400\ \text{mmol C m}^{-2}\ \text{día}^{-1}$, mientras que supone un almacén de carbono de hasta 2.4 Mg C ha⁻¹. El incremento paulatino del pH con el incremento de la biomasa en el ciclo de cultivo también favoreció la autotrofia del sistema. Dichas estimaciones resaltan que estos sistemas de cultivo intensivo muestran potencial como sumideros artificiales de carbono azul, aunque dicha capacidad dependerá de otros factores como la posibilidad de escalamiento de infraestructura, el tipo de uso del material vegetal tras la cosecha, o incluso la huella de carbono asociada a estos sistemas.

Palabras clave: *cultivo de macroalgas; fotosíntesis; carbono inorgánico disuelto; pH; carbono azul.*

Abstract

Nowadays, the role of seaweeds communities as Blue Carbon sinks is subject of discussion. Comparing to natural populations of seaweeds, cultivation conditions (in open sea and/or ponds) allow for a more constant and higher vegetative productivity, and therefore, this could lead to a higher capacity to incorporate and store carbon. This study explored this hypothesis in a particular condition of *Ulva* sp. intensive cultivation, without precedent in America, and based on its growth in large ponds (40 m³). To this end, photosynthesis and vegetative growth of *Ulva* sp. were monitored through an entire cultivation cycle, in addition to other physiological traits (*e.g.* pigments, photochemistry) and water physico-chemical descriptors. It was quantified that cultivated *Ulva* sp. can acquire C at rates of 2 160-5 000 mmol C m⁻² day⁻¹, while it supposes a carbon stock up to 2.4 Mg C ha⁻¹. The gradual pH increase observed through the cultivation cycle favored the autotrophy of the system. These estimations highlighted the remarkable potential of *Ulva* sp. intensive cultivation as artificial blue carbon sinks, although this capacity may depend on other critical factors such as the possibility of the infrastructure escalation, the final destination of the plant tissues, or even the carbon footprint of these kinds of cultivation systems.

Key words: *seaweed cultivation; photosynthesis; dissolved inorganic carbon; pH; blue carbon.*

Introducción

La capacidad de incorporación y secuestro de carbono inorgánico disuelto, Carbono Azul, por parte de los macrófitos marinos sumergidos es considerada crítica para mitigar la acidificación oceánica asociada al cambio climático (Nellemann *et al.*, 2009). Sin embargo, a diferencia de los pastos marinos, el papel de las macroalgas como sumideros de carbono azul no está claro. Las macroalgas exhiben un recambio o “*turnover*” de su biomasa mucho mayor que el de los pastos marinos, no poseen tejidos subterráneos y su capacidad de enriquecer sedimentos en materia orgánica es mucho más limitada; estas características, entre otras, han supuesto que durante largo tiempo no se las considerara entre las comunidades vegetales marinas de importancia para el secuestro de carbono. A pesar de ello, en los últimos años han surgido distintos estudios que defienden el protagonismo de los bosques de macroalgas como sumideros de carbono a largo plazo, dependiendo de distintos factores como la composición en compuestos orgánicos estructurales, las tasas de transporte y enterramiento de su biomasa, o incluso, el tipo manejo de sistemas de cultivo de especies comerciales (Chung *et al.*, 2011, 2013; Krause-Jensen y Duarte, 2016).

No son pocos los trabajos que actualmente abogan por el uso de los cultivos de macroalgas como efectivos sumideros carbono (p.e. Chung *et al.*, 2011, 2013). Dichos estudios sustentan esta idea en la elevada capacidad de las macroalgas de fijar carbono inorgánico disuelto-CID por fotosíntesis, en su alta productividad vegetativa, o en la factibilidad de usar sus sub-productos como biocombustibles. Se tiene evidencia de que las tasas de incorporación de CID (principalmente HCO_3^-) de distintas especies de macroalgas pueden superar ampliamente a las de especies de pastos marinos y otras terrestres cultivables (*i.e.* maíz) (Chung *et al.*, 2011). Recientes proyectos llevados a cabo en la República de Corea (<http://agwseaweed.org>; “Greenhouse gas (GHG) emissions reduction using seaweeds”) han señalado que los cultivos de macroalgas *in situ* pueden funcionar como efectivos sumideros de carbono reduciendo la concentración de CID de la columna de agua (Chung *et al.*, 2011).

Existe un creciente interés por optimizar cultivos intensivos de macroalgas en tierra que supongan distintas ventajas respecto de aquellos tradicionales de mar abierto, o los basados en el aprovechamiento de mantos naturales. El cultivo de macroalgas en (es)tanques y fotobiorreactores suponen un mayor control de las condiciones de cultivo, y por tanto de la calidad y productividad de las macroalgas. Por ejemplo, Mhatre *et al.* (2018) evaluaron la efectividad de novedosos fotobiorreactores piloto para incrementar la productividad de *Ulva* sp., a través de la medición de distintos parámetros fisiológicos (p.e. fotosíntesis) y vegetativos en ciclos de cultivo. El género *Ulva* sp. incluye especies de algas verdes (Chlorofita) de distribución conspicua que se utilizan en distintas partes del mundo como alimento, forraje, aditivo alimenticio y fuente de metabolitos secundarios como el ulván. Los cultivos de *Ulva* sp. también se emplean como biofiltros en piscicultura, y ya se comienza a discutir su papel como potenciales sumideros de carbono.

El grupo de investigación de Botánica Marina del Instituto de Investigaciones Oceanológicas (IIO) de la Universidad Autónoma de Baja California (UABC) está impulsando un proyecto de cultivo intensivo piloto de *Ulva* sp. en pozas de tierra, ya en fase de escalamiento comercial. De entre los objetivos que persigue el proyecto se destaca el evaluar si dichos cultivos pudieran desempeñar un papel de sumideros de carbono. Este estudio respondió a dicho objetivo, y permitió estimar la capacidad de adquirir y almacenar C de *Ulva* sp. por medio de mediciones directas de las tasas de fotosíntesis y crecimiento vegetativo a lo largo de un ciclo de cultivo.

Materiales y Métodos

Sistema de cultivo

El sistema de cultivo de *Ulva* sp. consistió en pozas (4 m de ancho, 10 m de largo y 1 m de profundidad) que ocupan un área de 40 m³ y con una capacidad de 40 000 litros (Figura 1). Las paredes de las pozas están revestidas por policloruro de vinilo plastificado de color blanco y muestran un ligero ángulo hacia el interior, con el fin de un mejor aprovechamiento de la irradiación incidente. Cada una de las pozas cuenta con un sistema de circulación de agua semi-cerrado. Dentro de las pozas, las frondas de *Ulva* sp. se encontraban en continuo movimiento gracias a un sistema de volteo basado en aireación desde el fondo de las pozas. Las pozas son abastecidas con agua de mar filtrada mecánicamente (1µm) y químicamente (skimmers, UV).



Figura 1. Sistema de cultivo piloto de *Ulva* sp. en las instalaciones del IIO-UABC.

Diseño experimental

El estudio se llevó cabo durante las cuatro semanas que implican un ciclo de cultivo (marzo de 2017), y que conlleva un incremento de la biomasa desde 1 hasta 7-8 kg de PF m⁻³. Dichos ciclos de cultivo se realizaron consecutivamente en 3 pozas (unidades experimentales; n=3), mientras que una poza se mantuvo sin alga con el fin de obtener datos de referencia de las condiciones ambientales del cultivo. Los valores de irradiación, pH, salinidad, oxígeno disuelto y temperatura fueron monitoreados en las pozas a lo largo de los ciclos de cultivo, y diariamente al amanecer, medio día y atardecer. Los parámetros de pH, temperatura, salinidad y OD fueron medidos con una sonda multiparamétrica YSI Professional Plus, mientras que se empleó un sensor esférico LI-193 LI-COR para las medidas de irradiación. Todos los parámetros físico-químicos, fisiológicos y vegetativos midieron en distintos días a lo largo del ciclo de cultivo; específicamente, y dentro de cada semana, las mediciones se realizaron en dos días, uno en el que se fertilizaron las pozas, y otro en el que tuvo lugar un recambio del 80% del agua de la poza.

Descriptorios fisiológicos, crecimiento y biomasa

Las tasas de fotosíntesis de *Ulva* sp. se midieron por medio del uso de cámaras flotantes de incubación de 0.5 L. Para cada medición de fotosíntesis, se colocaron de dos a tres frondas por cámara,

y se midió el incremento de oxígeno disuelto en la cámara cerrada durante tiempos de incubación de 10 minutos. La evolución de oxígeno se cuantificó mediante el uso de un sensor polarográfico y las tasas de fotosíntesis se calcularon en función del peso seco de las frondas incubados. Para cuantificar la respiración se realizó el mismo procedimiento, pero las cámaras se encerraron en bolsas negras opacas para asegurar la total oscuridad durante las incubaciones.

Por medio del uso de un fluorómetro de Pulso de Amplitud Modulada (Diving PAM, Walz, Alemania) se realizaron medidas de la eficiencia cuántica máxima (F_v/F_m) de tres frondes de *Ulva* sp. por poza; dichas medidas se realizaron en oscuridad, antes del amanecer.

El contenido en pigmentos fotosintéticos (clorofilas a y b, carotenoides) se cuantificó siguiendo el protocolo de extracción con acetona.

El crecimiento y la biomasa se estimaron por el cambio en peso de frondes de *Ulva* sp. creciendo en cámaras flotantes en las pozas de cultivo. El crecimiento específico se calculó según la fórmula:

$$SG = ((\ln(pf/pi))/t) \times 100$$

donde pf es el peso final, pi el peso inicial y el t tiempo.

Resultados y Discusión

A lo largo del ciclo de cultivo (4 semanas), el pH mostró un incremento paulatino desde valores máximos de 9 en la primera semana, a los valores cercanos a 10 en la semana 3 (Figura 2); los valores mínimos también se incrementaron a lo largo del ciclo de cultivo, de valores de 8 a 9. Los rangos de salinidad, temperatura y OD observados en las pozas de cultivo fueron 30.2-33.15‰, 15-22°C y 84-140%, respectivamente. La irradiancia sufrió una drástica reducción desde el inicio (valores máximos de hasta 1 200 $\mu\text{mol fotones m}^{-2} \text{s}^{-1}$) hasta el final del cultivo (<50 $\mu\text{mol fotones m}^{-2} \text{s}^{-1}$). Tanto el incremento paulatino de pH como la reducción de la irradiancia respondieron a un incremento de la biomasa de *Ulva* sp. desde el inicio hasta el final del experimento: mientras que la incorporación de CID (HCO_3^-) por más biomasa de *Ulva* sp. provoca una reducción de pH, el incremento de la cantidad de frondes en suspensión resulta en un efecto de ensombreamiento.

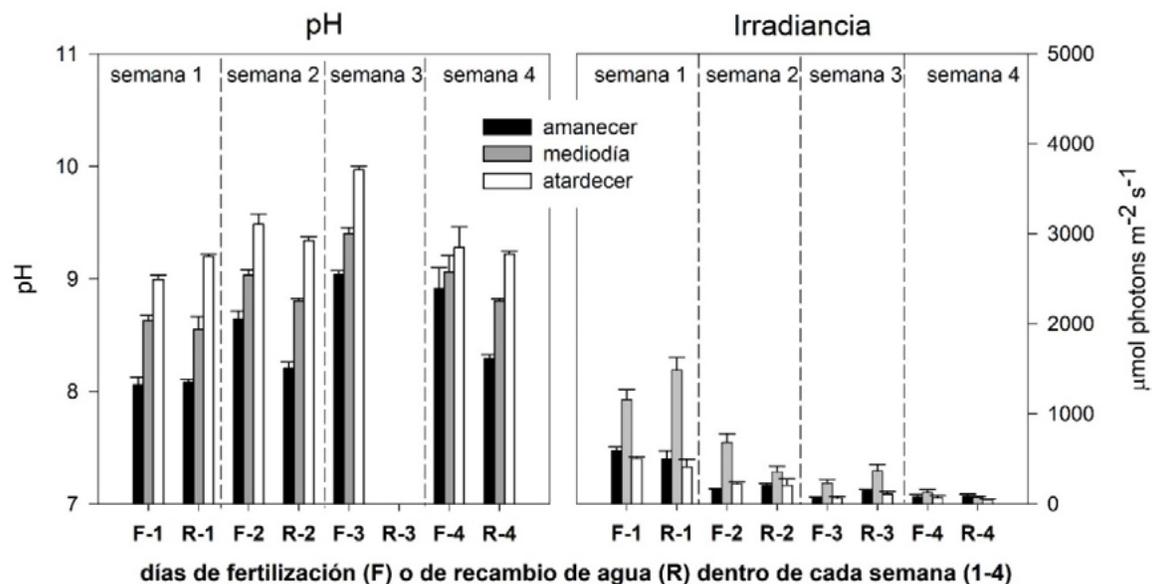


Figura 2. Variación de pH e irradiancia en las pozas de *Ulva* sp. a lo largo de un ciclo de cultivo (4 semanas). Dentro de cada semana, los parámetros se midieron en dos días, uno en el que se fertilizó la poza y otro en el que se realizó un recambio de agua.

Ulva sp. mostró una reducción de su fotosíntesis neta (Figura 3) a lo largo del ciclo de cultivo. Esto pudiera estar relacionado como una respuesta a una potencial limitación de carbono disponible para fotosíntesis, o una limitación por luz (Figura 2). No obstante, considerando una fotosíntesis neta promedio de 150-700 $\mu\text{mol C g}^{-1} \text{PS h}^{-1}$, y una máxima biomasa seca de 200 y 800 g de peso seco m^{-2} se calcula que la tasa neta de fijación de C por *Ulva* sp. en cultivo podría ser de hasta $\sim 3\,400 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ día}^{-1}$; dicho valor es muy superior a las tasas cuantificadas para la mayoría de los sistemas vegetales terrestres y marinos que ejercen como importantes sumideros de carbono azul ($<400 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ en praderas de pastos marinos; Duarte *et al.*, 2010). Contrariamente a lo obtenido con fotosíntesis, el contenido en pigmentos fotosintéticos se incrementó en las frondas desde el inicio hasta el final del ciclo de cultivo; dicho comportamiento es considerado como una respuesta típica de foto-aclimatación de macrófitos sumergidos expuestos a condiciones de limitación por luz. Por otra parte, la eficiencia cuántica máxima a nivel del aparato fotosintético (F_v/F_m) se redujo a lo largo del ciclo de cultivo, como respuesta aparentemente relacionada con las condiciones limitantes para la fotosíntesis que suponen la falta de luz y de carbono en las pozas.

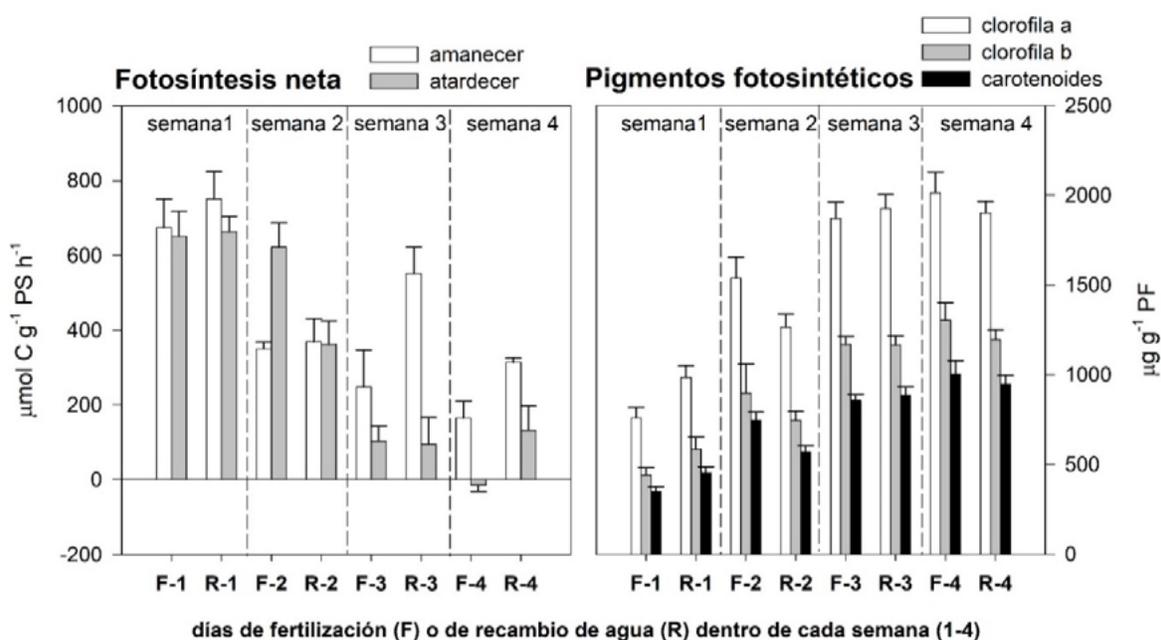


Figura 3. Tasas de fotosíntesis neta y concentración de pigmentos de *Ulva* sp. medidos a lo largo del ciclo de cultivo (4 semanas). Dentro de cada semana, los parámetros se midieron en dos días, uno en el que se fertilizó la poza y otro en el que se realizó un recambio de agua.

Aunque el crecimiento específico de *Ulva* sp. disminuyó a lo largo del ciclo de cultivo, la biomasa no cesó de incrementarse desde valores de $\sim 1 \text{ kg PF m}^{-3}$ hasta $\sim 8 \text{ kg PF m}^{-3}$ (Figura 4). Considerando que el carbono total contenido en tejido seco de *Ulva* sp. supone valores de alrededor del 30%, se estima que el almacén de carbono de *Ulva* sp. en condiciones de cultivo podría alcanzar los 2.4 Mg C ha^{-1} ; esto supone un almacén de carbono superior, por ejemplo, al correspondiente a la biomasa foliar de las praderas de pastos marinos (*Zostera marina*) en Baja California (Herrera-Silveira *et al.*, 2018).

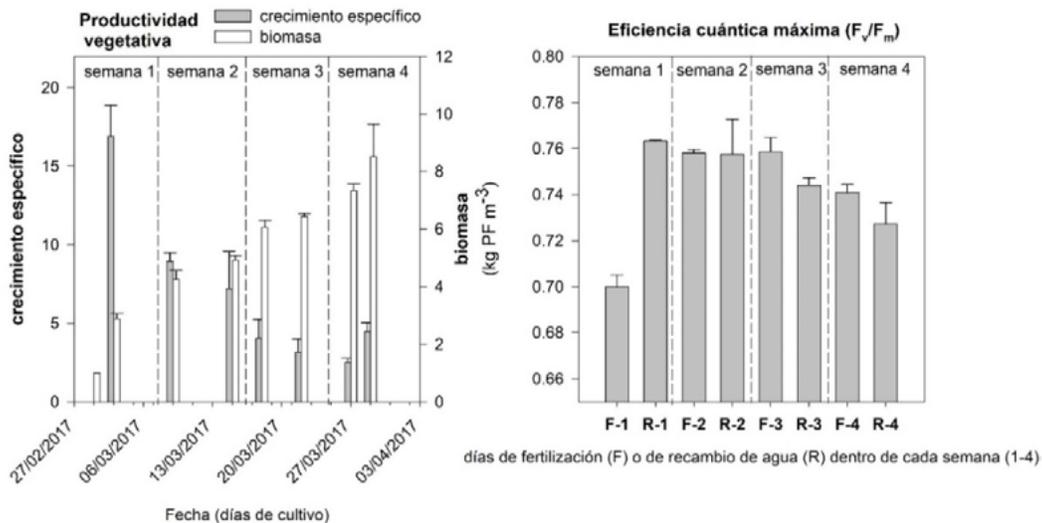


Figura 4. Evolución de la productividad vegetativa (en términos de crecimiento específico y biomasa) y de la eficiencia cuántica máxima (F_v/F_m) de *Ulva* sp. durante un ciclo de cultivo (4 semanas).

Conclusiones

Ulva sp. muestra elevadas tasas de incorporación de CID; esto hace que, en condiciones de cultivo, donde su biomasa por área alcanza valores muy superiores a la de sus mantos naturales, su capacidad de fijar carbono sea muy superior las tasas cuantificadas para la mayoría de los sistemas vegetales terrestres y marinos que ejercen como importantes sumideros de carbono azul (p.e. praderas de pastos marinos). Además, dichas tasas provocaron un incremento constante del pH, favoreciendo la autotrofia del sistema. Los cultivos de *Ulva* sp. pueden suponer un almacén de carbono de hasta 2.4 Mg C ha^{-1} ; dicho valor se encuentra en el rango de valores cuantificados sobre la capacidad de almacenaje de carbono por parte de distintos sistemas vegetales terrestres y marinos (Fourqurean *et al.*, 2012). A pesar de estas estimaciones, el potencial de los cultivos de *Ulva* sp. como sumideros de C artificiales deberá analizarse con cautela en relación a factores críticos como la capacidad de escalamiento de la infraestructura, el uso del material vegetal tras la cosecha, o la huella de carbono asociada a este sistema de producción.

Agradecimientos

Este trabajo se realizó en el contexto del convenio del IIO-UABC con la empresa PROMAC (Productos Marinos de las Californias). El estudio también estuvo financiado por el proyecto NPTC-PRODEP (UABC-PTC-693) bajo la dirección de J.M.S-G. Agradecimientos también al consejo nacional de ciencia y tecnología (CONACyT) por otorgar la beca de maestría a S.R-L. También un gran agradecimiento a todas las alumnas de servicio social que apoyaron en el laboratorio de Botánica Marina. Agradecemos el apoyo de Mariana Sánchez-Barredo y de los compañeros de mantenimiento del cultivo, Isaac Sosa e Isaac Gálvez.

Literatura citada

- Chung, I. K., J. Beardall, S. Mehta, D. Sahoo and S. Stojkovic. 2011. Using marine macroalgae for carbon sequestration: a critical appraisal. *Journal of Applied Phycology* 23:877-886.
- Chung, I. K., J. H. Oak, J. A. Lee, J. A. Shin, J. G. Kim and K. S. Park. 2013. Installing kelp forests/seaweed beds for mitigation and adaptation against global warming: Korean Project Overview. *ICES Journal of Marine Science* 70:1038-1044.
- Duarte, C. M., N. Marbà, E. Gacia, J. W. Fourqurean, J. Beggins, C. Barrón, and E. T. Apostolaki. 2010. Seagrass community metabolism: Assessing the carbon sink capacity of seagrass meadows. *Global Biogeochemical Cycles* 24.

- Fourqurean, J. W., C. M. Duarte, H. Kennedy, N. Marbá, M. Holmer, M. A. Mateo and O. Serrano. 2012. Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock. *Nature geoscience* 5:505.
- Herrera-Silveira, J. A., S. M. Morales-Ojeda, M. J. Mendoza, G. I. Medina, J. Ramírez-Ramírez, J. M. Sandoval-Gil y V. F. Camacho-Ibar. 2018. Síntesis de Carbono Azul en México: Pastos Marinos. Programa Mexicano del Carbono-CINVESTAV-IPN.
- Krause-Jensen, D. and C. M. Duarte. 2016. Substantial role of macroalgae in marine carbon sequestration. *Nature Geoscience* 9:737.
- Mhatre, A., M. Navale, N. Trivedi, R. Pandit and A. M. Lali. 2018. Pilot scale flat panel photobioreactor system for mass production of *Ulva lactuca* (Chlorophyta). *Bioresource technology* 249:582-591.
- Nellemann, C., E. Corcoran, C. M. Duarte, L. Valdés, C. de Young, L. Fonseca and G. Grimsditch. 2009. Blue carbon. A rapid response assessment. United Nations Environment Programme, GRIDArendal.

4.18 Variabilidad temporal de biomasa de carbono de picoplancton en una estación costera de Baja California

Linacre Lorena¹; Lara-Lara Rubén¹; Mirabal-Gómez Uriel¹; Durazo Reginaldo² y Bazán-Guzmán Carmen¹

¹Departamento de Oceanografía Biológica, División de Oceanología, CICESE. Carretera Tijuana-Ensenada No. 3918, zona Playitas, CP 22860, Ensenada, Baja California, México.

²Facultad de Ciencias Marinas, Universidad Autónoma de Baja California, Carretera Tijuana-Ensenada No. 3917, zona Playitas, CP 22860, Ensenada, Baja California, México.

Autor para correspondencia: llinacre@cicese.mx

Resumen

Se estudia la variabilidad temporal de la biomasa, estimada en términos de carbono, de tres poblaciones de picoplancton autotrófico (*Prochlorococcus*, *Synechococcus* y Pico-eucariontes) y de bacterias heterotróficas (HB), en un sitio costero de Baja California (estación ENSENADA). Las muestras fueron colectadas en los primeros 100 m de la columna de agua, en 18 cruceros realizados entre septiembre 2007 y octubre del 2015. La variabilidad temporal de la biomasa de estas poblaciones se asocia con las condiciones oceanográficas en el periodo. La estimación del contenido de carbono celular ($\text{fgC}\cdot\text{cel}^{-1}$) y la biomasa ($\mu\text{gC}\cdot\text{l}^{-1}$) se realizó mediante factores de conversión a carbono y la abundancia ($\text{cel}\cdot\text{l}^{-1}$) de cada población basados en análisis de citometría de flujo. A lo largo del periodo de muestreo se observó que las poblaciones de picoplancton mostraron una oscilación en su contenido de carbono, biomasa y composición relativa (pico-autótrofos), asociada a los cambios estacionales (surgencia) e interanuales (La Niña y El Niño) en las condiciones fisicoquímicas de este sitio costero. Se encontró que los valores de biomasa promedio por crucero para pico-fitoplancton oscilaron entre 3.70 y 51.34 $\mu\text{gC}\cdot\text{l}^{-1}$, mientras que para HB entre 1.62 y 47.62 $\mu\text{gC}\cdot\text{l}^{-1}$. Los datos sugieren que las disminuciones en la biomasa de pico-autótrofos respecto a HB en ciertas épocas del año (e.g. ABR'08 y JUL'13) podrían relacionarse no solamente a factores abióticos, sino también bióticos (e.g. pastoreo) que regulan a las poblaciones cuando existen condiciones de enriquecimiento trófico del ecosistema.

Palabras clave: *pico-fitoplancton; bacterias heterotróficas; contenido de carbono celular; estación ENSENADA.*

Abstract

The temporal variability of carbon biomass estimates of three autotrophic (*Prochlorococcus*, *Synechococcus* and Pico-eukaryotes) and heterotrophic (HB) picoplankton populations is studied at a coastal site off Baja California (ENSENADA station). Samples were collected from the upper water column (< 100 m) along 18 cruises conducted between September 2007 and October 2015. Temporal variability of the carbon biomass of picoplankton populations is assessed in terms of the observed oceanographic conditions. Based on flow cytometry analyses, cellular carbon content ($\text{fgC}\cdot\text{cell}^{-1}$) and carbon biomass ($\mu\text{gC}\cdot\text{l}^{-1}$) were computed using carbon conversion factors and abundances ($\text{cell}\cdot\text{l}^{-1}$) of each population. Picoplankton populations displayed a temporal variability in cellular carbon content, carbon biomass and specific composition (pico-autotrophs) throughout the study period, associated with seasonal (upwelling) and interannual (La Niña and El Niño) changes in the physical and chemical conditions of this coastal site. Carbon biomass means per cruise for pico-phytoplankton populations ranged between 3.70 and 51.34 $\mu\text{gC}\cdot\text{l}^{-1}$, while HB varied between 1.62 and 47.62 $\mu\text{gC}\cdot\text{l}^{-1}$. Data suggests that decreasing carbon biomass of pico-autotrophs in regard to HB populations during some

seasons (e.g. APR'08 and JUL'13) could be associated with both abiotic and biotic parameters (e.g. grazing), the latter regulating picoplankton when the trophic state of the ecosystem becomes richer.

Key words: *pico-phytoplankton; heterotrophic bacteria; cellular carbon content; ENSENADA station.*

Introducción

Una gran parte del entendimiento de los procesos biogeoquímicos de los ecosistemas marinos depende de las estimaciones de biomasa en términos de carbono de las poblaciones planctónicas. Particularmente, las poblaciones del picoplancton son componentes microbianos que contribuyen a definir la estructura y funcionamiento de los ecosistemas marinos (Azam y Malfatti, 2007). En la región norte de Baja California, se localiza una estación costera (estación ENSENADA) donde en un periodo de un año aproximadamente, se evidenció la gran significancia de las poblaciones de picoplancton autotrófico (*Prochlorococcus*, *Synechococcus* y Pico-eucariontes) y heterotrófico (Bacterias Heterotróficas) dentro de la comunidad planctónica (Linacre *et al.*, 2010a, 2012). Aparentemente, la presencia, abundancia y biomasa de estas poblaciones estuvo asociada a las condiciones oceanográficas de esta región costera, la cual presentó una variabilidad temporal modulada por eventos estacionales (e.g. surgencia costera) e interanuales (e.g. La Niña 2007-2008) (Linacre *et al.*, 2010a), que recurrentemente afectan al sistema de la Corriente de California (SCC) (Durazo *et al.*, 2017, Jacox *et al.*, 2016; Bjorkstedt *et al.*, 2012; Linacre *et al.*, 2010b; McClatchie *et al.*, 2008). Sin embargo, los alcances de este estudio previo sobre la dinámica temporal de estas poblaciones, estuvieron limitados respecto a su variabilidad interanual. Por lo anterior, el presente estudio tiene como objetivo evaluar la variabilidad temporal de la biomasa de carbono de las poblaciones autotróficas y heterotróficas de picoplancton entre septiembre 2007 y octubre 2015 en la estación ENSENADA, asociada a los patrones temporales de variabilidad anual e interanual de las condiciones oceanográficas de la capa superficial (< 100m) de este sitio costero.

Materiales y Métodos

Entre septiembre 2007 y octubre 2015 se realizaron 18 campañas oceanográficas en un sitio de monitoreo costero localizado en 31. 66° N, 116.7° O (Estación ENSENADA, Figura 1). Para el análisis de las poblaciones autotróficas y heterotróficas de picoplancton se colectó agua de mar de 4 a 10 niveles de profundidad dentro de los primeros 100 m de la columna de agua.

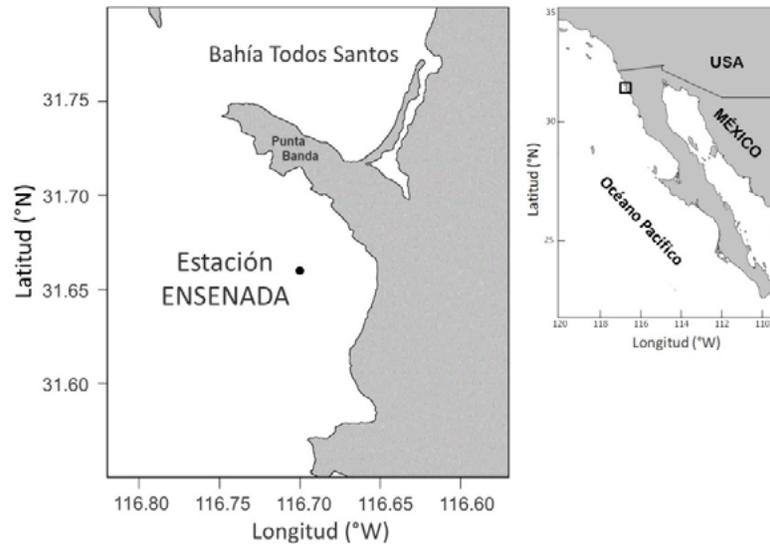


Figura 1. Sitio de monitoreo costero “estación ENSENADA” localizado en las aguas de la región norte de Baja California, México.

Las muestras, que se colectaron en criotubos de 2 ml, se fijaron con 100 μl de paraformaldehído (0.5% concentración final) y se conservaron en nitrógeno líquido hasta su análisis por citometría de flujo en el laboratorio de Citometría de Flujo SOEST de la Universidad de Hawaii (<http://www.soest.hawaii.edu/sfcf>). En dicho laboratorio se realizó un análisis simultáneo de las poblaciones de picoplancton autótrofo y las bacterias heterotróficas con base en la técnica descrita por Monger y Landry (1993). Los análisis se llevaron a cabo en un citómetro Altra (Beckman-Coulter) configurado con 2 láseres de excitación de argón para UV (200 mW) y 488 nm (1 W). Este equipo permitió obtener las señales de refracción frontal (FSC) y lateral (SCC), así como la de fluorescencia (ADN-Hoechst, ficoeritrina y clorofila). Ambas señales se normalizaron con perlas de poliestireno amarillo-verde de 0.5 y 1.0 μm de diámetro (Polysciences Inc., Warrington, PA, USA). Los parámetros obtenidos durante el análisis de dispersión y fluorescencia para estimar la abundancia de las poblaciones fueron procesados con el programa Flow Jo (Treestar, Inc., www.flowjo.com). Las abundancias ($\text{cel}\cdot\text{l}^{-1}$) de bacterias heterotróficas (BH), *Prochlorococcus spp.* (PRO), *Synechococcus spp.* (SYN) y Picoeucariontes (PEU) se convirtieron a biomasa ($\mu\text{gC}\cdot\text{l}^{-1}$) basado en cálculos del contenido de carbono por célula que fueron realizados para cada población por crucero y profundidad. Para ello, se utilizaron los factores de conversión a carbono de la literatura de 20, 39, 82 y 1 000 $\text{fgC}\cdot\text{cel}^{-1}$ como valores iniciales para BH, PRO, SYN y PEU, respectivamente (Lee and Fuhrman, 1987; Worden *et al.*, 2004; Sherr *et al.*, 2005). La información de la señal FSC se usó como una medida relativa de la variabilidad del biovolumen celular (BV) asumiendo una densidad de carbono celular constante (C:BV), con la cual se calculó la razón $(FSC_{\text{muestra}}: FSC_{\text{promedio capa mezcla}})^{0.55}$ como un factor de escala para la variabilidad del tamaño celular de cada categoría taxonómica (Linacre *et al.*, 2010a y 2012). Para cada profundidad por crucero, se promedió el contenido de carbono y la biomasa estimada por población (\pm error estándar, EE). Este promedio y los porcentajes de la biomasa relativa promedio para todo el periodo de estudio se graficaron en una serie de tiempo.

Resultados y Discusión

Las condiciones oceanográficas en la columna de agua mostraron una variabilidad estacional asociada principalmente a los eventos de surgencia predominantes en primavera-verano y a la estratificación superficial por calentamiento durante el verano-otoño (Figura 2). Esta variabilidad de la columna de agua se vio influenciada por eventos interanuales como El Niño (*e.g.* OCT'2015) y La

Niña (e.g. ABR'08, MAR'11), que han sido caracterizados para el SCC (Durazo *et al.*, 2017; Jacox *et al.*, 2016; Bjorkstedt *et al.*, 2012; Linacre *et al.*, 2010b; McClatchie *et al.*, 2008). Es por tanto pertinente evaluar si las poblaciones de picoplancton responden a las mismas escalas de variabilidad oceanográfica que sugieren las observaciones realizadas por Linacre *et al.* (2010b).

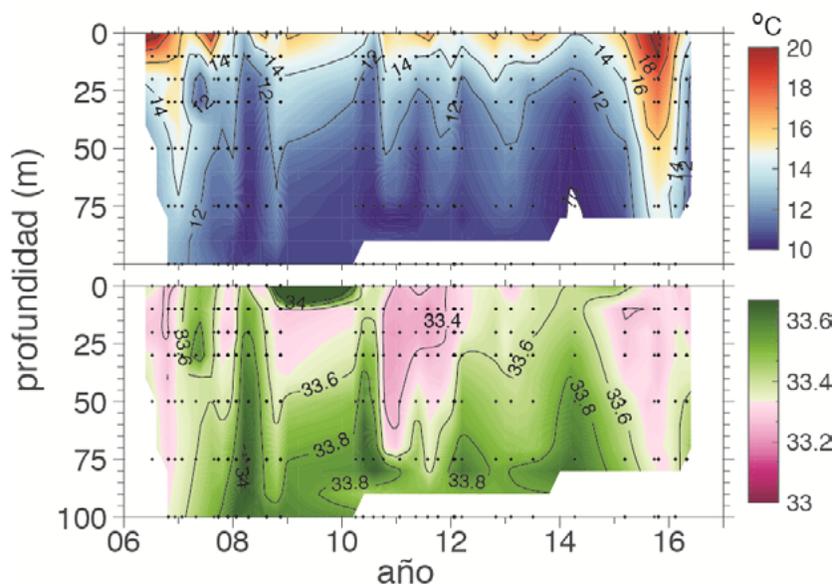


Figura 2. Variabilidad temporal de temperatura ($^{\circ}\text{C}$) y salinidad (ups) en la columna de agua durante 10 años de monitoreo en la estación ENSENADA.

A lo largo del periodo de muestreo se observó que el promedio por crucero del contenido de carbono en las poblaciones de picoplancton mostró una oscilación en la capa superficial (Figura 3). Particularmente, el carbono promedio atribuido a HB osciló entre 19 y 22 $\text{fgC}\cdot\text{cel}^{-1}$, seguido por PRO entre 37 y 46 $\text{fgC}\cdot\text{cel}^{-1}$, SYN entre 75 y 100 $\text{fgC}\cdot\text{cel}^{-1}$ y PEU, que mostró una mayor variación entre 977 y 1 690 $\text{fgC}\cdot\text{cel}^{-1}$. Este amplio intervalo en PEU fue posiblemente debido a que esta categoría está compuesta por diversas taxa, comparado a los pocos géneros de cianobacterias. Además, ciertos grupos de eucariontes incluyeron algunas mediciones de células más grandes ($\sim 3\ \mu\text{m}$) que el tamaño formal categorizado como “pico” ($0.2\text{-}2\ \mu\text{m}$). Con la excepción de un notorio incremento en el promedio del carbono celular durante SEP'07, no solo en PEU sino también en PRO y SYN, en general no se evidenció un patrón temporal definido entre las poblaciones (Figura 3). Los mayores incrementos de carbono se registraron en las poblaciones de PEU, principalmente en épocas de primavera-verano (SEP'07, MAR'11, JUN'12, MAR'15), aunque ocasionalmente también en otoño (NOV'11, OCT'12). Estos incrementos están aparentemente asociados a una mayor disponibilidad de nutrientes en la zona eufótica causado por el afloramiento de aguas subsuperficiales ricas en nutrientes durante esas épocas de vientos intensos. Estos forzamientos de tipo local se intensifican durante eventos La Niña (v.g. 2011-2012) e incrementan el enriquecimiento de la columna de agua superficial como ocurre en otros sitios del SCC (Bjorkstedt *et al.*, 2012).

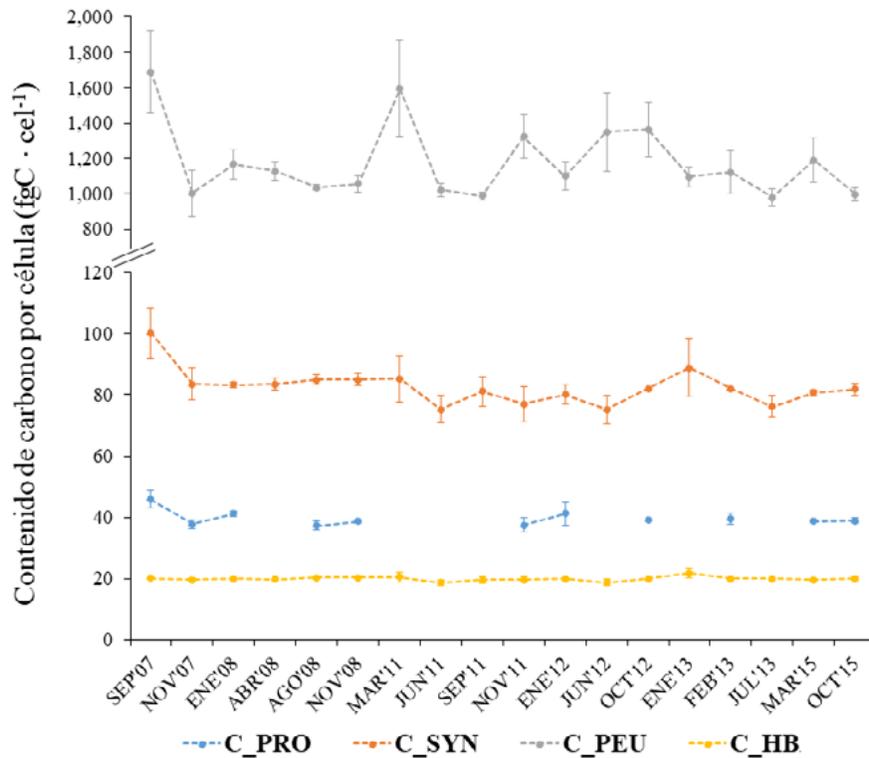


Figura 3. Serie temporal del promedio (\pm EE) del contenido de carbono (fgC) por célula de picoplancton de la capa superficial en la estación ENSENADA para el periodo septiembre 2007-octubre 2015.

Durante los casi 10 años de estudio la biomasa promedio por crucero de las poblaciones de pico-fitoplancton osciló entre 3.70 y 51.34 $\mu\text{gC}\cdot\text{l}^{-1}$, mientras que este parámetro para HB varió entre 1.62 y 47.62 $\mu\text{gC}\cdot\text{l}^{-1}$, y siguió una tendencia similar a la observada para las poblaciones de autótrofos (Figura 4a). En términos relativos, la biomasa de las poblaciones de pico-fitoplancton y HB por crucero estuvieron balanceadas a lo largo de la serie temporal (Figura 4b), con excepción de aquellas épocas de intensa surgencia costera como ABR'08, cuando las células de mayor tamaño (*e.g.* diatomeas y dinoflagelados) dominaron la comunidad fitoplanctónica en este sitio costero (Linacre *et al.*, 2012). Asimismo, los cambios estacionales e interanuales en las condiciones fisicoquímicas de la columna de agua superficial están aparentemente reflejados en la composición relativa de pico-fitoplancton. Por ejemplo, PRO, una cianobacteria característica de ambientes oligotróficos tropicales y subtropicales (Chisholm *et al.*, 1988), desaparece durante la época de primavera-verano (*e.g.* ABR'08, MAR-JUN-SEP'11, JUN'12, JUL'13), aparentemente por efecto de las bajas temperaturas (Figuras 2 y 4b), aunado posiblemente al mayor aporte de nutrientes durante las surgencias, tales como el nitrato, el cual no puede ser utilizado por estos organismos debido a su carencia funcional para incorporar este compuesto (Moore *et al.*, 2002; Martiny *et al.*, 2009). Asimismo, los intensos eventos interanuales como La Niña 2007-2008 (McClatchie *et al.*, 2008) o El Niño 2015-2016 (Jacox *et al.*, 2016; Durazo *et al.*, 2017) que han sido registrados en el SCC y particularmente en la estación ENSENADA durante ABR'08 y OCT'15 respectivamente (Linacre *et al.*, 2010b; 2017), también parecen afectar la composición relativa de pico-autótrofos. En efecto, durante La Niña de ABR'08, PRO estuvo ausente, SYN mostró bajas biomásas en contraste a las mayores de PEU, mientras que durante El Niño de OCT'15, las poblaciones de cianobacterias incrementaron su aporte relativo, incluso desde MAR'15 (Figura 4). Este patrón temporal entre las poblaciones de cianobacterias y de PEU, parece estar asociado al mayor enriquecimiento de nutrientes nuevos dentro de la capa superficial durante eventos La Niña por una intensificación de las surgencias. En contraste, durante eventos El Niño, se espera un menor aporte de

nutrientes en la zona eufótica por un hundimiento de la termoclina. Ambos patrones son reflejados en la variabilidad temporal observada en las condiciones fisicoquímicas de la columna de agua (Figura 2).

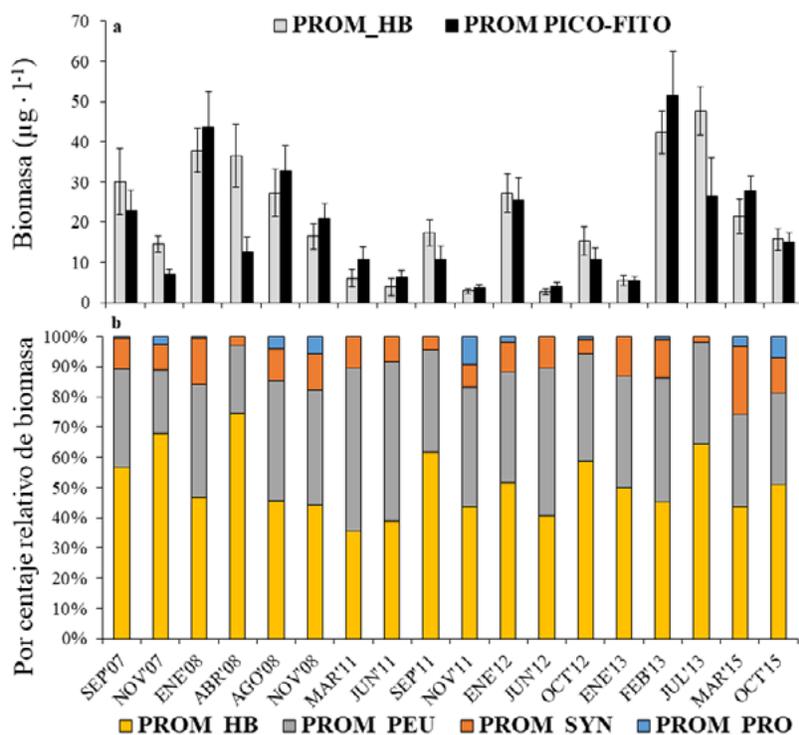


Figura 4. Serie temporal del promedio (\pm EE) de la biomasa de carbono ($\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) de (a) pico-fitoplancton (PROM PICO-FITO) y bacterias heterotróficas (PROM_HB) y (b) porcentaje relativo de la biomasa de las tres poblaciones autotróficas, *Prochlorococcus* (PROM_PRO), *Synechococcus* (PROM_SYN) y Pico-Eucariontes (PROM_PEU) con respecto a bacterias heterotróficas (PROM_HB), registradas en la columna de agua durante el periodo septiembre 2007-octubre 2015.

Finalmente, aunque los factores abióticos como temperatura, salinidad, nutrientes y la mezcla vertical aportan en gran medida a la variabilidad temporal observada en la biomasa de pico-fitoplancton, es importante destacar que ante un enriquecimiento del ecosistema (*i.e.* concentraciones de clorofila- $a > 1\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$), los factores bióticos como el pastoreo del microzooplancton también pueden jugar un papel preponderante. Este hecho es recientemente descrito por la hipótesis de la “intensificación del enlace microbiano” (Taylor y Landry, 2018), que explica cómo el incremento de materia orgánica proveniente del micro-fitoplancton promueve una mayor actividad y crecimiento bacteriano, pero a su vez una mayor pérdida por pastoreo de poblaciones de pico-fitoplancton que comparten predadores comunes con HB, generando con ello, un decremento de la biomasa de pico-autótrofos con respecto a la biomasa de HB. Se sugiere que este mecanismo podría haber dado lugar a mínimos valores de biomasa de pico-autótrofos respecto al aporte de HB de $> 70\%$ durante ABR’08 (Figura 4).

Conclusiones

Las estimaciones de biomasa de carbono que se han realizado a través del tiempo en este sitio de monitoreo costero que forma parte del SCC, resultan esenciales para comprender la función dentro del ciclo global del carbono de una fracción de la comunidad planctónica que es significativa en términos de abundancia y biomasa. Por lo tanto, los esfuerzos de monitoreo temporal como los descritos en esta investigación, son absolutamente necesarios para una mejor comprensión de la importancia relativa de

grupos funcionales autotróficos y heterotróficos dentro las tramas tróficas pelágicas marinas y su papel en los ciclos biogeoquímicos de los diversos ecosistemas marinos.

Literatura citada

- Azam, F. and F. Malfatti. 2007. Microbial structuring of marine ecosystems. *Nature Reviews Microbiology* 5:782-791.
- Bjorkstedt, E.P, R. Goericke, S. McClatchie, E. Weber, W. Watson, N. Lo, W. T. Peterson, R. D. Brodeur, T. Auth, J. Fisher, C. Morgan, J. Peterson, J. Largier, S. J. Bograd, R. Durazo, G. Gaxiola-Castro, B. Lavaniegos, F. P. Chavez, C. A. Collins, B. Hannah, J. Field, K. Sakuma, W. Satterthwaite, M. O'Farrell, S. Hayes, J. Harding, W. J. Sydeman, S. A. Thompson, P. Warzybok, R. Bradley, J. Jahncke, R. T. Golightly, S. R. Schneider, R. M. Suryan, A. J. Gladics, C. A. Horton, S. Y. Kim, S. R. Melin, R. L. DeLong and J. Abell. 2012. State of the California Current 2011–2012: ecosystems respond to local forcing as La Niña wavers and wanes. *CalCOFI Report* 53:42-76.
- Chisholm, S. W., R. J. Olson, E. R. Zettler, R. Goericke, J. B. Waterbury and N. A. Welschmeyer. 1988. A novel free-living prochlorophyte abundant in the oceanic euphotic zone. *Nature* 334:340-343.
- Durazo, R., R. Castro, L. E. Miranda, F. Delgadillo-Hinojosa y A. Mejía-Trejo. 2017. Condiciones hidrográficas anómalas frente al noroeste de la península de Baja California durante 2014–2016. *Ciencias Marinas* 43:81-92.
- Linacre, L., M. R. Landry, R. Lara-Lara, J. M. Hernández-Ayón and C. Bazán- Guzmán. 2010a. Picoplankton dynamics during contrasting seasonal oceanographic conditions at a coastal upwelling station off Northern Baja California, México. *Journal of Plankton Research* 32:539–557 DOI: 10.1093/plankt/fbp148.
- Linacre, L., R. Durazo, J. M. Hernández-Ayón, F. Delgadillo-Hinojosa, G. Cervantes-Díaz, J. R. Lara-Lara, V. Camacho-Ibar, A. Siqueiros-Valencia and C. Bazán-Guzmán. 2010b. Temporal variability of the physical and chemical water characteristics at a coastal monitoring observatory: Station ENSENADA. *Continental Shelf Research* 30:1730–1742 DOI: 10.1016/j.csr.2010.07.011.
- Linacre, L., M. R. Landry, R. Cajal-Medrano, J. R. Lara-Lara, J. M. Hernández-Ayón, R. R. Mouriño-Pérez, E. García-Mendoza and C. Bazán-Guzmán. 2012. Temporal dynamics of carbon flow through the microbial plankton community in a coastal upwelling system off northern Baja California, México. *Marine Ecology Progress Series* 461:31–46 DOI: 10.3354/meps09782.
- Lee, S. and J. A. Fuhrman. 1987. Relationships between biovolume and biomass of naturally derived marine bacterioplankton. *Applied and Environmental Microbiology* 53:1298–1303.
- Martiny, A. C., S. Kathuria and P. M. Berube. 2009. Widespread metabolic potential for nitrite and nitrate assimilation among Prochlorococcus ecotypes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 106:10787–10792.
- Mcclatchie, S., M. Jacox, R. Goericke, Leising, S. Schneider, A. Thompson, R. Golightly and J. Gomez-Valdes. 2016.. State Of The California Current 2015–16: Comparisons With The 1997–98 El Niño. *California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations Report*. 57. 1-57.
- Monger, B.C. and M. R. Landry. 1993. Flow cytometric analysis of marine bacteria with Hoechst 33342. *Applied and Environmental Microbiology* 59:905–911.
- Moore, L. R., A. F. Post, G. Rocab and S. W. Chisholm. 2002. Utilization of different nitrogen sources by the marine cyanobacteria Prochlorococcus and Synechococcus. *Limnology and Oceanography* 47:989–996.
- Jacox, M. G., E. L. Hazen, K. D. Zaba, D. L. Rudnick, C. A. Edwards, A. M. Moore and S. J. Bograd. 2016. Impacts of the 2015–2016 El Niño on the California Current System: Early assessment and comparison to past events. *Geophysical Research Letters* 43:7072–7080 DOI: 10.1002/2016GL069716.
- Sherr, E. B., B. F. Sherr and P. A. Wheeler. 2005. Distribution of coccoid cyanobacteria and small eukaryotic phytoplankton in the upwelling ecosystem off the Oregon coast during 2001 and 2002. *Deep-Sea Research II* 52:317-330.
- Taylor, A. G. and M. R. Landry. 2018. Phytoplankton biomass and size structure across trophic gradients in the southern California Current and adjacent ocean ecosystems. *Marine Ecology Progress Series* 592:1-17.
- Worden, A. Z., J. K. Nolan and B. Palenik. 2004. Assessing the dynamics and ecology of marine picophytoplankton: the importance of the eukaryotic component. *Limnology and Oceanography* 49:168–179.

4.19 Simulación del transporte de carbono orgánico particulado a la Laguna de Términos, Campeche

Meneses-Fernández Marisol¹; Cardoso-Mohedano José G.²; Ruiz-Fernández Ana C.³; Sánchez-Cabeza Joan A.⁴; Gómez-De La Peña Ernesto E.¹; Gómez-Ponce Mario A.⁵ y Merino-Ibarra Martín⁴

¹Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Estación El Carmen, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. Carr. Carmen-Puerto Real km. 9.5, 24157 Ciudad del Carmen, México.

²CONACYT – Estación el Carmen, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Carr. Carmen-Puerto Real km. 9.5, 24157 Ciudad del Carmen, México.

³Unidad Académica Mazatlán, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. CP 82000, Mazatlán, Sinaloa, México.

⁴Unidad Académica Procesos Oceánicos y Costeros, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. CP 04510, Ciudad de México, México.

⁵Estación el Carmen, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Carr. Carmen-Puerto Real km. 9.5, 24157 Ciudad del Carmen, México.

Autor para correspondencia: gcardoso@cmarl.unaml.mx

Resumen

El transporte del carbono orgánico particulado en los ecosistemas acuáticos es controlado principalmente por fenómenos físicos asociados a la hidrodinámica del cuerpo de agua. Los procesos de transporte del material particulado son afectados por las corrientes, causadas principalmente por los ciclos de marea y los vientos. Los modelos de partículas acoplados a los modelos de circulación son herramientas que permiten entender y evaluar, cómo y en qué grado las corrientes modifican el transporte de las partículas. En este trabajo se presentan resultados preliminares de simulaciones del transporte de partículas desde el río Palizada hacia la laguna de Términos (LT), en las que se consideran la influencia de las mareas y la de los vientos más intensos que definen la temporada de nortes. Para caracterizar la zona de influencia del río Palizada dentro de la LT, se evaluaron la variabilidad estacional (temporada de secas y lluvias) de la salinidad, temperatura, oxígeno disuelto, sólidos suspendidos totales, materia orgánica particulada y carbono orgánico particulado entre 2017 y 2018. Los resultados hasta ahora indican que el viento es el principal forzamiento en el transporte de partículas dentro de la LT, y que el aporte principal de COP en la LT proviene de la zona marina.

Palabras clave: *Río Palizada; modelo hidrodinámico; modelo de transporte de partículas; Delft3D.*

Abstract

The particulate organic carbon transport in aquatic ecosystems is controlled by physical phenomena associated to the hydrodynamics of the water column. The transport processes of particulate matter are influenced by the currents, caused by tidal and winds. The particle tracking models coupled to the hydrodynamic models are tools to understand and evaluate, how the currents modify the particles transport. This work shows preliminary results of two particle tracking models from Palizada River to Terminos Lagoon (LT), in which the influence of the tides and winds that define the northern season are considered. With the aim to characterize the influence zone of the Palizada River into the LT, the seasonal variability (dry and rainfall seasons) of salinity, temperature, dissolved oxygen, total suspended solids, particulate organic matter and particulate organic carbon between 2017 and 2018 were evaluated. The results so far indicate that wind is the main forcing in the particles transport into the LT, and that the main contribution of COP in the LT comes from the marine zone.

Key words: *Palizada river; hydrodynamic model; particle tracking model; Delft3D.*

Introducción

A escala global, el carbono se encuentra almacenado en diferentes reservorios, el más grande reside en los sedimentos. En la zona costera este almacenamiento es posible debido a las altas tasas de sedimentación ($0.1-10 \text{ cm año}^{-1}$) (Silva y Ortiz, 2002) y a la fracción de carbono orgánico que se entierra en los sedimentos y que no se reoxida (i.e. que no retorna a la atmósfera como CO_2) o que se descompone muy lentamente en condiciones anaeróbicas, la cual permanece en los sedimentos durante largos periodos de tiempo a escala geológica. La procedencia de este carbono orgánico hacia la zona costera puede ser (a) autóctona, resultado de la actividad biológica dentro del ecosistema o (b) alóctona, proveniente de la biosfera circundante, importantemente suelos, rocas y plancton arrastrado por los ríos (Schwarzbauer, 2010), así como materia orgánica de origen antropogénico, suministrada a través las descargas domésticas, agrícolas e industriales (Abril *et al.*, 2002). El carbono orgánico que se encuentra en la columna de agua está sujeto a la dinámica de los sedimentos suspendidos. Su distribución en la zona costera es heterogénea, ya que está influenciada por la mezcla de la columna de agua, la velocidad y dirección del viento y las corrientes de marea (Martínez-López *et al.*, 2007). Por lo tanto, el transporte del carbono orgánico particulado (definido operacionalmente por un tamaño de poro de filtración de $0.7 \mu\text{m}$; Grove y Bilotta, 2014) es controlado por los fenómenos físicos asociados a la hidrodinámica del cuerpo de agua (Cardoso-Mohedano *et al.*, 2016). La utilización de modelos matemáticos para simular los procesos de transporte y dispersión es hoy en día una herramienta que permite entender y evaluar, cómo y en qué grado las corrientes modifican el transporte de las partículas. Gracias a las simulaciones es posible visualizar las variaciones temporales y espaciales. El objetivo principal de este trabajo es entender los procesos que intervienen en el transporte del material particulado, incluido el carbono orgánico, desde el río Palizada a la laguna de Términos.

Materiales y Métodos

Área de estudio

La LT se localiza al sur del Golfo de México ($91^{\circ}15'-92^{\circ}00' \text{ W}$ y $18^{\circ}25'-19^{\circ}00' \text{ N}$) (Figura 1). Cuenta con una superficie de $\sim 1800 \text{ km}^2$ y una profundidad media de 4 m (Ávila, Yáñez, and Vázquez-Maldonado 2015), lo que corresponde a un volumen total de 7.2 km^3 . Es una laguna costera marginal, extensa y somera que se encuentra separada del mar abierto por una isla de barrera (Isla del Carmen) y que cuenta con dos bocas de conexión al mar (Puerto Real al este y Boca del Carmen al oeste). La LT recibe un aporte promedio de agua dulce de $12.53 \times 10^9 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$, que incluye aportes de agua subterránea, precipitación neta y descargas fluviales, de las cuales la principal es el río Palizada ($238.13 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) que representa el 50% de la entrada de agua dulce a la laguna.

La hidrodinámica de la LT está influenciada por los vientos y por las corrientes de marea, que presentan un patrón mixto diurno. La LT cuenta con un flujo neto de entrada por la boca de Puerto Real y de salida por la boca del Carmen (BC), con corrientes de alta velocidad en las bocas, y relativamente bajas dentro de la laguna (Kjerfve *et al.*, 1988; Contreras-Ruiz *et al.*, 2014).

Metodología

Se definieron tres zonas de muestreo, en función de la descarga del río Palizada (Figura 1). La zona 1) Río: estaciones 1, 2 y 3, situadas al interior del cauce del río Palizada; la zona 2) Pluma: estaciones 4, 5 y 6 situadas en la descarga del río Palizada dentro de la LT y la zona 3) Marino: estaciones 7, 8 y 9 situadas alrededor de la BC. La temperatura, salinidad y oxígeno disuelto (OD) se midieron con una sonda multiparamétrica YSI, en cuatro muestreos entre 2017-2018 (muestreos: S01, abril 2017; S02, mayo 2017; L02, septiembre 2017; L03, febrero 2018). Para la determinación de la concentración de

sólidos suspendidos totales (SST) y de carbono orgánico particulado (COP) se recolectaron dos muestras de agua por cada estación (fondo y superficie) que fueron filtradas con filtros de fibra de vidrio Whatman GF/F de $0.7 \mu\text{m}$ (previamente incinerado a 500°C , peso conocido); los filtros se secaron en estufa a 60°C durante 72 horas y se pesaron. La concentración de SST se calculó como la diferencia entre los pesos de los filtros antes y después de filtrar el agua, dividido por el volumen filtrado (Banse, Falls, and Hobson 1963). Los mismos filtros se utilizaron para determinar la materia orgánica particulada (MOP) por el método de pérdidas por ignición a 500°C (Grove y Bilotta, 2014). El carbono orgánico particulado (COP) se calculó por medio de la relación de Bemmelen (Wang *et al.*, 2017).

Para comprobar si existen diferencias espaciales (entre cada una de las zonas, i.e. Río, Pluma y Marino) o estacionales (secas y lluvias) entre los valores de salinidad, temperatura, OD, SST y COP, se realizó una prueba de normalidad Shapiro-Wilk y un análisis de varianza de dos vías (ANOVA, por sus siglas en inglés). Para identificar a qué sitio y temporada de muestreo corresponden las diferencias encontradas, se empleó la prueba de comparación múltiple de Tukey, con un nivel de confianza del 95% ($\alpha < 0.05$). Todas las pruebas estadísticas se efectuaron con el software GraphPad Prisma6.



Figura 1. Laguna de Términos. Estaciones de muestreo (1-9) (Imagen: NASA Earth Observatory).

Se implementó un modelo hidrodinámico y dos modelos de transporte de partículas en la LT con el software Delft3D-FLOW y Delft3D-PART. El modelo hidrodinámico se contruyó a partir de una malla de cálculo estructurada, de una capa, con una resolución de 0.5 km - 3 km , un máximo de ortogonalidad de 0.05 y número de currant de 9.4. La simulación se realizó desde 20/12/2015 al 01/01/2017. Las condiciones en las simulaciones de transporte de partículas fueron: ocho componentes armónicos de marea (Contreras-Ruiz *et al.*, 2014), paso de tiempo de 60 s, salinidad 35 unidades prácticas de salinidad (ups), nivel del mar cero, descarga puntual de $238 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ que simula el río Palizada, gravedad 9.81 m s^{-2} , densidad del agua 1000 kg m^{-3} y temperatura 25°C ; la viscosidad y difusividad horizontal se mantuvieron uniformes en $50 \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$, liberación instantánea de 10,000 partículas con una masa total de $1 \times 10^8 \text{ kg}$ en un radio de 100 m. Se compararon dos escenarios, que consideran que las partículas son forzadas por (a) únicamente las corrientes de marea; y (b) los vientos más fuertes registrados en la zona (8 m s^{-1} de magnitud y dirección 135° ; Sepúlveda-Lozada *et al.*, 2017).

Resultados y Discusión

Variables fisicoquímicas

Durante el periodo de muestreo 2017-2018 se observaron diferencias significativas ($p < 0.05$) en los valores de salinidad (Figura 2) y de concentración de OD (no se muestran los datos) entre las zonas Río, Pluma y Marino en cada muestreo, y entre las temporadas de lluvias y secas; en tanto que la temperatura de las zonas Río, Pluma y Marino mostraron diferencias significativas ($p < 0.05$), pero no entre las temporadas de lluvias y secas.

Los valores de salinidad mostraron una distribución espacial de acuerdo con la morfología de la zona de estudio, con el mínimo reportado en la zona Río (muestreo L02) que tiene aportes de agua fluvial y un máximo de 38.2 en la zona marina (muestreo S02). Los valores de salinidad en la temporada de lluvias son menores debido al aumento de la precipitación y por lo tanto del caudal del río Palizada. En la temporada de secas, el aumento en la evaporación junto con la influencia de la marea, le confieren salinidades > 35 ups a las estaciones próximas a la BC, caso común en un cuerpo de agua semicerrado durante la temporada de secas (Day *et al.*, 1996). Los valores más altos de OD corresponden a la zona de Río, probablemente como efecto de la alta velocidad de las corrientes en el cauce. Los valores de temperatura registrados en la época de lluvias (27.0 - 34.3°C) se encuentran dentro del intervalo de 18 - 35°C reportado para la zona (Magallanes-Ordóñez *et al.*, 2015) y coincide con los máximos de temperaturas reportados para la temporada de lluvias ($> 30^{\circ}\text{C}$) (Herrera-Silveira *et al.*, 2002).

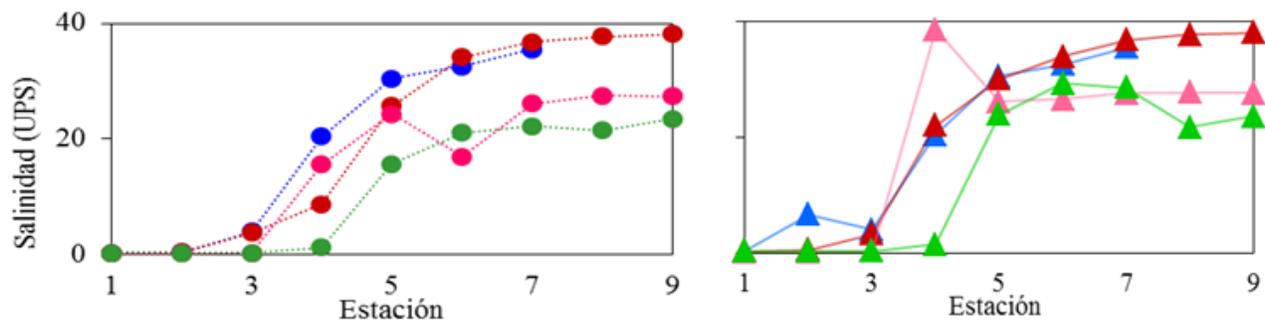


Figura 2. Salinidad en superficie (izquierda) y fondo (derecha) observada durante el periodo 2017-2017 en los muestreos S01 (azul), S02 (rojo), L02 (rosa) y L03 (verde) en la laguna de Términos.

Todos los valores de OD son mayores a 3 mg L^{-1} , es decir, que prevalecen las condiciones óxicas ($> 2 \text{ mg L}^{-1}$; Diaz y Rosenberg, 2008). Los intervalos de valores de SST (5 - 362 mg L^{-1}), de MOP (3.73 - 333.99 mg L^{-1}) y de COP (2.16 a 193.73 mg L^{-1}) sobrepasan los reportados para la LT anteriormente (Páez-Osuna *et al.*, 1987), así como los reportados en otras lagunas de México (Cardoso-Mohedano *et al.*, 2016). No se encontraron diferencias significativas en los valores de SST, MOP y COP entre las zonas de estudio (Río, Pluma y Marino) ni entre las temporadas de lluvias y secas (Figura 3); no obstante, el análisis comparativo entre las concentraciones de COP y salinidad (Figura 4) indica que el aporte principal de COP en la zona de estudio parece aumentar hacia la zona marina; y de hecho, se observó una correlación significativa ($r = 0.27$, $p = 0.024$) entre las concentraciones de COP y salinidad.

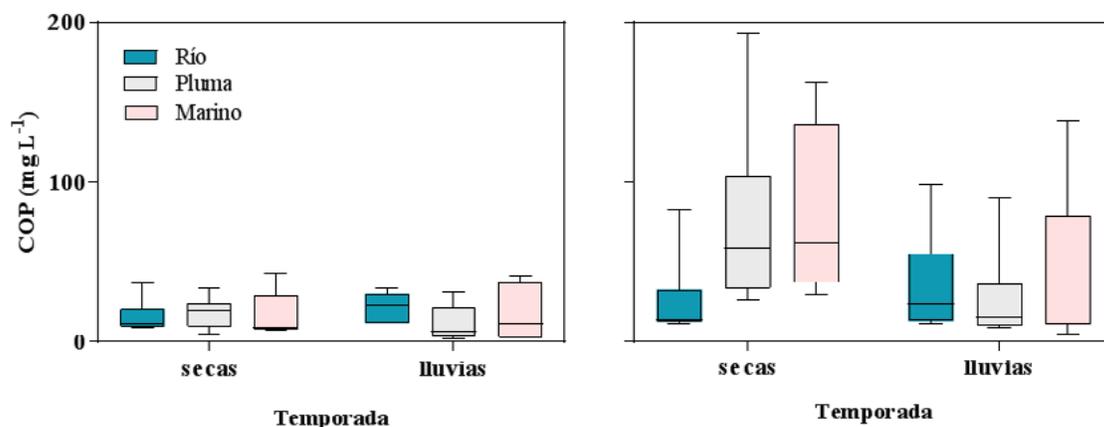


Figura 3. Concentración de COP en superficie (izquierda) y fondo (derecha) en las tres zonas de muestreo (río, pluma y marino) en la laguna de Términos durante las temporadas de lluvias y la temporada seca.

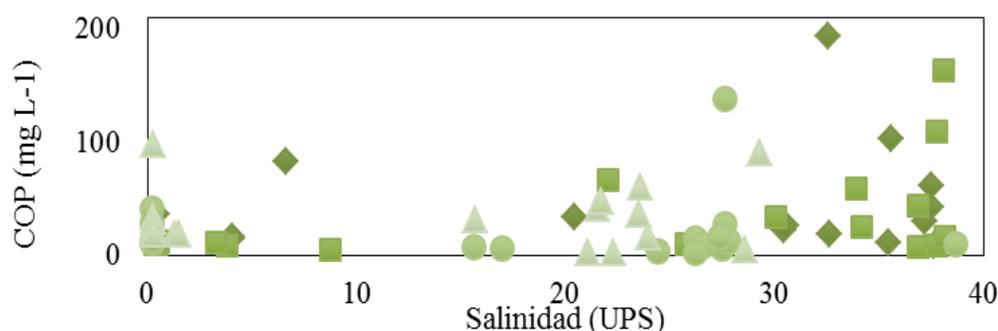


Figura 4. Concentración de COP y salinidad observada en los muestreos S01 (rombos), S02 (cuadrados), L02 (círculos) y L03 (triángulos) en la laguna de Términos, Campeche.

Modelo hidrodinámico y de transporte de partículas

El modelo hidrodinámico indica que la marea más alta se presenta entre los meses de marzo-abril y la marea más baja entre los meses de julio-agosto. En la simulación del transporte de partículas influidas solamente por la marea (sin viento) se inicia la descarga de partículas en el lado suroeste de la laguna, a la altura de la descarga del río Palizada y la marea arrastra las partículas hacia la parte sur de la LT. Después de siete días desde del inicio de la simulación (Figura 5a), las partículas se han desplazado ligeramente hacia el sur y se mantienen en el margen de la LT. Al día 15 las partículas continúan dispersándose en dirección al sur (Figura 5b); y en el día 22, las partículas se encuentran hacia el centro de laguna y se mueven en dirección sureste (Figura 5c).

En el escenario que toma en cuenta la influencia de vientos de alta velocidad, se inicia la descarga de partículas igualmente en el lado suroeste de la laguna, a la altura de la descarga del río Palizada (Figura 6a) y los vientos arrastran a las partículas hacia la BC; transcurridos 2 días desde el inicio de la simulación, las partículas se han desplazado hacia el norte y se ubican entre la descarga del sistema lagunar Pom-Atasta y la BC (Figura 6b); después de 3 días de iniciada la simulación, la mayoría de las partículas se han acumulado al oeste de la BC (Figura 6c) y, a 5 días de simulación, las partículas están prácticamente fuera de la LT. En esta simulación no se observa acumulación de las partículas dentro de la LT, todas se desplazan hacia el Golfo de México.

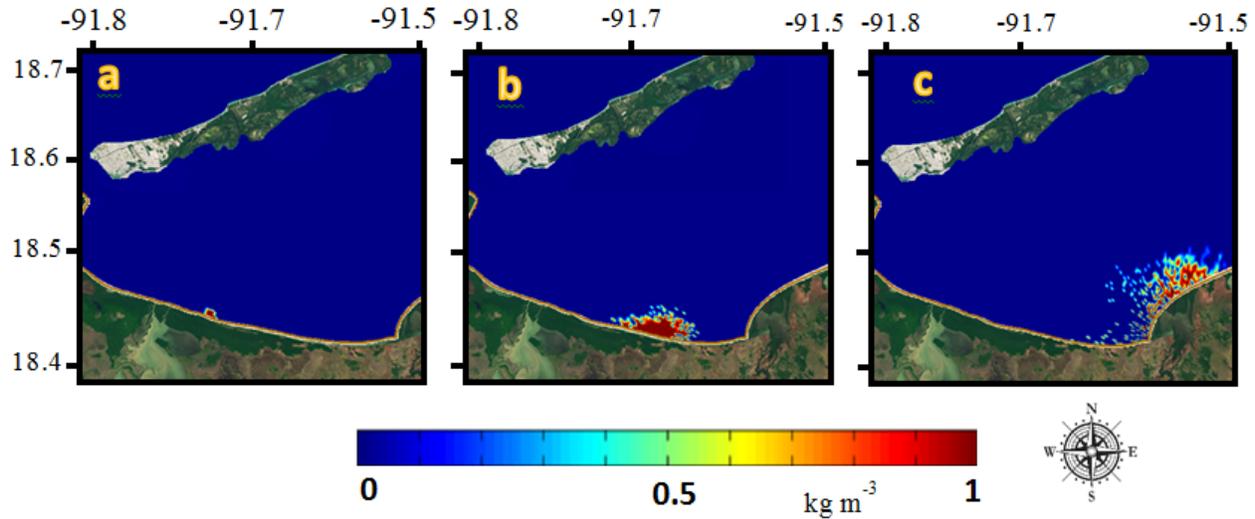


Figura 5. Resultados de las simulaciones de transporte de las partículas en la LT, bajo la influencia de las corrientes de marea (sin viento). Se muestran tres momentos de la simulación: a) a los 7 días, b) a los 15 días y c) a los 22 días de iniciada la descarga.

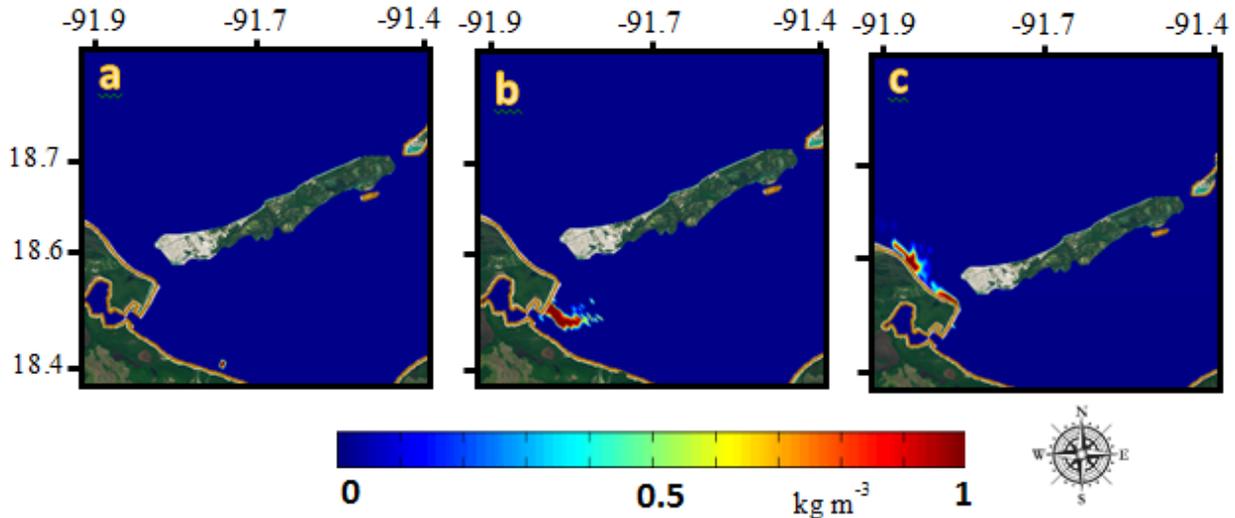


Figura 6. Resultados de las simulaciones de transporte de las partículas en la LT, bajo la influencia de los vientos más fuertes registrados en la zona. Se muestran tres momentos de la simulación: a) al inicio de la descarga, b) a los dos días y c) a los 3 días de iniciada la descarga.

Conclusiones

Espacialmente existen diferencias significativas en salinidad, temperatura y en la concentración de OD entre las tres zonas de muestreo (río, pluma y marino), pero sólo la salinidad y las concentraciones de OD mostraron diferencias significativas entre la temporada de lluvias y la seca. Los valores de salinidad mostraron una distribución espacial congruente con la morfología de la zona de estudio (de zona fluvial a zona marina), y siempre se encontraron condiciones óxicas en las estaciones muestreadas. Los resultados preliminares indican que el aporte principal de COP en la LT no es la descarga del río Palizada, sino de origen marino y, de acuerdo a las simulaciones realizadas, el viento es el principal forzamiento en el transporte de partículas dentro de la Laguna de Términos.

Agradecimientos

Este estudio se realiza con el apoyo de los proyectos CONACYT PDCAPN 2015-1-473, PDCAPN 2013-01/214349 y red PRODEP “Contaminación acuática: niveles y efectos” (año 3). Los autores agradecen a J. A. Reda Deara y H. Álvarez Guillén por su asistencia técnica; J. G. Hernández Hernández, T. A. Cárdenas Acosta y L. H. Pérez Bernal por su apoyo en el trabajo de campo y laboratorio.

Literatura citada

- Abril, G., M. Nogueira, H. Etcheber, G. Cabeçadas, E. Lemaire and M. J. Brogueira. 2002. Behaviour of Organic Carbon in Nine Contrasting European Estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 54:241–62 doi:10.1006/ecss.2001.0844.
- Ávila, E., B. Yáñez and L. E. Vazquez-Maldonado. 2015. Influence of Habitat Structure and Environmental Regime on Spatial Distribution Patterns of Macroinvertebrate Assemblages Associated with Seagrass Beds in a Southern Gulf of Mexico Coastal Lagoon. *Marine Biology Research* 11:755–64 doi:10.1080/17451000.2015.1007875.
- Banse, K., C. P. Falls and L. A. Hobson. 1963. A Gravimetric Method for Determining Suspended Matter in Sea Water Using Millipore Filters. *Deep Sea Research* 10:639–42.
- Cardoso-Mohedano, J. G., R. Bernardello, J. A. Sanchez-Cabeza, F. Páez-Osuna, A. C. Ruiz-Fernández, E. Molino-Minero-Re and A. Cruzado. 2016. Reducing Nutrient Impacts from Shrimp Effluents in a Subtropical Coastal Lagoon. *Science of The Total Environment* 571:388–397 doi:10.1016/j.scitotenv.2016.06.140.
- Cardoso-Mohedano, J. G., F. Páez-Osuna, F. Amezcua-Martínez, A. C. Ruiz-Fernández, G. Ramírez-Reséndiz and J. A. Sanchez-Cabeza. 2016. Combined Environmental Stress from Shrimp Farm and Dredging Releases in a Subtropical Coastal Lagoon (SE Gulf of California). *Marine Pollution Bulletin* 104:83-91 doi:10.1016/j.marpolbul.2016.02.008.
- Contreras-Ruiz E. A., P. Douillet and J. Zavala-Hidalgo. 2014. Tidal Dynamics of the Terminos Lagoon, Mexico: Observations and 3D Numerical Modelling. *Ocean Dynamics* 64:1349–1371. doi:10.1007/s10236-014-0752-3.
- Day, J. W., C. Coronado-Molina, F. R. Vera-Herrera, R. Twilley, V. H. Rivera-Monroy, H. Alvarez-Guillen, R. Day and W. Conner. 1996. A 7 Year Record of above-Ground Net Primary Production in a Southeastern Mexican Mangrove Forest. *Aquatic Botany* 55:39–60 doi:10.1016/0304-3770(96)01063-7.
- Diaz, R. J. and R. Rosenberg. 2008. Spreading Dead Zones and Consequences for Marine Ecosystems. *Science* 321:926–29.
- Espinal-González, J. 2002. Caracterización del transporte de sedimentos en Las Bocas del Carmen y Puerto Real en Laguna de Términos, Campeche. UNAM. Mexico, CDMX.
- Graham, D. S., J. P. Daniels, J. Hill and J. W. Day. 1981. A Preliminary Model of the Circulation of Laguna de Términos, Campeche, México. *Anales Del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM* 88.
- Grove, M. K. and S. Gary. Bilotta. 2014a. On the Use of Loss-on-Ignition Techniques to Quantify Fluvial Particulate Organic Carbon. *Earth Surface Processes and Landforms* 39:1146–1152 doi:10.1002/esp.3509.
- Herrera-Silveira, J., A. Silva, A. G. J. Villalobos, I. Medina, J. Espinal, A. Zaldivar, J. Trejo, M. González y J. Ramírez. 2002. Análisis de Calidad Ambiental Usando Indicadores Hidrobiológicos Y Modelo Hidrodinámico Actualizado de La Laguna de Términos, Campeche. Informe Técnico. CINVESTAV-Mérida, EPOMEX-CAMPECHE, UNAM, Mexico.
- Kjerfve, K. E. Magill and J. E. Sneed. 1988. Ecology of Coastal Ecosystems in the Southern Gulf of Mexico: The Terminos Lagoon Region. In *Modeling of Circulation and Dispersion in Terminos Lagoon*. Vol. 8. UNAM.
- Magallanes-Ordóñez, V. R., A. J. Marmolejo-Rodríguez, G. M. Rodríguez-Figueroa, A. Sánchez-González, S. Aguiñiga-García, F. Arreguín-Sánchez, M. Zetina-Rejón, A. Tripp-Valdez and J. A. Romo-Ríos. 2015. Characterization of Lithogenic and Biogenic Zones and Natural Enrichment of Nickel in Sediments of the Terminos Lagoon, Campeche, Mexico. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 156:116–23 doi:10.1016/j.ecss.2014.11.007.
- Martinez-Lopez, A., A. N. Maeda-Martinez y J. R. Hernández-Alfonso. 2007. Vulnerabilidad Del Carbono Orgánico Particulado En Una Laguna Somera de Baja California. In: Hernandez-De La Torre, B. and G. Gaxiola-Castro (eds.). *Carbono En Ecosistemas Acuáticos de México*, México: Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología.
- Páez-Osuna, F., D. S. Valdez-Lozano, H. M. Alexander and H. Fernández-Pérez. 1987. Trace Metals in the Fluvial System of Términos Lagoon, México. *Marine Pollution Bulletin* 18:294–297. doi:10.1016/0025-326X(87)90509-1.
- Rivera-Monroy, V. H., R. R. Twilley, R. G. Boustany, J. W. Day, F. Vera-Herrera and M. del C. Ramirez. 1995. Direct Denitrification in Mangrove Sediments in Terminos Lagoon, Mexico. *Marine Ecology Progress Series* 126:97-109.
- Schwarzbauer, J. 2010. Organic Matter in the Hydrosphere. pp. 297–317. In: Timmis, K. N (ed.). *Handbook of Hydrocarbon and Lipid Microbiology*, e Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg. doi:10.1007/978-3-540-77587-4_20.
- Sepúlveda-Lozada, A., U. Saint-Paul, M. Mendoza-Carranza, M. Wolff and A. Yáñez-Arancibia. 2017. Flood Pulse Induced Changes in Isotopic Niche and Resource Utilization of Consumers in a Mexican Floodplain System. *Aquatic Sciences* 79:597-616.
- Silva, N. y P. Ortiz. 2002. C y N, su distribución y estequiometría, en sedimentos superficiales de la Región Central de Los Fiordos y Canales Australes de Chile, 52o-56o S (Crucero CIMAR-FIORDO 3). *Ciencia y Tecnología del Mar* 25:89-108.
- Wang, H., S. C. Piazza, L. A. Sharp, C. L. Stagg, B. R. Couvillion, G. D. Steyer and T. E. McGinnis. 2017. Determining the spatial variability of wetland soil bulk density, organic matter, and the conversion factor between organic matter and organic carbon across Coastal Louisiana, U.S.A. *Journal of Coastal Research* 333:507-517.

4.20 Distribución espacial y temporal del carbono inorgánico disuelto en la Plataforma de Yucatán

Barranco-Servin Linda M.¹; Hernández-Ayón J. Martín¹; Aguilar-Trujillo Ana²; Herrera Jorge² y Pech Daniel³

¹Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California

²Centro de Investigación y de Estudios Avanzados-Instituto Politécnico Nacional (Unidad Mérida)

³El Colegio de la Frontera Sur (Unidad Campeche).

Autor de correspondencia: jmartin@uabc.edu.mx

Resumen

En el contexto del cambio climático global y la acidificación oceánica es fundamental ampliar nuestro entendimiento sobre la dinámica del ciclo del carbono y los procesos que la regulan en diferentes ambientes; con este propósito el objetivo de este trabajo es presentar los primeros resultados de las variaciones espaciales en la concentración del CID en la Plataforma de Yucatán, como una primera aproximación al entendimiento de la dinámica del ciclo del carbono en esta zona. Se analizaron muestras discretas de agua de mar tomadas en dos cruceros oceanográficos realizados en noviembre del 2015 (Gomex 4) y agosto-septiembre 2016 (Gomex 5), a dos diferentes niveles de profundidad: superficie y fondo. Los resultados muestran dos escenarios generados a partir de las condiciones oceanográficas y ambientales prevalecientes: 1) una plataforma con mayores concentraciones de CID (de 2 097 – 2 490 $\mu\text{mol/kg}$) en un gradiente costa-océano con valores más altos asociados a la costa producto de la entrada de aguas subterráneas y el efecto de la presencia de los vientos “Nortes” (noviembre 2015), y 2) una plataforma homogénea con concentraciones bajas (de 2020 a 2170 $\mu\text{mol/kg}$) en un gradiente sutil este-oeste con valores más bajos provenientes del este, asociados a la advección de masas de agua proveniente del Caribe (agosto-septiembre 2016). Debido a que no existen estudios sobre la dinámica del CO_2 sobre la Plataforma de Yucatán, este trabajo contribuye al establecimiento de una línea base para tratar de entender su papel dentro del ciclo del carbono y los procesos que lo determinan.

Palabras clave: *carbono inorgánico disuelto; plataforma de Yucatán; mapas espaciales; cruceros Gomex.*

Abstract

In the context of global climate change and ocean acidification, it is essential to broaden our understanding of the dynamics of the carbon cycle and the processes that regulate it in different environments; With this purpose, the objective of this work is to present the first results of the spatial variations in the concentration of DIC in the Platform of Yucatan, as a first approximation to understand the dynamics of the carbon cycle in this area. Discrete samples of seawater taken from two oceanographic cruise ships in November 2015 (Gomex 4) and August-September 2016 (Gomex 5) were analyzed at two different depth levels: surface and bottom. The results show us two scenarios generated from the prevailing oceanographic and environmental conditions: 1) a platform with higher concentrations of DIC (2 097 – 2 490 $\mu\text{mol/kg}$) in a coastal-ocean gradient with higher values associated with the coast, as a result of the entry of groundwater and the effect of the presence of “Nortes” winds (November 2015), and 2) a homogeneous platform with lower concentrations (2020 a 2170 $\mu\text{mol/kg}$) in a subtle east-west gradient with lower values from the east, associated with the advection of water masses from the Caribbean (August-September 2016). Because there are no studies

on the dynamics of CO₂ on the Platform of Yucatan, this work contributes to the establishment of a baseline to try to understand its role within the carbon cycle and the processes that determine it.

Key words: *dissolved inorganic carbon; platform of Yucatan; spatial maps; Gomex cruises.*

Introducción

La Plataforma de Yucatán (PY) comprende un área sumergida de aproximadamente 165 000 km², con una pendiente casi monotónica de 1/1 000, por lo cual es somera en gran parte de su extensión (Enríquez *et al.*, 2010). Esta área cuenta con características particularmente interesantes que constituyen un reto para su estudio referente a la química del carbono. Por principio, la Península de Yucatán es una gran planicie, por lo que la plataforma no cuenta con escorrentías superficiales provenientes de ríos (Bauer-Gottwein *et al.*, 2011). Sin embargo, debido a su naturaleza kárstica se promueve la generación de fracturas y galerías a través de las cuales se generan descargas de aguas subterráneas (Gallardo y Marui, 2006) que poseen características físico-químicas particulares. Las descargas del agua subterránea pueden ser puntuales o difusas (Valle-Levinson *et al.*, 2011); se sabe que la ruta preferencial de salidas puntuales en la plataforma, está asociada al anillo del cráter formado por el impacto del meteorito Chicxulub, donde la intersección con el mar se da en las regiones de Celestum y Dzilam Bravo (Bauer-Gottwein *et al.*, 2011; Herrera-Silveira *et al.*, 2004), sin embargo, existen muchas otras salidas de agua subterránea a lo largo de la plataforma que no han sido caracterizadas.

En cuanto a la circulación oceánica, la PY recibe diferentes masas de agua desde el Caribe. Merino (1997) identificó agua sub-superficial del Caribe que surge en extremo este de la plataforma, al norte de Cabo Catoche, con temperaturas entre los 16 a 20 °C y salinidades de 36.1 a 36.5. Esta agua emerge por el efecto de cizalla entre la plataforma y la corriente de lazo; y es la fuerza y posición de la corriente la que regula la intensidad de la surgencia (Jouanno *et al.*, 2018). Las corrientes no han sido estudiadas en detalle, pero se ha reportado que la corriente dominante en la región costera es hacia el oeste, coincidiendo con el patrón de vientos dominantes (Merino 1997; Zavala-Hidalgo *et al.*, 2003).

Finalmente, se han descrito tres temporadas climáticas bien definidas: la temporada de secas que va del mes de marzo a principios de junio, la temporada de lluvias que comprende el mes de junio a octubre y la temporada de “Nortes” que se caracteriza por la presencia tormentas ligeras y fuertes vientos corta duración que ocurren durante el tránsito de los frentes fríos durante los meses de noviembre a febrero (Aranda-Cirerol *et al.*, 2006).

Si bien la Plataforma de Yucatán es muy extensa y contiene una gran variedad de ecosistemas naturales, pocos estudios se han realizado concernientes a sus características oceanográficas físicas y sobre la química del carbono. Dado lo anterior, en este trabajo se describe el patrón espacial del carbono inorgánico disuelto en el agua de mar, en dos niveles de profundidad (superficial y fondo) sobre la Plataforma de Yucatán, en dos temporadas donde se observaron dos condiciones oceanográficas distintas: noviembre del 2015 y agosto-septiembre del 2016, como un primer paso en el entendimiento de la dinámica del sistema del carbono en la plataforma y el papel que desempeña en el balance de flujos de carbono.

Materiales y Métodos

Se llevaron a cabo dos cruceros oceanográficos sobre la Plataforma de Yucatán (PY): el primero (Gomex 4) a bordo de la embarcación Riviera Maya, del 02 al 20 de noviembre del 2015 y el segundo (Gomex 5) en la embarcación UAT 1 CIDIPORT, del 24 agosto al 09 de septiembre del 2016; en ambos se recorrieron 87 estaciones (Figura 1). Se tomaron muestras discretas de agua de mar para medir el Carbono Inorgánico Disuelto (CID) a dos profundidades: superficial (5 metros) y fondo (que

se refiere a profundidad máxima de la estación). En el crucero Gomex 4 se tomaron muestras discretas en 28 estaciones (Figura 1a) y en el Gomex 5 en 41 estaciones (Figura 1b) distribuidas a lo largo de la PY. El agua fue almacenada en botellas de borosilicato de 120 mL y preservadas con 25 μL de una solución saturada de cloruro de mercurio (HgCl_2). Las botellas fueron selladas con tapones de hule tipo snap-on y sellos de aluminio para evitar la evaporación y el intercambio gaseoso con la atmósfera.

En el laboratorio de Oceanografía Química del Instituto de Investigaciones Oceanológicas se midió el CID utilizando un analizador infrarrojo de gases $\text{CO}_2/\text{H}_2\text{O}$ LI-7000. Esta técnica de titulación involucra la acidificación de la muestra con ácido fosfórico y el transporte del gas al analizador por medio de N_2 . Los valores obtenidos fueron calibrados utilizando material de referencia certificado obtenido del Dr. Andrew Dickson del Instituto de Oceanografía Sripss. La precisión obtenida por este método fue de $\pm 2 \mu\text{mol/kg}$.

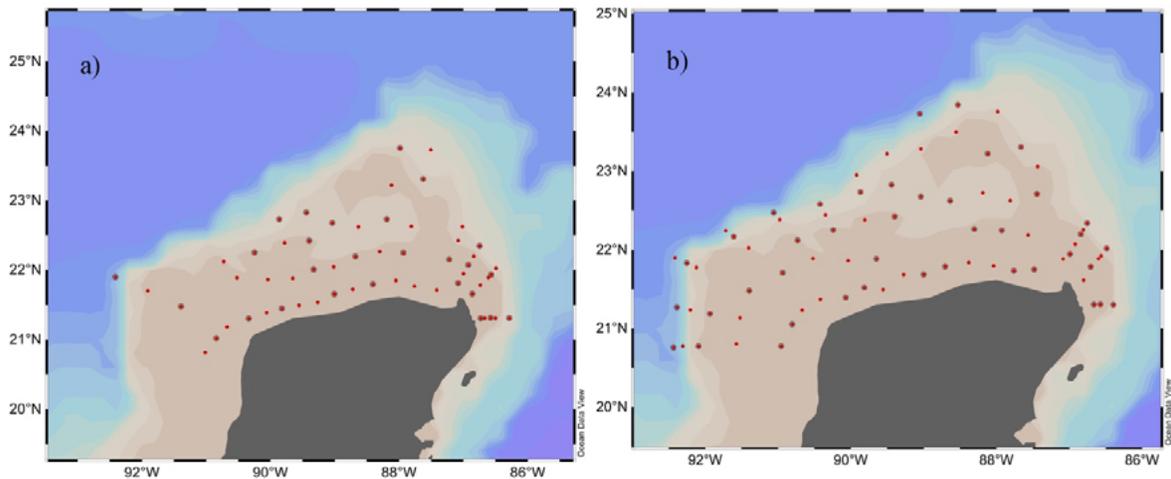


Figura 1. Área de estudio. En puntos rojos se muestran los derroteros de los cruceros: a) Gomex 4 (noviembre 2015) y b) Gomex 5 (agosto-septiembre 2016). En círculos negros las estaciones donde se tomaron muestras discretas de agua de mar para medir el CID.

Resultados y Discusión

De manera general, se observan dos condiciones en la PY en cuanto a las concentraciones CID. Durante noviembre del 2015 (Gomex 4), las concentraciones promedio del CID fueron más altas y con una mayor variabilidad en ambas profundidades en comparación al mes de agosto-septiembre del 2016 (Gomex 5) en donde además de registrar valores más bajos de CID, la variación fue más baja (Cuadro 1).

Cuadro 1. Condiciones promedio ($\pm 1\text{DE}$) del carbono inorgánico disuelto y la temperatura sobre la Plataforma de Yucatán a dos diferentes profundidades.

| | | CID ($\mu\text{mol/kg}$) | Temperatura ($^{\circ}\text{C}$) |
|---------|------------|----------------------------|------------------------------------|
| Gomex 4 | Superficie | 2 212 (± 102) | 27.81 (± 0.98) |
| | Fondo | 2 297 (± 78) | 24.25 (± 3.58) |
| Gomex 5 | Somero | 2 048 (± 18) | 28.97 (± 1.57) |
| | Profundo | 2 103 (± 40) | 23.09 (± 3.39) |

Estas diferencias en los promedios también se observan en la distribución espacial del CID sobre la plataforma. En noviembre del 2015 (Gomex 4), en la parte superficial de la columna de agua se observa un gradiente costa-oceáno con mayores concentraciones de CID asociados a la costa (Figura 2a); en

cambio para agosto-septiembre 2016 (Gomex 5), aunque existe este gradiente costa-océano las variaciones son más sutiles, la PY parece estar más homogénea presentando un gradiente este-oeste con concentraciones de CID más bajas provenientes del este (Figura 2b).

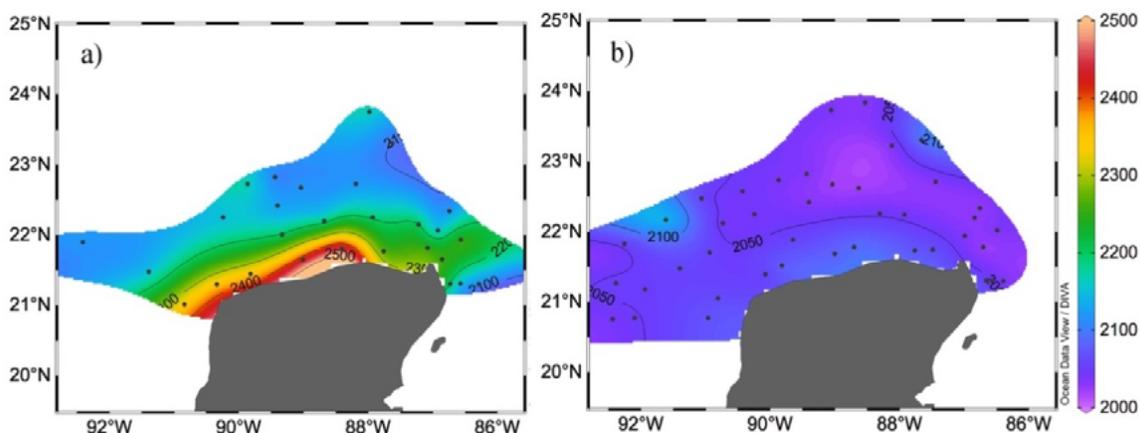


Figura 2. Mapas superficiales del carbono inorgánico disuelto en el agua de mar sobre la Plataforma de Yucatán durante a) noviembre 2014 (Gomex 4) y b) agosto-septiembre 2016 (Gomex 5).

En la profundidad de fondo de la columna de agua, la concentración de CID es más alta con respecto a la superficial para ambos cruceros. Durante el crucero de noviembre del 2015 (Gomex 4) se sigue observando el gradiente costa-océano de la superficie, pero el cambio en el gradiente es menos rápido y comprende toda la plataforma, además que concentraciones menores a 2 200 $\mu\text{mol/kg}$ no son registradas (Figura 3a). Durante agosto-septiembre del 2016 (Gomex5), en el fondo, la PY es homogénea con concentraciones entre 2 000 a 2 100 $\mu\text{mol/kg}$; los mayores valores de CID están asociados a las estaciones más oceánicas (Figura 3b).

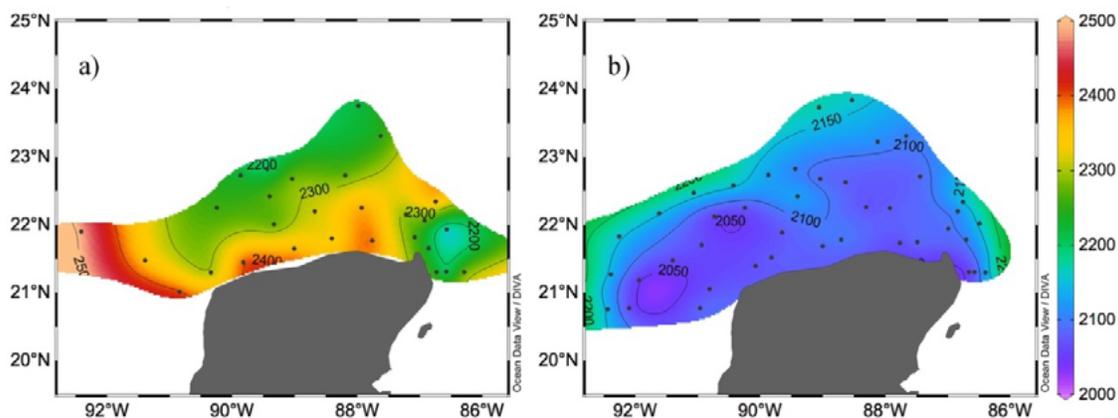


Figura 3. Mapas espaciales del Carbono Inorgánico Disuelto en la profundidad máxima a lo largo de Plataforma de Yucatán durante a) noviembre 2014 (Gomex 4) y b) agosto-septiembre 2016 (Gomex 5).

Es posible que el gradiente costa-océano observado en noviembre del 2015 (Gomex 4) sea generado por la influencia de la intensificación y cambio del patrón de vientos (“Nortes”) sobre la plataforma (Reyes-Mendoza *et al.*, 2016), así como por la entrada de agua subterránea (Gallardo y Marui, 2006). Esta agua viene enriquecida en CID, con un pH bajo (~ 7.5 escala protones totales) por lo que es probable que su entrada genere procesos de disolución y aporte carbonatos y bicarbonatos a la columna de agua. Mientras que el escenario de la dinámica del CID observado durante agosto-septiembre del 2016 (Gomex 5) posiblemente es resultado de la advección de las masas de agua desde el Caribe a

través de la corriente de Yucatán (Enríquez *et al.*, 2013), así como la dirección de la corriente dominante en la región costera y el patrón de vientos hacia el oeste (Zavala-Hidalgo *et al.*, 2003).

Conclusiones

Los resultados muestran dos escenarios distintos generados a partir de las condiciones oceanográficas y ambientales prevalecientes: 1) una plataforma con mayores concentraciones de CID en un gradiente costa-océano con valores más altos asociados a la costa (noviembre 2015) posiblemente producto de la entrada de aguas subterráneas ricas en CID y el efecto del cambio del patrón de vientos (“Nortes”) que se presenta en este mes y 2) una plataforma homogénea con concentraciones más bajas de CID en un gradiente sutil este-oeste con valores más bajos provenientes de la zona este (agosto-septiembre 2016), asociado a la advección de masas de agua proveniente del Caribe con valores bajos de CID, así como a la corriente dominante hacia el oeste que se da en la región. Este análisis descriptivo es una primera aproximación al entendimiento del sistema del CO₂ en la PY, es necesario un análisis más profundo que involucre las variables físicas de la columna de agua y otras variables del sistema del carbono para poder dilucidar los procesos que tienen influencia sobre el ciclo del carbono en esta zona.

Agradecimientos

Se agradece el financiamiento otorgado por la Comisión Nacional de Ciencia y Tecnología y la Secretaría de Energía, a través del Fondo Sectorial CONACYT-SENER-Hidrocarburos. Este trabajo es una contribución del Consorcio de Investigación del Golfo de México (CIGOM).

Literatura citada

- Aranda-Cirerol, N., J. A. Herrera-Silveira and F. A. Comin. 2006. Nutrient water quality in a tropical coastal zone with groundwater discharge, northwest Yucatan, Mexico. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 68:445-454.
- Bauer-Gottwein, P., B. R. N. Gondwe, G. Charvet, L. E. Marín, M. Rebolledo-Vieyra and G. Merediz-Alonso. 2011. Review: The Yucatan Peninsula karst aquifer, Mexico. *Hydrogeology Journal* 19:507-524.
- Enríquez, C., I. Mariño-Tapia, G. Jeronimo and L. Capurro-Filograsso. 2013. Thermohaline processes in a tropical coastal zone. *Continental Shelf Research* 69:101-109.
- Enríquez, C., I. J. Mariño-Tapia and J. Herrera-Silveira. 2010. Dispersion in the Yucatan coastal zone: Implications for tidal events. *Continental Shelf Research* 30: 127-137.
- Gallardo, A. H. and A. Marui. 2006. Submarine groundwater discharge: an outlook of recent advances and current knowledge. *Geo-Marine Letters* 26:102-113.
- Herrera-Silveira, J. A., F. A. Comin, N. Aranda-Cirerol, L. Troccoli and L. Capurro. 2004. Coastal water quality assessment in the Yucatan Peninsula: management implications. *Ocean & Coastal Management* 47:625-639.
- Jouanno, J., E. Pallàs-Sanz and J. Sheinbaum. 2018. Variability and Dynamics of the Yucatan Upwelling: High-Resolutions Simulations. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 123:1251-1262.
- Merino, M. 1997. Upwelling on the Yucatan shelf: hydrographic evidence. *Journal of Marine Systems* 13:101-121.
- Reyes-Mendoza, O., I. Mariño-Tapia, J. Herrera-Silveira, G. Ruiz-Martínez, C. Enriquez and J. I. Largier. 2016. The effects of wind on upwelling off Cabo Catoche. *Journal of Coastal research* 32:638-650.
- Valle-Levinson, A., I. Mariño-Tapia, C. Enríquez and A. F. Waterhouse. 2011. Tidal variability of salinity and velocity fields related to intense point-source submarine groundwater discharges into the coastal ocean. *Limnology and Oceanography* 56:1213-1224.
- Zavala-Hidalgo, J., S. L. Morey and J. J. O'Brien. 2003. Seasonal circulation on the western shelf of the Gulf of Mexico using a high-resolution numerical model. *Journal of Geophysical Research* 108:1-19.

4.21 Evaluación de almacén de carbono aéreo de los manglares, en la zona centro de Laguna Madre, Tamaulipas

Medina-Santiago Pablo¹; Arellano-Méndez Leonardo¹; Teutli-Hernández Claudia²; Caamal-Sosa Juan²; Mora-Olivo Arturo¹, De la Rosa Manzano Edilia¹; Reyna-González Pedro³ y Herrera-Silveira Jorge²

¹Instituto de Ecología Aplicada, Universidad Autónoma de Tamaulipas División del Golfo 356, Col. Libertad C.P. 87019., Cd. Victoria, Tam., México

²Centro de Investigación y de Estudios Avanzados, Instituto Politécnico Nacional, Unidad Mérida, Antigua Carreta a Progreso Km. 6, Apartado Postal 73, Cordemex, 97310, Mérida, Yucatán, México.

³Instituto Nacional de Pesca y acuicultura. Av. Ejército Mexicano # 106. Col. Ex hacienda Ylang Ylang. C.P. 94298. Boca del Río, Veracruz. México.

Autor para correspondencia pmpmedina155@gmail.com, luarellano@uat.edu.mx

Resumen

El Área de Protección de Flora y Fauna Laguna Madre y Delta del Río Bravo (APFFLM), es considerada como uno de los seis ecosistemas hipersalinos más grande del mundo, sin embargo, no se tiene conocimiento respecto a la estructura del manglar y por ende de los almacenes de carbono, por lo que el objetivo de este trabajo es evaluar la estructura del ecosistema de manglar, así como determinar el almacén de carbono aéreo de la zona centro de Laguna Madre. Se seleccionaron tres sitios (La mojonera, Carbajal y Carboneras), donde se establecieron parcelas, se midieron todas las variables estructurales. La mayor salinidad intersticial se registró en el sitio Carbajal (58 ± 9.6 g/kg), seguido de la Mojonera (56 ± 16.6 g/kg). El tipo de manglar que se presenta en la zona centro es de tipo chaparro, registrando alturas máximas de 1.7 m en Carbajal, con diámetros de hasta de 1.4 cm en la Mojonera, siendo bosques monoespecíficos de *Avicennia germinans*. La mayor biomasa se registró en Carbajal (5.0 ± 2.1 Mg ha⁻¹), mientras que el menor aporte de biomasa se presentó en Mojonera (4.4 ± 0.5 Mg ha⁻¹), respecto al almacén de carbono aéreo la zona centro del APFF Laguna Madre y Delta del Río Bravo, presento una media de 2.5 (ton C/ha).

Palabras clave: manglar tipo chaparro; biomasa; carbono.

Abstract

The Área de Protección de Flora y Fauna Laguna Madre y Delta del Río Bravo (APFFLM) is considered one of the six largest hypersaline ecosystems in the world, however, there is no knowledge regarding the structure of the mangrove and therefore carbon stores, so the objective of this work is to evaluate the structure of the mangrove ecosystem, as well as to determine the aerial carbon storage in the Laguna Madre center zone. Three sites were selected (La mojonera, Carbajal and Carboneras), where plots were established, all structural variables were measured. The highest interstitial salinity was recorded at the Carbajal site (58 ± 9.6 g / kg), followed by the Mojonera (56 ± 16.6 g / kg). The type of mangrove that occurs in the central zone is of the scrub type, registering maximum heights of 1.7 m in Carbajal, with diameters of up to 1.4 cm in the Mojonera, being monospecific forests of *Avicennia germinans*. The highest biomass was recorded in Carbajal (5.0 ± 2.1 Mg ha⁻¹), while the lowest contribution of biomass was in Mojonera (4.4 ± 0.5 Mg ha⁻¹), compared to the aerial carbon storage in the center of the APFF Laguna Madre and Delta del Río Bravo, presented an average of 2.5 (ton C / ha).

Key words: *mangrove scrub; biomass; carbon.*

Introducción

Los ecosistemas de manglar se han reconocido por ser unos de los mayores almacenadores de carbono orgánico (CO), a pesar de que ocupan solo el 0.7% de la superficie de los bosques tropicales (Wang *et al.*, 2013). Los manglares llegan a almacenar hasta 1 100 Mg C ha⁻¹ mientras que bosques templados y tropicales son de 400 Mg ha⁻¹ (Donato *et al.*, 2011). La variabilidad de almacenes de carbono en los manglares de México varía entre regiones, reflejando que existen diferentes tipos estructurales (diámetro, altura, especies, densidades) (Herrera-Silveira *et al.* 2016), lo cual coincide con la variabilidad tipológica de los ecosistemas de manglar, los cuales son una expresión de la variabilidad de las condiciones ambientales principalmente clima, geomorfología, estresores reguladores (salinidad, temperatura, pH, potencial redox) e hidropereodo (Twilley y Rivera 2005), dando lugar a los diferentes tipos ecológicos de manglar: Franja, cuenca, chaparro y ribereño y Petenes los cuales son característicos de la península de Yucatán. En México se ha registrado que regionalmente, los mayores almacenes de Corg total se localizan en el Golfo de México y en los manglares de tipo ribereño (>1 200 Mg C ha⁻¹) (Herrera-Silveira *et al.*, 2016).

Sin embargo, en la zona noreste de la república mexicana se localiza el Área de Protección de Flora y Fauna Laguna Madre y Delta del Río Bravo (APFFLM), Tamaulipas siendo considerada como uno de los seis ecosistemas hipersalinos más grande del mundo (Sánchez-Ramírez *et al.*, 2015). Pese a esto, se tiene nulo conocimiento respecto a la estructura del manglar y por ende de los almacenes de carbono en estos ecosistemas del APFFLM, por lo que el objetivo de este trabajo es evaluar la estructura del ecosistema de manglar, así como determinar el almacén de carbono aéreo de la zona centro de Laguna Madre.

Materiales y Métodos

Área de estudio

Este estudio se realizó en la zona centro del APFF Laguna Madre y Delta del Río Bravo, a 62 km hacia la costa de la cabecera municipal del municipio de San Fernando Tamaulipas. Presenta un tipo de clima semiseco muy cálido semicálido con lluvias escasas todo el año (CONANP, 2015).

La temperatura media anual oscila entre 22 y 24°C, con temperaturas mínimas extremas de -2°C en invierno y hasta 37°C en verano; la frecuencia de heladas es de cero a 20 días por año (CONANP, 2015). El tipo de suelo está integrado por arcillas, limos y arena los cuales se distribuyen a lo largo de la costa (Diagnóstico y plan municipal de desarrollo sustentable, 2006).

Dentro del área de estudio se ubicaron 3 sitios los cuales se encuentran conservados y son: 1) La mojonera (Punta de alambre, isla punta piedra); 2) Carbajal (Isla el Viborero, Isla el Garzón, Isla La Coyotita); 3) Carboneras (Isla El Coyote, Isla Pajal, Isla La Vaca) (Figura 1.).

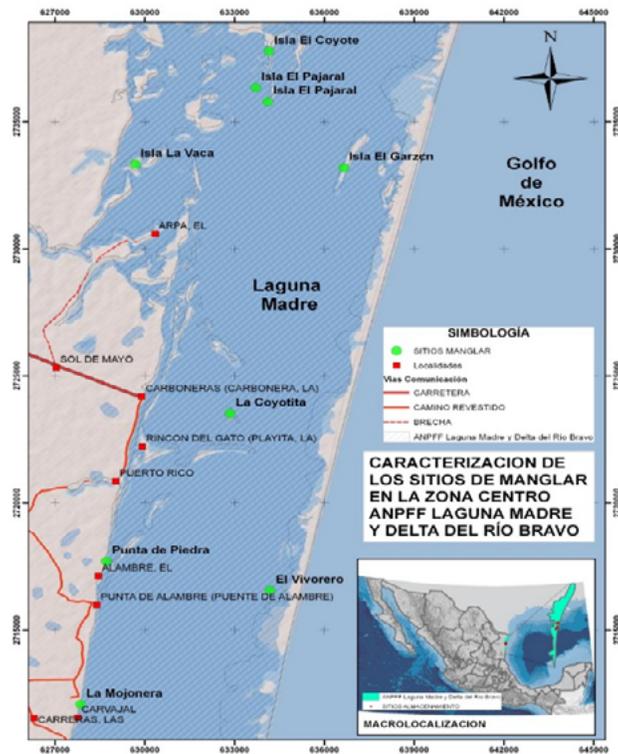


Fig. 1 Localización de los sitios de la zona centro del (APFF).

Metodología

Salinidad intersticial.

En cada parcela establecida se colectaron 3 muestras de agua intersticial la cual se extrajo con ayuda de un tubo de acrílico, una manguera y una jeringa a una profundidad de 40 cm (Figura 3a), a la muestra colectada se le midió la salinidad con ayuda de un refractómetro (Atago).

Almacén de carbono aéreo.

En cada uno de los sitios se establecieron seis parcelas (5x5m), a los cuales se les midieron los atributos estructurales, tales como altura, área basal, densidad, Largo, ancho y altura del dosel, la colecta de datos se realizó en junio del 2016 y junio 2017. La biomasa se estimó mediante la ecuación de *Ross et al.* (2001)

Mantillo.

Se colecto material vegetal presente dentro de un marco de PVC (20 cm x 20 cm) ya en el laboratorio se separó en: hojas, tallos, flores-frutos y misceláneo, posterior a eso se reclasifico en función de la etapa de descomposición en la que se presentó: I) Hojarasca proveniente de hojas con tiempo menor a un mes posterior a su caída; II) Detritus el cual es el componente con el mayor estado de descomposición evidente siendo mayor a un mes (Honorio y Baker, 2010). Las muestras fueron secadas en el horno a 70°C y posteriormente pesados, los datos obtenido se convirtieron a carbono por medio del factor de conversión (0.45) (Howard *et al.*, 2014), posteriormente los datos se extrapolan a unidades de masa /aérea (Mg C ha^{-1}).

Resultados y Discusión

La mayor salinidad se registro en el sitio Carbajal (58 ± 9.6 g/kg), seguido de la Mojonera (56 ± 16.6 g/kg) la cual presentó mayor variabilidad (Figura 2). Cabe mencionar esta zona recibe al aporte del río San Fernando de ahí la alta variabilidad del sitio de la Mojonera, las salinidades son altas debido al tipo de suelo y es una zona hiperhalina.

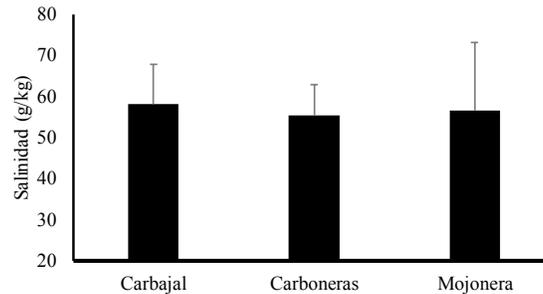


Figura 2. Salinidad intersticial de los sitios correspondientes a la zona centro de APFFLM.

De acuerdo con las características estructurales el manglar presente en la zona centro de Laguna Madre es de tipo chaparro, ya que la mayor altura se registró en Carbajal (1.7 ± 0.5 m), la menor en La Mojonera, los diámetros van de 1.1 a 1.4 cm (Fig. 3), siendo *Avicennia germinans* la única especie presente en todos los sitios.

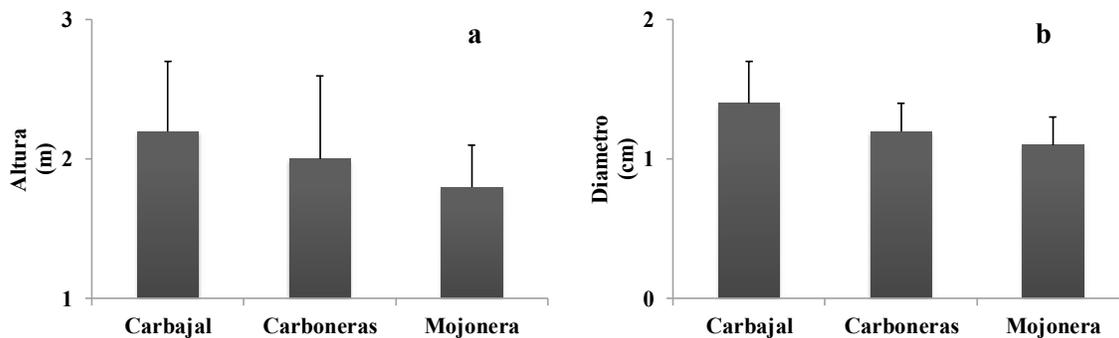


Figura 3. Altura (a) y diámetro (b) de los individuos de manglar, presentes en los sitios correspondientes a la zona centro de APFFLM.

La mayor biomasa se registro en Carbajal (5.0 ± 2.1 Mg ha⁻¹), mientras que el menor aporte de biomasa se presentó en Mojonera (4.4 ± 0.5 Mg ha⁻¹) (Figura 4), siendo valores más bajos que los reportados por Gutierrez (2014), donde evalúa el manglar tipo chaparro en diferentes puntos de la península de Yucatán, registro que los manglares de Dzilam presentaron una biomasa de 1.78 Mg ha⁻¹.

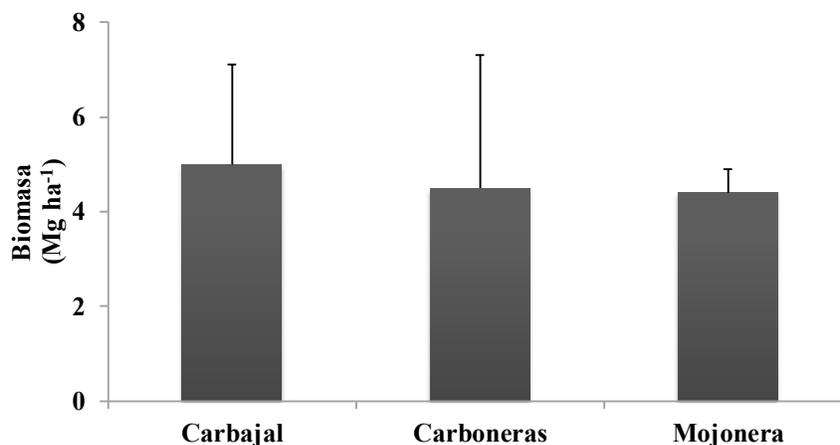


Figura 4. Biomasa de los individuos de manglar, presentes en los sitios correspondientes a la zona centro de APFFLM.

Respecto al almacén de carbono aéreo la zona centro del APFF Laguna Madre y Delta del Río Bravo, presento una media de 2.5 (ton C/ha), siendo Carbajal donde se registró el mayor almacén seguido de la carbonera (Cuadro 1), comparando los resultados con lo reportado por Gutiérrez (2014), los resultados se asemejan a las localidades de Progreso y Dzilam (1.92 ton ha⁻¹).

Cuadro 1. Carbono total de los tres sitios de APFFLM.

| Sitio | Carbono (ton C/ha) |
|------------|--------------------|
| Carbajal | 2.7 ± 1.1 |
| Carboneras | 2.5 ± 1.5 |
| Mojonera | 2.4 ± 0.3 |

Discusión

En los estudios realizados en diferentes tipos ecológicos de manglar en la PY, se ha observado que el manglar Chaparro es uno de los tipos ecológicos que menores valores de almacén de C en árboles registrados, lo cual concuerda con nuestros datos, donde el almacén de la zona centro de Laguna Madre es de 2.5 Mg ha⁻¹ comparándolos con los reportados por Gutiérrez (2014), coincide con los sitios que presentan mayores salinidades, alta frecuencia de inundación y también son manglares mono específicos de *A. germinans*. Cabe mencionar que el manglar chaparro se ubica tierra adentro, sin embargo, sus características estructurales podrían explicarse por sus bajas concentraciones de nutrientes.

Conclusiones

Los resultados indican que el manglar presente en la zona centro de APFFLM, es un manglar tipo chaparro, dominado por *A. germinans* presentando alturas máximas de 1.7 m, la biomasa aérea es de 4.6 Mg ha⁻¹ y un almacén de carbono de 2.5 Mg ha⁻¹.

Agradecimientos

La realización de este trabajo fue posible gracias al financiamiento de CONACYT a través del apoyo que recibo a través de una beca de posgrado durante mis dos años y medio años de estudio. A gobierno del estado a través de la Secretaria de desarrollo Urbano y Medio Ambiente por su colaboración y participación en el proyecto de tesis, las personas de las comunidades de la zona centro



del APFF Laguna Madre y Delta del Río Bravo, Tamaulipas y a los colaboradores del Centro de investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional. Unidad Mérida

Literatura citada

- Aguilar, V., M. Kolb, D. Hernández, T. Urquiza y P. Koleff. 2008. Prioridades de conservación de la biodiversidad marina de México. *CONABIO. Biodiversitas* 79:1-15.
- Alongi, D. M. 2012. Carbón sequestration in mangrove forest. *Carbon Management* 3:313-322.
- CONAGUA (Comisión Nacional del Agua). 2015. Subgerencia de evaluación y ordenamiento de acuíferos Actualización de la disponibilidad media anual de agua en el acuífero Méndez-San Fernando (2802), Estado de Tamaulipas. 33 p. <https://www.gob.mx/conagua/acciones-y-programas/tamaulipas-74826>. (Consulta: 20 de febrero de 2018).
- CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). 2009 a. Manglares de México: Extensión y distribución. 2ª ed. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, D.F. 99 p. http://www.biodiversidad.gob.mx/ecosistemas/manglares2013/pdf/Manglares_de_Mexico_Extension_y_distribucion.pdf. (Consulta: 20 de febrero de 2018).
- CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). 2017 b. Manglares de México: actualización y exploración de los datos del sistema de monitoreo 1970/1980–2015. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México, 128 p. http://www.biodiversidad.gob.mx/ecosistemas/manglares2013/pdf/manglares_mexico_2015.pdf. (Consulta: 10 de febrero de 2018).
- Diagnóstico y plan municipal de desarrollo sustentable. 2006. Consejo Municipal para el Desarrollo Rural Sustentable del Municipio de San Fernando. San Fernando Tamaulipas. http://www.portalestamaulipas.gob.mx/files/inicio/documents/plan_desarrollo/old/35.pdf. (Consulta: 20 de febrero de 2018).
- Donato, D. C., J. B. Kauffman, D. Murdiyarsa, S. Kurnianto, M. Stidham and M. Kanninen. 2011. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature Geoscience* 4:293-297 doi.org/10.1038/ngeo1123.
- DOF (Diario Oficial de la Federación). 2005 a. Decreto por el que se declara área natural protegida, con el carácter de área de protección de flora y fauna, 1 región conocida como Laguna Madre y Delta del Río Bravo, ubicada en los municipios de Matamoros, San Fernando y Soto la Marina, en el estado de Tamaulipas. Diario oficial, Jueves 14 de abril de 2005. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México. <http://dof.gob.mx/index.php?year=2005&month=04&day=28>. (Consulta: 20 de febrero de 2018).
- DOF (Diario Oficial de la Federación). 2015b. Decreto por el que se declara área natural protegida, con el carácter de área de protección de flora y fauna, 1 región conocida como Laguna Madre y Delta del Río Bravo, ubicada en los municipios de Matamoros, San Fernando y Soto la Marina, en el estado de Tamaulipas. Diario oficial, Jueves 14 de abril de 2005. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México. <http://po.tamaulipas.gob.mx/wp-content/uploads/2015/12/cxl-145-031215F-ANEXO.pdf>. (Consulta: 20 de febrero de 2018).
- Giri, C. and J. Long 2016. Is the Geographic Range of Mangrove Forests in the Conterminous United States Really Expanding? *Sensors* 12:1-17.
- Hernández, M. E. 2010. Suelos de humedales como sumideros de carbono y fuentes de metano. *Terra latinoamericana* 28:1-9.
- Herrera-Silveira, J. A., A. C. Rico, E. Pech, M. Pech, J. Ramírez-Ramírez y C. Teutli-Hernández. 2016. Dinámica del carbono (almacenes y flujos) en manglares de México. *Revista Terra Latinoamericana* 1:61-72.
- Howard, J., S. Hoyt, K. Isensee, E. Pidgeon and M. Telszewski (eds.). 2014. Coastal Blue Carbon: Methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidalsalt marshes, and seagrass meadows. Conservation International, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, International Union for Conservation of Nature. Arlington, Virginia, USA.
- Hutchinson, J., A. Manica, R. Swetnam, A. Balmford and M. Spalding. 2014. Predicting global patterns in mangrove forest biomass. *Conservation Letters* 3:233-240.
- Kauffman, J. B., D. C. Donato y M. F. Adame 2013. Protocolo para la medición, monitoreo y reporte de la estructura, biomasa y reservas de carbono de los manglares. Documento de Trabajo 117. Bogor, Indonesia: CIFOR.
- Mitsch, J. W. and G. J. Gosselink. 2000. "Wetlands", 3rd ed. John Wiley & Sons, New York. 920 p.
- Moreno-May, G. J., J. G. Cerón-Bretón, R.M. Cerón-Bretón y J. J. Guerra-Santos 2010. Estimación del potencial de captura de carbono en suelos de manglar de Isla del Carmen. *U. Tecnociencia* 1:23-39.
- Murdiyarsa, D., D. Donato, J. B. Kauffman, S. Kurnianto, M. Stidham and M. Kanninen. 2009. Carbon storage in mangrove and peatland ecosystems. A preliminary account from plots in Indonesia. 37 p.
- Martínez, J. y A. Fernández. 2004. Cambio climático una visión desde México. Instituto Nacional de Ecología. Secretaria de medio ambiente y recursos naturales. Primera edición. México, DF. 523 p.
- Mendoza, R., N. Arreaga, J. Hernández, V. Segovia, I. Jaso. y D. Pérez. 2011. Especies acuáticas invasoras en la región ecológica Río Bravo/ Laguna Madre. Comisión para la Cooperación Ambiental. 161 Pp.
- CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas). 2015 a, b y c. Programa de Manejo Área de Protección de Flora y Fauna Laguna Madre y Delta del Río Bravo. Comisión nacional de áreas naturales protegidas. 272 p. http://www.conanp.gob.mx/que_hacemos/pdf/programas_manejo/2015/Libro_Laguna_Madre_completo.pdf. (Consulta: 20 de febrero de 2018).
- Sánchez-Ramírez, M. y A. Ocaña-Luna. 2015. Estructura y variación estacional de la comunidad ictioplanctónica en una laguna hipersalina del oeste del Golfo de México: Laguna Madre, Tamaulipas. *Hidrobiológica* 2:175-186.
- Smith III, T. J. and K. R. Whelan .2006. Development of allometric relations for three mangrove species in South Florida for use in the Greater Everglades Ecosystem restoration. *Wetlands Ecology and Management* 5:409-419.

- Shaeffer-Novelli y Cintrón, G. 1990. Métodos para la descripción y estudio de áreas de manglar. Ingeniería marítima, Ciencias del mar. Escuela superior Politécnica del Litoral. Puerto Rico.
- Trejo-Torres, J. C., R. Duran y I. Olmsted. 1993. Manglares de la Península de Yucatán. pp. 660-672. *In*: Salazar-Vallejo, S. I. y N.E. González (eds.) Biodiversidad Marina y Costera de México. Comisión Nacional de Biodiversidad y CIQRO, México.
- Yáñez-Arancibia, A., R. R. Twilley y A. L. Lara-Domínguez. 1998. Los ecosistemas del manglar frente al cambio climático global. *Madera y Bosques* 2:3-19.
- Yepes, A. M., J. Zapata, A. Bolívar, S. Monsalve, P. Milena-Espinosa, C. Sierra-Correa y A. Sierra. 2016. Ecuaciones alométricas de biomasa aérea para la estimación de los contenidos de carbono en manglares del Caribe Colombiano. *Revista. Biología Tropical* 2:913-926.
- Zamora-Tovar, C., J. L. Jiménez-Pérez, A. Cardona-Estrada, C. E. González-Romo, H. Garza-Torres, A. Herrera P. y G. Sánchez. 2011. Participación comunitaria en la restauración ecológica de la laguna Madre, Tamaulipas *Ciencia-UAT* 1:38-47.

4.22 Flujos de nutrientes y metabolismo neto del estero Siuti (eurihalino, subtropical) en el Golfo de California

Medina-Galván J.¹; Padilla-Arredondo Gustavo² y Arreola-Lizárraga José A.²

¹Universidad Autónoma de Sinaloa, Mazatlán, Sinaloa, México, Facultad de Ciencias del Mar, Paseo Clausen S/N Col. Los Pinos, Mazatlán, Sinaloa, México C.P. 80000

²Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C. Unidad Sonora, Km 2.3 carr. a Las Tinajas, Predio El Tular s/n, Guaymas, Sonora, México, CP 85454

Autor para correspondencia: aarreola04@cibnor.mx

Resumen

Las estimaciones de los flujos de nutrientes y el metabolismo neto del ecosistema son claves para conocer el funcionamiento biogeoquímico, entender procesos ecológicos y establecer comparaciones entre distintos cuerpos de agua costeros. El objetivo de este estudio fue estimar los flujos de nutrientes y el metabolismo neto en el estero Siuti, un sistema eurihalino de región semi-árida subtropical en el Golfo de California. Se hizo un levantamiento batimétrico del sistema y se realizaron muestreos de parámetros del agua en primavera (temperatura, salinidad, oxígeno disuelto, nitritos, nitratos, amonio y ortofosfato) en sitios ubicados en la laguna y el mar adyacente. Los flujos de nutrientes y el metabolismo neto del ecosistema fueron estimados con el modelo biogeoquímico LOICZ. La tasa de renovación del agua de la laguna fue estimada en 1 día. La laguna fue fuente de fósforo a una tasa de +74 mol día⁻¹ y fuente de nitrógeno a una tasa de +2 433 mol día⁻¹. El proceso de fijación de nitrógeno dominó sobre la desnitrificación a una tasa de 1 mmol día⁻¹ y el metabolismo neto del ecosistema fue heterótrofo a una tasa de 6 mmol día⁻¹. En esta contribución se discute el potencial de información que puede proporcionar el monitoreo a largo plazo de flujos de nutrientes y metabolismo neto de ecosistemas costeros.

Palabras clave: *laguna costera; flujos de nutrientes; metabolismo neto.*

Abstract

Estimations of nutrient fluxes and metabolism net ecosystem are key to know the biogeochemical functioning, understand ecological processes, and establish comparisons between different coastal water bodies. The aim of this study was to estimate nutrient fluxes and net metabolism in the Siuti estuary, an eurihaline system semi-arid subtropical of the Gulf of California. A bathymetric survey system was made and samples of water in winter parameters (temperature, salinity, dissolved oxygen, nitrite, nitrate, ammonium and orthophosphate) in sites located in the estuary and the sea adjacent performed. The Land–Ocean Interactions in the Coastal Zone (LOICZ) approach was used to generate water, salt, and DIN and DIP budgets. The renewal rate lagoon water was estimated at 1 day. The estuary was phosphorus source at a rate of +74 mol d⁻¹ and nitrogen source at a rate of +2 433 mol d⁻¹. The process of nitrogen fixation dominated on denitrification at a rate of 1 mmol d⁻¹ and net ecosystem metabolism was heterotrophic at a rate of 6 mmol d⁻¹. In this contribution the potential of information that can provide long-term monitoring of nutrient flows and net metabolism of coastal ecosystems is discussed.

Key words: *coastal lagoon; nutrients fluxes; net metabolism.*

Introducción

Las lagunas costeras y estuarios, mediante procesos biogeoquímicos, proporcionan valiosos servicios ecosistémicos tales como reciclaje de nutrientes, descomposición de materia orgánica y remoción de contaminantes (Barbier *et al.*, 2011). Estos cuerpos de agua tienen diferentes capacidades para procesar y transformar los materiales introducidos en función de varios factores que incluyen clima, geomorfología y tasa de renovación del agua (Swaney *et al.*, 2008); particularmente, las concentraciones de carbono, nitrógeno y fósforo en la columna de agua varían con las interacciones entre ingresos y egresos, circulación, intercambio de agua-sedimentos y procesos biológicos (Buzelli *et al.*, 2013).

Una medida cuantitativa útil para entender procesos biogeoquímicos en estos ecosistemas lo representan las estimaciones de flujos de nutrientes y el metabolismo neto mediante modelos de balances de masa como el que fue propuesto por el proyecto LOICZ y descrito por Gordon *et al.* (1996), donde en esencia, a partir del balance de agua y sal entre el cuerpo de agua costero y el mar adyacente se estiman flujos netos, intercambio residual y tasa de renovación del agua; esto es utilizado para estimar la producción o consumo interno de carbono, así como de nitrógeno y fósforo inorgánico disuelto y permite cuantificar la capacidad de los ecosistemas costeros para transformar, acumular o exportar materia disuelta, así como mediante estequiometría, estimar el metabolismo neto del ecosistema. Este modelo ha sido ampliamente aplicado para balances de C-N-P en cuerpos de agua costeros y ha sido útil para conocer su funcionamiento biogeoquímico y predecir su vulnerabilidad (Swaney *et al.*, 2011). En México, se ha observado la necesidad de incrementar el esfuerzo de investigación de los procesos y almacenes que controlan los flujos de nutrientes y carbono, para obtener mejor conocimiento de la vulnerabilidad de estos ecosistemas (Lara-Lara *et al.*, 2008; Camacho-Ibar y Rivera-Monroy, 2014) y en sistemas prístinos, la dinámica de nutrientes y el metabolismo neto resulta un referente útil para entender el funcionamiento de los procesos biogeoquímicos (Smith *et al.*, 2012).

El objetivo de este estudio fue estimar los flujos de nutrientes y el metabolismo neto del estero Siuti, un sistema prístino ubicado en una región semiárida subtropical del Golfo de California.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El estero Siuti se ubica en la costa este del Golfo de California (27° 34-36' N y 110° 35' - 36' W), tiene una superficie de 1.2 km², una boca de comunicación con el mar de 0.3 km y una profundidad promedio 1 m (Figura 1). Se originó por sedimentación terrígena diferencial derivada del prisma deltaico del Río Yaqui (Lankford, 1977) y de acuerdo con los criterios de Kjerfve y Magill (1989), es una laguna del tipo “restringida”, considerando que está comunicada permanentemente con el mar, tiene una circulación por mareas bien definida, es influenciada por vientos estacionales y es bien mezclada verticalmente. El estero está influenciado por: (1) un clima muy seco con una tasa anual de evaporación (2 100 mm) superior a la precipitación (320 mm) (García, 2004) y (2) por las masas de agua de la provincia oceanográfica Golfo Inferior caracterizadas por intervalos anuales de temperatura del agua de 18 -26°C y de 34 – 36 ups de salinidad (Roden y Emilsson, 1980).

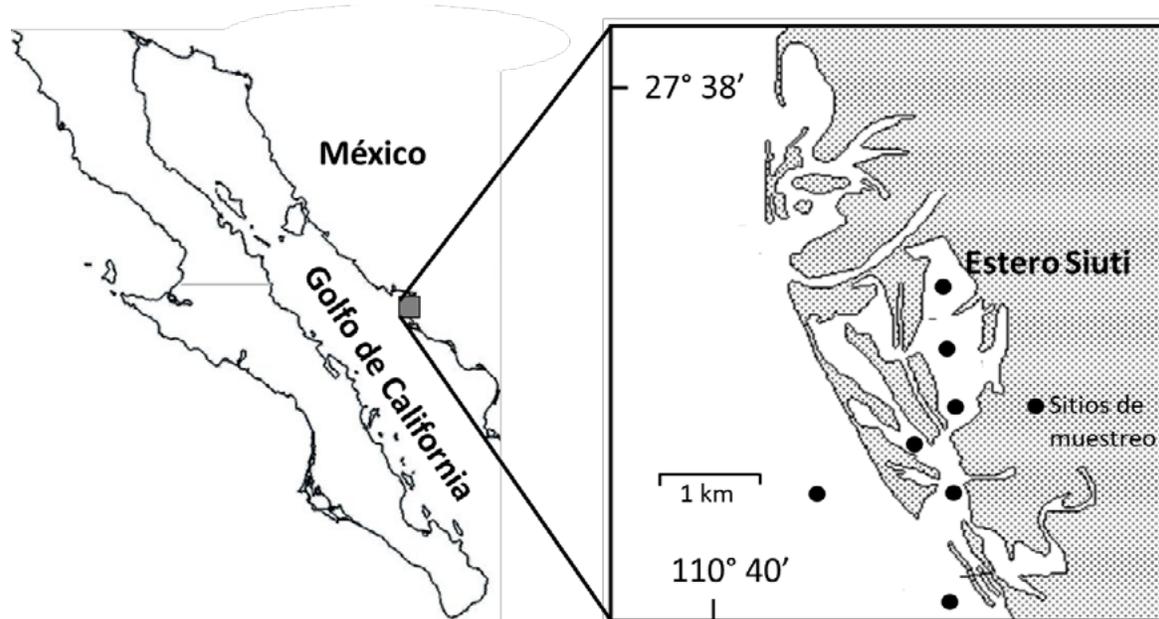


Figura 1. Localización del estero Siuti indicando los sitios de muestreo.

Trabajo de campo

Se realizó un levantamiento batimétrico del estero con una ecosonda gráfica GARMIN modelo GPSMAP 188C. Los valores del nivel del mar fueron calculados por predicción de marea con el sistema de cómputo Mar versión 0.53 elaborado por CICESE. Las alturas del nivel del mar se midieron al inicio y al final de los levantamientos batimétricos para corregir el efecto de la marea.

El volumen de agua fue estimado con el sistema de cómputo CivilCad, se trazaron secciones transversales cada 50 m a todo lo largo del estero y se determinó el área hidráulica de cada sección, medida ésta desde el fondo marino hasta el nivel 0.00 referido al nivel medio del mar (nmm). Posteriormente se calcularon los volúmenes multiplicando la semisuma de áreas contiguas por la distancia entre secciones.

Los datos de precipitación y evaporación se obtuvieron del promedio de dos estaciones meteorológicas de la Comisión Nacional del Agua ubicadas a 40 km (San Ignacio) y 45 km (Empalme) al este y noreste del estero, respectivamente.

Los muestreos se realizaron en primavera (marzo) en 5 sitios de muestreo en el estero y 2 en el mar adyacente (Figura 1) y consistieron en registrar temperatura, salinidad y oxígeno disuelto *in situ* con un equipo multisensor marca Hydrolab, modelo Recorder; asimismo en cada sitio se recolectó 1 l de agua subsuperficial en botes de plástico para determinar nutrientes (nitritos, nitratos, amonio y ortofosfatos), las muestras de agua fueron mantenidas en hielo durante su transporte al laboratorio. Los nutrientes se determinaron mediante métodos químicos (Parson *et al.*, 1984) filtrando previamente la muestra de agua con filtros marca Gelman, tipo A/E con capacidad de retención de 1 μm .

Estimaciones de flujos de nutrientes

Los flujos de nutrientes y el metabolismo neto del ecosistema se estimaron mediante el modelo biogeoquímico LOICZ, descrito en Gordon *et al.* (1996).

El modelo se construye en tres etapas que consisten en: (1) balance de agua, (2) balance de sal, y (3) balance de materiales no conservativos. Las ecuaciones generales que se utilizan para calcular estos balances son:

$$d_V / dt = V_Q + V_P + V_G + V_O - V_E + V_R \quad (\text{Ec. 1})$$

$$d(V_S)/dt = V_P S_P - V_E S_E + V_R S_R + V_X(S_{OCN} - S_{SIS}) \quad (\text{Ec. 2})$$

$$d(V_Y)/dt = V_R Y_R + V_X(Y_{OCN} - Y_{SIS}) + \Delta_Y \quad (\text{Ec. 3})$$

donde V_Q son aguas residuales (en nuestro caso se asumió a cero), V_P son lluvias, V_G es el aporte del manto freático (en nuestro caso se asumió a cero), V_O son otros aportes (en nuestro caso se asumió a cero), V_E es evaporación y V_R es el flujo residual, que contiene el volumen en el sistema. S_{OCN} y S_{SIS} son las salinidades del océano y sistema (Estero Siuti), respectivamente.

Δ_Y es el flujo del material no conservativo (Fósforo Inorgánico Disuelto FID y Nitrógeno Inorgánico Disuelto NID). Y_R es el valor promedio del material no conservativo entre dos fronteras. Y_{OCN} , Y_{SIS} son los valores promedio del material no conservativo del océano y sistema, respectivamente.

Estimaciones de metabolismo neto y de fijación de Nitrógeno/Desnitrificación

El metabolismo neto del ecosistema (MNE), que representa la diferencia entre la producción de carbono (p) y la respiración (r) fue estimado con la siguiente ecuación:

$$(p-r) = -\Delta FID \times (C:P)_{part}$$

donde $(C:P)_{part}$, es la razón carbono a fósforo en la materia orgánica particulada que está siendo reciclada en el sistema. En la estimación se asume el índice molar de Redfield (1934), C:P 106:1.

El balance entre fijación de nitrógeno y desnitrificación fue estimado con la ecuación:

$$(N_{fij} - \text{Desnit}) = \Delta NID_{obs} - \Delta FID \times (N:P)_{part}$$

donde ΔNID_{obs} es el flujo no conservativo de NID estimado y la expresión $\Delta FID \times (N:P)_{part}$ es el flujo no conservativo de NID esperado. $(N:P)_{part}$ es la razón nitrógeno a fósforo y representa la cantidad de fósforo atribuida a la descomposición de la materia orgánica, asumiendo el índice molar de Redfield (1934), N:P 16:1. Se ha establecido que la diferencia entre el ΔNID observado y el ΔNID esperado es equivalente a la diferencia entre la fijación de nitrógeno y la desnitrificación.

Resultados y Discusión

Parámetros del agua

Los valores de temperatura y de oxígeno disuelto del agua (Cuadro 1) son característicos de las condiciones de primavera en estas lagunas costeras semiáridas del Golfo de California (Arreola-Lizárraga *et al.*, 2016; Ruiz-Ruiz *et al.*, 2017). Los valores de salinidad fueron mayores en el estero que en el mar y esto indica la escasa influencia de aportes de agua dulce en el periodo de estudio y ubican al estero Siuti como un sistema eurihalino (30-40 ups) de acuerdo con la clasificación de lagunas costeras basada en salinidad propuesta por Contreras-Espinosa y Warner (2004). En el estero, las concentraciones de NID y FID durante primavera fueron mayores menores comparadas con las observadas en el mar (Cuadro 1).

Cuadro 1. Variables del agua en el estero Siuti y mar adyacente durante primavera.

| Variable | Estero Siuti (n=5) Promedio ± D.E. | Mar adyacente (n=2) Promedio ± D.E. |
|------------------|---------------------------------------|--|
| Temperatura (°C) | 26.3 ± 1 | 25.1 ± 0.2 |
| Salinidad (ups) | 36 ± 1.10 | 34.2 ± 0.14 |



| Variable | Estero Siuti (n=5) Promedio \pm D.E. | Mar adyacente (n=2) Promedio \pm D.E. |
|---|---|--|
| Oxígeno disuelto (mg L^{-1}) | 6.4 \pm 0.8 | 7.1 \pm 0.1 |
| N-NO ₂ (μM) | 0.05 \pm 0.04 | 0.08 \pm 0.04 |
| N-NO ₃ (μM) | 0.08 \pm 0.07 | 0.40 \pm 0.12 |
| N-NH ₄ (μM) | 5.67 \pm 2.19 | 3.35 \pm 1.83 |
| NID (μM) | 5.798 \pm 2.23 | 3.820 \pm 2.03 |
| FID (μM) | 0.91 \pm 0.68 | 0.84 \pm 0.17 |

Balances de agua y sal

En el balance de agua se estimó volumen residual (pérdida neta de agua del estero) de 10 548 m³ día⁻¹, explicado porque la evaporación supera a la precipitación y este déficit de agua es reemplazado al estero por ingreso de agua del mar adyacente. En el estero la salinidad es mayor que en el océano y como resultado hay exportación de sal en proceso de mezcla. El volumen de mezcla (Vx) estimado que compensa agua y sal fue de 1 256 000 m³ d⁻¹ y el tiempo de residencia del agua fue de un día (Figura 2).

Balance de Fósforo

Las concentraciones de fósforo inorgánico disuelto (FID) en el estero fueron mayores a las del océano. El valor positivo de los flujos ΔFID (+73.66 mol día⁻¹) mostró que el estero funciona como fuente de fósforo en primavera (Figura 2).

Balance de Nitrógeno

Las concentraciones de nitrógeno inorgánico disuelto (NID) en el estero fueron mayores a las del océano. El valor positivo de los flujos ΔNID (+2 432.95 mol día⁻¹) mostró que el estero funciona como fuente de nitrógeno (Figura 2).

Fijación de Nitrógeno / Desnitrificación y Metabolismo neto

En el estero el $\Delta\text{FID}_{\text{observado}}$ fue de 73.66 mol día⁻¹ y con base en el índice Redfield el $\Delta\text{NID}_{\text{esperado}}$ = 1 178.63 mol día⁻¹. El resultado es una diferencia positiva (+1 254.32 mol día⁻¹) que indica que la fijación de nitrógeno excede a la desnitrificación durante condiciones de primavera a una tasa de 1.02 mmol día⁻¹.

En esta región, la primavera es un periodo seco y por lo tanto las aportaciones de nutrientes por escorrentías de lluvias debieran ser nulas y el hecho de que el sistema es un exportador neto de nutrientes sugiere que estos excedentes provienen del reciclo interno.

El metabolismo neto del estero que representa la diferencia entre la producción de carbono orgánico (*p*) y la respiración (*r*) fue estimado en -7 808.44 mol día⁻¹. Este resultado indica que en primavera el estero es un sistema heterótrofo, a una tasa de -6.37 mmol día⁻¹.

Los resultados de este estudio mostraron que el metabolismo neto del estero Siuti en primavera fue heterótrofo, como también fue observado por Padilla-Arredondo *et al.* (2000) durante primavera en la laguna Las Guásimas (~5 km al norte). Un análisis comparativo de la variabilidad estacional y multianual de los flujos de nutrientes y el metabolismo neto entre lagunas con y sin aportes de aguas residuales aportará conocimiento sobre el funcionamiento biogeoquímico de estos ecosistemas costeros.

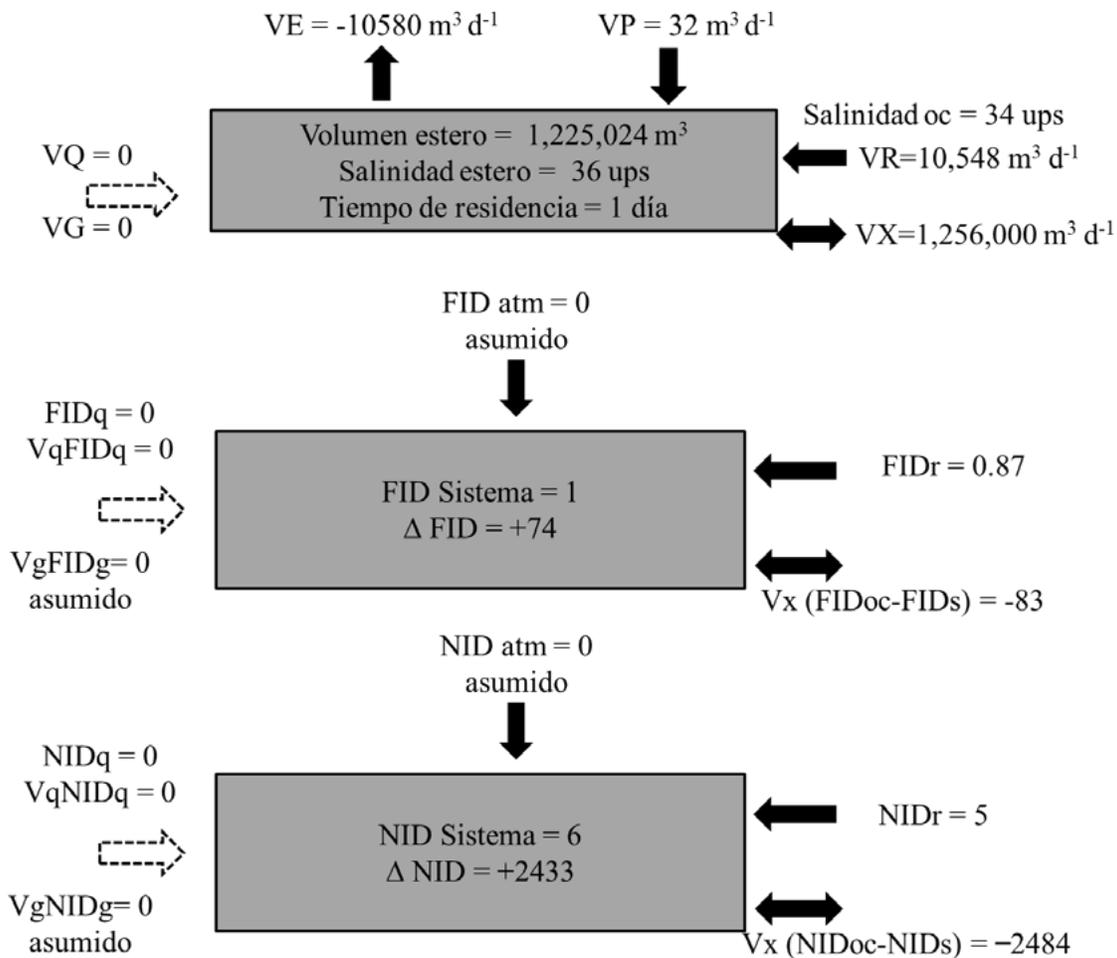


Figura 2. Tiempo de residencia del agua y flujos de fósforo y nitrógeno en el estero Siuti durante primavera. Flujos de nutrientes en mol d^{-1} , (+) indica fuente, (-) indica sumidero.

Conclusiones

El estero Siuti, durante primavera, exhibió una tasa de renovación del agua de un día, exportó nitrógeno y fósforo al mar adyacente, y esto sugiere que el reciclaje interno es la principal fuente de nutrientes. Además, prevaleció la fijación de nitrógeno y el metabolismo neto del ecosistema fue heterótrofo.

Agradecimientos

María del Refugio López Tapia realizó el procesamiento de las muestras de agua en el Laboratorio de Calidad del Agua del CIBNOR, S. C. y David Urías (CIBNOR) realizó el levantamiento batimétrico y elaboró el mapa del área de estudio.

Literatura citada

- Arreola-Lizárraga, J. A., G. Padilla-Arredondo, J. Medina-Galván, L. Méndez-Rodríguez, R. Mendoza-Salgado and M.V. Cordoba-Matson. 2016. An analysis of hydrobiological responses to anthropogenic and natural influences in a lagoon system in the Gulf of California. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 45:112-120.
- Barbier, E. B., S. H. Hacker, C. Kennedy, E. W. Koch, A. C. Stier and B. R. Silliman. 2011. The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs* 81:169-193.



- Buzzelli, C., Y. Wan, P. H. Doering and J. N. Boyer. 2013. Seasonal dissolved inorganic nitrogen and phosphorus budgets for two subtropical estuaries in south Florida, USA. *Biogeosciences* 10:6721-6736.
- Camacho-Ibar, V. F. and V. H. Rivera-Monroy. 2014. Coastal Lagoons and Estuaries in Mexico: Processes and Vulnerability. *Estuaries and Coasts* 37:1313-1318.
- Contreras-Espinoza F. and B. Warner. 2004. Ecosystem characteristics and management considerations for coastal wetlands in Mexico. *Hydrobiologia* 511:223-245
- García, E. 2004. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. 5ta. ed. Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México. 98 p.
- Gordon, D. C. Jr, P. R. Boudreau, K. H. Mann, J. E. Ong, W. L. Silvert, S. V. Smith, G. Wattayacom, F. Wulff and T. Yanagi. 1996. LOICZ Biogeochemical Modelling Guidelines, LOICZ Reports & Studies No. 5. 96 p.
- Kjerfve, B. and K. E. Magill. 1989. Geographic and hydrodynamic characteristics of shallow coastal lagoons. *Marine Geology* 88:187-199.
- Lankford, R. R. 1977. Coastal lagoon of Mexico, their origin and classification. pp. 182-215. *In*: M. Wiley (Ed.) *Estuarine process*. Academic Press, Inc. New York.
- Lara-Lara, J. R., J. A. Arreola-Lizárraga, L. E. Calderón-Aguilera, V. F. Camacho-Ibar, G. de la Lanza-Espino, A. Escofet-Giansone, M. I. Espejel-Carbajal, M. Guzmán-Arroyo, L. B. Ladah, M. López-Hernández, E. A. Meling-López, P. Moreno-Casasola Barcelo, H. Reyes-Bonilla, E. Ríos-Jara y J. A. Zertuche-González. 2008. Los ecosistemas costeros, insulares y epicontinentales. pp. 109-134. *In*: *Capital Natural de México*, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad. CONABIO, México.
- Padilla-Arredondo, G., J. A. Arreola-Lizárraga and C. Lechuga-Devéze. 2000. Las Guásimas coastal lagoon, Sonora, México. *In*: Camacho-Ibar, V. F., V. Dupra, J. I. Marshall-Crossland, F. Wulff, S. V. Smith and C. J. Crossland (eds.). *Estuarine Systems of the Latin American Region (Regional Workshop V) and estuarine systems of the Arctic Region: carbon, Nitrogen and phosphorus fluxes*. LOICZ Reports and Studies No. 23, 96 p.
- Parson, T. R., Y. Maitia and C.M. Lalli. 1984. *A manual of chemical and biological methods for sea water analysis*. Pergamonn Press, Oxford.
- Redfield, A. C. 1934. On the proportions of organic derivatives in sea water and their relation to the composition of plankton. *James Jhonstone Memorial Volume*, Liverpool, England. pp. 177-192.
- Roden, G. I. e I. Emilsson. 1980. *Oceanografía física del Golfo de California*. Centro de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM Contribución No. 90. 67 p.
- Ruiz-Ruiz, T. M., J. A. Arreola-Lizárraga, L. Morquecho, L. C. Méndez-Rodríguez, A. Martínez-López and R. A. Mendoza-Salgado. 2017. Detecting eutrophication symptoms by means of three methods in a subtropical semi-arid coastal lagoon. *Wetlands*, 37:1105-1118. doi 10.1007/s13157-017-0944-y.
- Smith, J., M. A. Burford, A. T. Revill, R. R. Haese and J. Fortune. 2012. Effect of nutrient loading on biogeochemical processes in tropical tidal creeks. *Biogeochemistry* 108:359-380.
- Swaney, D. P., D. Scavia, R. W. Howarth and R. M. Marino. 2008. Estuarine Classification and Response to Nitrogen Loading: Insights from Simple Ecological Models. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 77:253-263.
- Swaney, D. P., S. V. Smith and F. Wulff. 2011. The LOICZ Biogeochemical Modeling Protocol and its Application to Estuarine Ecosystems. pp. 135-159. *In*: Wolanski, E., D. McLusky (eds.), *Treatise on Estuarine and Coastal Science*, Academic Press, Waltham. ISBN 9780080878850.

4.23 Base de datos del balance de nutrientes (C, N, P) en lagunas costeras de México

Pech-Cárdenas Mónica¹ y Herrera-Silveira Jorge¹

¹Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, Unidad Mérida (CINVESTAV-IPN, Unidad Mérida). Antigua carretera a Progreso Km 6, Cordemex 97310 Mérida, Yuc.

Autor para correspondencia: mony.pc100@gmail.com

Resumen

El entendimiento de los ciclos biogeoquímicos en las lagunas costeras (LC) facilitará el desarrollo y/o validación de modelos que permitan conocer el presupuesto de nutrientes esenciales (C, N y P), sal y agua. En este trabajo se compiló datos publicados sobre variables fisicoquímicas, morfométricas y climáticas en las LC del país; también se obtuvo los balances de sal y nutrientes y con ellos el metabolismo del sistema. La región geográfica con mayor cantidad de información útil para conocer los balances biogeoquímicos fue el Pacífico Norte con 20 LC y la región con menos información fue el Pacífico Centro con datos de solo una LC. Las LC con mayor cantidad de fuentes bibliográficas fueron la Laguna de Dzilam y de Términos, ambas pertenecientes a la PY. La mayoría de las LC presentó comportamiento heterotrófico. Los resultados de este estudio contribuirán con una mejor comprensión de los procesos biogeoquímicos en las LC, asimismo permitirán identificar necesidades de investigación que orienten los futuros estudios en el litoral costero del país.

Palabras clave: *ciclos biogeoquímicos; laguna costera; metabolismo del sistema.*

Abstract

The knowledge of the biogeochemical cycles in the coastal lagoons (LC) will facilitate the development and/or validation of models that allow knowing the budget of essential nutrients (C, N and P), salt and water. In this work we compiled published data on physicochemical, morphometric and climatic variables in the LC of the country; salt and nutrient balances were also obtained and with them the metabolism of the system. The geographic region with largest amount of useful information to know the biogeochemical balances was North Pacific with 20 LC and the region with least information was Pacific Center with data from only one LC. The LC with the greatest number of bibliographic sources were the Dzilam Lagoon and Terms Lagoon, both belonging to PY. The majority of LC showed heterotrophic behavior. The results of this study contributed to a better understanding of the biogeochemical processes in LC, which serve to identify research needs that guide future studies in the coastal coast of the country.

Key words: *biogeochemical cycles; coastal lagoons; metabolism of the system.*

Introducción

El territorio mexicano posee alrededor de 12 000 km de litoral costero. Se caracteriza por la presencia de diversos ambientes geomorfológicos, denominados lagunas costeras (LC), derivados de la interacción de procesos geológicos, oceanográficos, y atmosféricos a través del tiempo y el espacio (de la Lanza y Cáceres, 1994).

De acuerdo con de la Lanza *et al.* (2013) el número de LC reconocidas como unidades individuales en México es 164. Son ambientes coseros de especial interés debido a la complejidad de su dinámica determinada por procesos oceánicos, clima y descargas de agua dulce. Su importancia socioe-

económica radica en la función ecológica de su alta productividad. Sin embargo, en México las LC están expuestas a distintos grados de presión humana debido a los usos directos o indirectos que se hace de ellas.

Para el manejo adecuado de estos ambientes costeros es necesario basarse en información confiable, demandando análisis de datos robustos que mejoren el entendimiento de los ciclos globales de elementos clave como carbono (C), nitrógeno (N) y fósforo (P). El entendimiento de los ciclos biogeoquímicos en las LC facilitará el desarrollo y/o validación de modelos que permitan conocer el presupuesto de nutrientes esenciales, sal y agua.

Bajo este contexto, surge la necesidad de contar con una base de datos nacional que integre información de las características fisicoquímicas de las LC, mar adyacente y descargas de agua dulce que permitan estimar los balances de los principales nutrientes basándose en modelos biogeoquímicos.

Una herramienta disponible que facilita la estimación los flujos de elementos en la zona costera a nivel global es proporcionada por el Proyecto “Land Ocean Interaction Coastal Zone” LOICZ del Programa Internacional Geosfera-Biosfera (IGBP). Si bien, un total de 22 cuerpos de agua en México han sido estudiados bajo este enfoque (Smith *et al.*, 1997 y Smith *et al.*, 1999) existe la necesidad de una recopilación de información relacionada con los ciclos biogeoquímicos, estandarizar dicha información y contar con una línea base del balance de nutrientes en las LC a nivel nacional. A partir de esta síntesis de información y análisis de ella se podrá identificar, entre otras cosas, el estado auto o heterótrofo de las LC y el tiempo de residencia del agua, característica importante como indicador del potencial de acumulación/retención de materia orgánica y contaminantes que viene de las cuencas. Esta síntesis de información también permitirá identificar aquellas regiones del país que requieren más atención en este tema de investigación.

Por lo anterior, los objetivos de este trabajo fueron: contar con una base de datos a nivel nacional de variables fisicoquímicas de las LC, mar adyacente y fuente de agua dulce a partir de la revisión de información publicada; usegundo objetivo fue la obtención de los balances de agua, sal y nutrientes (C, N y P) mediante la aplicación del modelo biogeoquímico de LOICZ.

Materiales y Métodos

Se revisó información bibliográfica y bases de datos nacionales (Servicio Meteorológico Nacional, Comisión Nacional del Agua, INEGI y Centro de Documentación “Ecosistemas Litorales Mexicanos UAM-Iztapalapa) sobre LC, mar costero y fuente de agua dulce (superficial o subterránea). De cada estudio se extrajo información geográfica, climática del periodo de muestreo y variables fisicoquímicas. Los datos fueron depositados en una base de Excel que contenía las variables necesarias para realizar los balances de agua, sal, y nutrientes en la zona costera bajo el enfoque seguido en el proyecto global LOICZ. Las unidades de las variables extraídas directamente de los estudios fueron convertidas a las unidades pertinentes. Una vez conformada la base de datos, se procedió a obtener un valor promedio por laguna costera de las variables obtenidas. Esto se hizo porque hay cuerpos de agua con más de un registro por año y época, de tal forma que el resultado es el promedio para esa laguna costera.

Para el cálculo de los balances de agua y nutrientes se consultó el sitio oficial del proyecto LOICZ (http://www.ecology.unibo.it/LOICZCalculator/loicz_calculator.htm) en el cual se obtuvo plantillas de Excel para los cálculos pertinentes de balance de nutrientes y metabolismo del sistema con base en las relaciones estequiométricas C:N:P según Redfield (1934) 106:16:1. Se eligió el modelo de una caja, que significa que la laguna costera no tiene zonificación, y por ello el uso del promedio de cada variable. Los resultados fueron agrupados de acuerdo con la regionalización de CONABIO del litoral costero mexicano: Pacífico Norte (BC, BCS, Son, Sin, Nay), Pacífico Centro (Jal, Col, Mich), Pacífico (Gro, Oax, Chis), Golfo de México (Tams, Ver, Tab) y Península de Yucatán (Camp, Yuc, Q. Roo).

Resultados y Discusión

Se obtuvo información de 33 estudios, adicionales a las bases de datos, en donde se reportó variables útiles para los objetivos de este estudio. Los años de colecta de datos fueron de 1978 a 2014. Es importante destacar que, a pesar de la gran cantidad de literatura publicada sobre origen geomorfológico, y extensión de las LC, pocos estudios se enfocaron en medición de variables fisicoquímicas. En algunos casos fue necesario revisar más de dos estudios para obtener todas las variables por LC, del mar adyacente y la fuente de agua dulce. La mayor escasez de información fue sobre variables fisicoquímicas y del flujo de agua en los ríos que descargan en las LC. En total se completó información para 58 cuerpos LC en el país. La mayor cantidad de información provino de reportes oficiales mientras que en los libros se obtuvo la menor información sobre balances de agua y nutrientes en LC de México (Figura 1). La región geográfica con mayor cantidad de información útil para conocer los balances biogeoquímicos fue el Pacífico Norte (PN) con 20 LC y la región con menos datos fue el Pacífico Centro con datos de tan solo una LC (Figura 1). Las LC con mayor cantidad de fuentes bibliográficas fueron la Laguna de Dzilam y Laguna de Términos, ambas pertenecientes a la región PY.

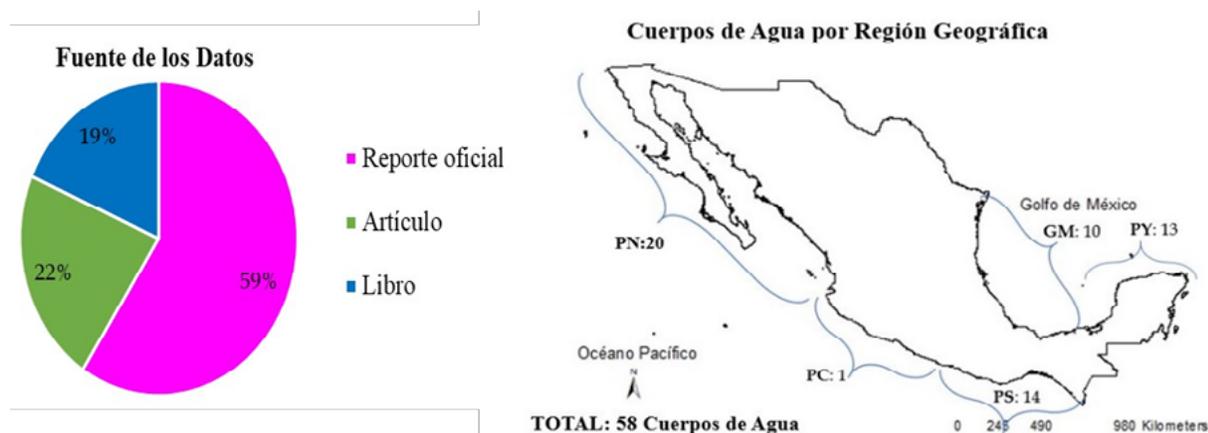


Figura 1. Izquierda: Tipos de fuente que conformaron al base de datos de balance de nutrientes en LC de México. Derecha: Números de cuerpos de agua por región geográfica con datos útiles para variables LOICZ.

La herramienta de análisis que proporcionó el modelo LOICZ permitió determinar la cantidad de días que permanece el agua en la LC o tiempo de residencia del agua (τ), los flujos de fósforo inorgánico disuelto (PID), nitrógeno inorgánico disuelto (NID) en 56 LC (Cuadro 1), valor que supera la cantidad de LC estudiadas en estudios con este mismo enfoque (Smith *et al.*, 1997 y Smith *et al.*, 1999). Los valores de los cambios de PID y NID que resultaron positivos indicaron liberación de nutrientes mientras que los valores negativos indicaron acumulación de nutrientes. En las LC donde fue posible calcular el balance de ambos nutrientes fue posible determinar el metabolismo neto del ecosistema, a través de su evaluación se conoce la tasa de incorporación del carbono inorgánico durante la fotosíntesis por parte del fitoplancton. El metabolismo neto del ecosistema equivale a la diferencia entre producción y respiración ($p-r$). Los valores positivos de esta diferencia caracterizan al sistema como autotrófico mientras que los valores negativos indican que el sistema es heterotrófico partiendo del hecho que los valores positivos del Δ NID representan oxidación neta de la materia orgánica.

Cuadro 1. Resumen de medidas del balance de agua, sal y nutrientes en 58 LC de México obtenidas con el modelo LOICZ de una caja (one box).

| No. | Región | LC | Huso/ Zona | X | Y | Sal gr kg ⁻¹ | τ | Δ PID mmol P m ⁻² d ⁻¹ | Δ NIID mmol N m ⁻² d ⁻¹ | (p-r) mmol C m ⁻² d ⁻¹ | Metabolismo |
|-----|--------|---------------------------------------|---------------|-----------|-----------|----------------------------|--------|---|--|--|---------------|
| 1 | PN | Bahía San Quintín | 11 R | 599 973.1 | 3365867.9 | 32.8 | 23 | 0.123 | 0.28 | -13 | Heterotrófico |
| 2 | PN | Bahía La Paz | 12 R | 561 735.6 | 2669298 | 35.4 | 38 | | | | |
| 3 | PN | Bahía Concepción | 12 R | 425 653.2 | 2942592.6 | 35.6 | 46 | -0.002 | 0.25 | 0.2 | Autotrófico |
| 4 | PN | Bahía de Altata-Ensenada del Pabellón | 13 R | 238 318.3 | 2705582.8 | 25.4 | 2 | 11.631 | 5.49 | -1232.9 | Heterotrófico |
| 5 | PY | Bahía de Chetumal | 16 Q | 380 570.2 | 2038372.2 | 9.5 | 13 | | | | |
| 6 | PY | Bahía de la Ascensión | 16 Q | 441 287.5 | 2176665.8 | 29.5 | 205 | | 0.05 | | |
| 7 | PN | Bahía Los Ángeles | 12 R | 255 499.4 | 3200870.6 | 35.3 | 108 | | | | |
| 8 | PN | Bahía San Luis Gonzaga | 11 R | 750 981.1 | 3301200.1 | 34.9 | 65 | 0.038 | -0.03 | -4 | Heterotrófico |
| 9 | PN | Bahía Topolobamo | 12 R | 698 662.1 | 2831905.8 | 35.1 | 4 | | | | |
| 10 | PN | Bahía Yavaros | 12 R | 650 082.1 | 2954142.4 | 22 | | | | | |
| 11 | PS | Laguna Chantuto-Panzacola | 15 R | 515 956.2 | 1680196 | 14.7 | 182 | 0.023 | 0.04 | -2.4 | Heterotrófico |
| 12 | PN | Estero Agiabampo | 12 R | 678 922.9 | 2915589.3 | 36.9 | 31 | | | | |
| 13 | PN | Estero El Sargento | 12 R | 372 218.3 | 3245575.2 | 37.4 | | | | | |
| 14 | PN | Estero La Cruz | 12 R | 414 306.4 | 3183327.9 | 39.4 | 27 | 0.056 | -0.16 | -5.9 | Heterotrófico |
| 15 | PN | Estero Punta Banda | 11 R | 535 123.1 | 3512422.8 | 34.4 | 32 | 0.094 | 0.02 | -10 | Heterotrófico |
| 16 | PN | Estero San Benito | 12 R | 312 935.4 | 2932587.6 | | | | | | |
| 17 | PN | Estero Tastiota | 12 R | 456 444.2 | 3138078 | 35 | 4 | -0.064 | 1.43 | 6.8 | Autotrófico |
| 18 | PN | Estuario Rio Colorado delta | 11 S | 700 382.9 | 3543397.6 | 22.8 | 38 | 0.052 | 0.53 | -5.5 | Heterotrófico |
| 19 | GM | Laguna Alvarado | 15 Q | 206 190.7 | 2077661.6 | 11.6 | 649 | | | | |
| 20 | PY | Laguna Atasta | 15 Q | 594 580.6 | 2056569.7 | 17 | 20 | | | | |
| 21 | GM | Laguna Camaronera | 15 Q | 192 016.1 | 2086248.5 | 10 | 455 | | | | |
| 22 | GM | Laguna Carmen-Machona | 15 Q | 413 896.3 | 2021304.3 | 22.2 | 3 | 2.855 | | | |
| 23 | PS | Laguna Chacahua | 14 Q | 639 861.6 | 1767305.7 | 33.3 | 1 | | | | |
| 24 | PS | Laguna Chautengo | 14 Q | 490 455.6 | 1837116.9 | 20.6 | 2 | | | | |
| 25 | PS | Laguna Corralero | 14 Q | 587 919.6 | 1794048.2 | 44.7 | 72 | | | | |
| 26 | PC | Laguna Cuyutlán | 13 Q | 599 261.3 | 2095295.2 | 34.6 | 11 | 0.043 | -0.06 | -4.6 | Heterotrófico |
| 27 | PY | Laguna de Bojórquez | 16 Q | 523 819 | 2335404 | 30 | 37 | | | | |
| 28 | PY | Laguna de Celestún | 15 Q | 776 578.9 | 231766.9 | 22.2 | 49 | 0.006 | -0.23 | -0.6 | Heterotrófico |
| 29 | PY | Laguna de Chacmochuc | 16 Q | 516 751.9 | 2050979.7 | 33 | 11 | | | | |
| 30 | PY | Laguna de Chelem | 16 Q | 221 053.2 | 2354320.3 | 37.5 | 12 | 0.008 | 0.43 | -0.8 | Heterotrófico |
| 31 | PY | Laguna de Dzilam | 16 Q | 330 025.1 | 2376092.9 | 32.9 | 9 | 0.011 | 0.01 | -1.2 | Heterotrófico |
| 32 | GM | Laguna de La Mancha | 14 Q | 774 277.2 | 2168023.2 | 19.4 | 1 | | | | |
| 33 | GM | Laguna de Mecoacán | 15 Q | 486 201.5 | 2032979.1 | 8.3 | 0 | 0.243 | | | |

| No. | Región | LC | Huso/ Zona | X | Y | Sal gr kg ⁻¹ | τ | Δ PID mmol P m ⁻² d ⁻¹ | Δ NIID mmol N m ⁻² d ⁻¹ | (p-r) mmol C m ⁻² d ⁻¹ | Metabolismo |
|-----|--------|----------------------------------|---------------|-----------|-------------|----------------------------|--------|---|--|--|---------------|
| 34 | PY | Laguna de Nichupté | 16 Q | 521 040.7 | 2328766.9 | 26.1 | 24 | 0.015 | 0.67 | -1.6 | Heterotrófico |
| 35 | PY | Laguna de Rio Lagartos | 16 Q | 424 118.1 | 2378749.2 | 47.9 | 0 | -0.028 | -0.18 | 3 | Autotrófico |
| 36 | PY | Laguna de Términos | 15 Q | 658 902.3 | 2 061 532.8 | 23.9 | 5 | -1.485 | -2.08 | 157.4 | Autotrófico |
| 37 | PN | Laguna Huizache-Caimanero | 13 Q | 392 454 | 2 536 736.1 | 38.4 | 28 | | | | |
| 38 | PS | Laguna La Joya-Buenavista | 15 P | 435 532.4 | 1 750 564.1 | 27.4 | 1 864 | | | | |
| 39 | PN | Laguna La Salina | 11 S | 511 823.3 | 3 546 664.4 | 50 | 47 | | | | |
| 40 | PN | Laguna Lobos | 12 R | 547 895.6 | 3 023 477.8 | 38 | 15 | 0.204 | | | |
| 41 | GM | Laguna Madre | 14 R | 638 073.8 | 2 747 919.7 | 43.6 | 0 | | | | |
| 42 | GM | Laguna Sontecomapan | 15 Q | 266 068.3 | 2 049 785.4 | | 33 | | | | |
| 43 | PS | Laguna Manialtepec | 14 P | 694 174.9 | 1 762 827.6 | 4.8 | 435 | | | | |
| 44 | PS | Laguna Mar Muerto | 15 Q | 350 928.3 | 1 794 789.5 | 39.3 | 0 | | | | |
| 45 | PN | Laguna Moroncarit | 12 R | 640 695.7 | 2 955 814.6 | 16.7 | 1 | | | | |
| 46 | PS | Laguna Nuxco | 14 Q | 309 128.2 | 1 902 663.6 | 14.6 | 2 | | | | |
| 47 | PS | Laguna Pastoria | 14 P | 652 442.9 | 1 767 759.1 | 37.5 | 39 | | | | |
| 48 | PY | Laguna Pom | 15 Q | 585 714.5 | 2 054 016.9 | 6 | 39 | | | | |
| 49 | PS | Laguna Potosí | 14 Q | 241 200.9 | 1 940 218.6 | 40.9 | 212 | | | | |
| 50 | PS | Laguna Pozuelos-Murillo | 15 P | 569 794.3 | 1 621 598.8 | 11.4 | 0 | | | | |
| 51 | GM | Laguna Pueblo Viejo | 14 Q | 614 553.4 | 2 450 644.4 | 19.6 | 0 | | | | |
| 52 | PS | Laguna Superior | 15 Q | 314 646.2 | 1 799 482.3 | 49.8 | 0 | | | | |
| 53 | GM | Laguna Tamiahua | 14 Q | 661 254.4 | 2 379 695.8 | 26.5 | 1 | | | | |
| 54 | GM | Laguna Tampamachoco | 14 Q | 671 501.2 | 2 322 227.9 | 26 | 5 | | | | |
| 55 | PS | Laguna Tres Palos | 14 Q | 421 879.9 | 1 855 541.3 | 3 | 0 | | | | |
| 56 | PY | Laguna Yalahau | 16 Q | 468 843.3 | 2 374 286.8 | 37.3 | 6 | -0.017 | | | |
| 57 | PS | Sistema Lagunar Carretas Pereira | 15 P | 482 651.1 | 1 713 785.6 | 13.1 | 25 | 0.186 | 0.32 | -19.7 | Heterotrófico |
| 58 | PN | Teacapan-Agua Brava Marismas | 13 Q | 445 343.6 | 2 447 680.4 | 29 | 4 | -5.263 | -14.06 | 557.9 | Autotrófico |

De las 58 LC que conformaron la base de datos, en 56 de ellas fue posible obtener el tiempo de residencia del agua y el balance de sal, debido a la carencia de datos de profundidad. El balance de nutrientes solo se pudo calcular en menos del 50% de las LC y el metabolismo del sistema en 18 LC debido a que en algunos casos solo fue posible determinar el balance de un solo nutriente (Figura 2). De los cuerpos de agua que se obtuvo datos para todos los balances, la mayoría presentaron un comportamiento heterotrófico. Es probable que con más dedicación a la búsqueda de datos se pueda incrementar el número de LC con balances de nutrientes y estimaciones del metabolismo.

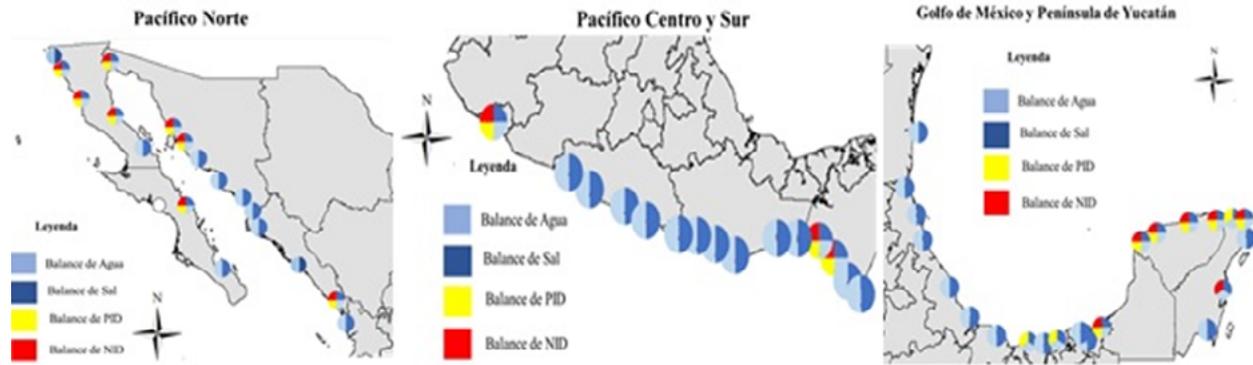


Figura 2. Balance de agua, sal y nutrientes por región geográfica de CONABIO.

Conclusiones

La literatura publicada sobre los balances de elementos esenciales en las LC de México es escasa y dispersa. Sin embargo, en este estudio fue posible determinar el balance de agua, sal y nutrientes en mayor número de LC (56) que en estudios previos con objetivos similares. Las regiones geográficas cuyas LC han sido estudiadas ampliamente son el PN y la PY, mientras que el PC presentó menor información. La mayoría de las LC en México presentaron comportamiento heterotrófico. Finalmente se recomienda tomar en cuenta los resultados de esta síntesis para orientar futuras investigaciones de las interacciones tierra-océano en la zona costera.

Agradecimientos

Al Programa Mexicano del Carbono (PMC) y al Laboratorio de Producción Primaria del CINVESTAV-Mérida por el sustento económico durante la elaboración de este trabajo.

Literatura citada

- Ayon-Hernandez, J., M. Galindo-Bect, V. Camacho-Ibar, Z. García Esquivel, M. Gonzalez-García and F. Ley-Lou. 2004. Nutrient dynamics in the west arm of San Quintín Bay, Baja California, Mexico, during and after El Niño 1997/1998. *Ciencias Marinas* 30:119-132.
- Castañeda-López, O. y F. Contreras-Espinosa. 2003. Ecosistemas costeros mexicanos una actualización, Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa, México [<http://investigacion.izt.uam.mx/ocl/mapa.html>].
- Centro de Investigación y estudios avanzados del IPN. Informe POETCY 2013.
- Centro de Investigación y estudios avanzados del IPN. Informe POETCY 2014.
- CONAGUA y SEMARNAT (Comisión Nacional del Agua y Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2016. Estadísticas del agua en México. Edición 2016. México.
- CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). 2008. Manglares de México. México. 35 p.
- Contreras-Espinosa, F., N. Rivera and R. Segura. 2005. Nutrientes y productividad primaria fitoplanctónica en una laguna costera tropical intermitente (La Mancha, Ver) del Golfo de México. *Hidrobiologica* 15:299-310.
- Contreras-Espinosa, F. 1993. Ecosistemas costeros mexicanos. CONABIO. UAM. México.

- De la Lanza, G., J. Alcocer-Durand, J. L. Moreno-Ruiz y S. Hernández. 2008. Análisis químico-biológico para determinar el estatus trófico de la Laguna de Tres palos. Guerrero, México. *Hidrobiologica* 18:21-30.
- De la Lanza-Espino, G. and C. Cáceres-Martínez. 1994. Lagunas costeras y el litoral mexicano. Universidad Autónoma de Baja California Sur. BCS, México. 525 p.
- De la Lanza-Espino, G., M. Ortiz-Pérez y J. L. Carbajal-Pérez. 2013. Diferenciación hidrogeomorfológica de los ambientes costeros del Pacífico, del golfo de México y del Mar Caribe. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM*. 81: 33-50.
- Hernández-Ayón, J. M., M. S. Galindo-Bect, V. Camacho-Ibar and Z. García-Esquivel, M.A. González-Gómez and F. Ley-Lou. 2004. Nutrient dynamics in the west arm of San Quintín Bay, Baja California, Mexico, during and after El Niño 1997/1998. *Ciencias Marinas* 30: 119-132.
- García, E. y CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). 1998. 'Climas' (clasificación de Köppen, modificado por García). Escala 1:1000000. México.
- Gordon, Jr. D. C., P. R. Boudreau, K. H. Mann, J.-E. Ong, W. L. Silvert, S. V. Smith, G. Wattayakorn, F. Wulff and T. Yanagi, 1996. LOICZ Biogeochemical Modelling Guidelines. LOICZ Reports & Studies 5:1-96.
- Hernández-Ayón, J. M., M. S. Galindo-Bect, V. Camacho-Ibar, Z. García-Esquivel, M. A. González-Gómez and F. Ley-Lou. 2004. Dinámica de los nutrientes en el brazo oeste de Bahía San Quintín, Baja California, México, durante y después de El Niño 1997/1998. *Ciencias marinas* 30:119-132.
- Herrera-Silveira J. 2006. Lagunas costeras de Yucatán (SE, México): Investigación, diagnóstico y manejo. *ECOTROPICOS* 19:94-108.
- Herrera-Silveira, J. A., M. A. Pech Cárdenas, T. O. Cortes Balán, I. Osorio, E. Pech Poot y M. Linares. 2014. "Caracterización de la calidad del agua de Isla Holbox de acuerdo a su estado trófico: Lluvias 2013-Nortes 2014. Informe Técnico, CINVESTAV, 242 p.
- Lankford, R. R. 1977. "Coastal lagoons of Mexico". pp. 182-215. *In: Wiley, M. (ed.), Their origin and classification estuarine processes*, Academic Press Incorporation, New York.
- Mendoza-Mojica, M., A. Arrollo., M. Espinosa, O. Peralta y T. Castro. 2013. Caracterización de dos lagunas costeras del pacífico tropical mexicano en relación con el contenido de carbono y la captura y emisión de CH₄ y CO₂. *Rev. Int. Contam. Ambie.* 29:145-154.
- Pérez, F. and F. Fraga. 1987. The Ph measurements in seawater on the NBS scale. *Marine Chemistry* 21:315-327.
- Quijano-Scheggia, S., A. Olivos-Ortiz, J. H. Gaviño-Rodríguez, F. Castro-Ochoa, M. Rivera-Vilarelle, M. Galicia-Pérez y M. Patiño-Barragan. 2011. First report of Pseudo-nitzschia brasiliana and P. micropora (Bacillariophyceae) found in Cuyutlan Lagoon, Mexico. *Revista de biología marina y oceanografía*. 46:189-197.
- Smith, S. V., J. I. Marshall-Crossland and C. J. Crossland. 1999. Mexican and Central American Coastal Lagoon Systems: Carbon, Nitrogen and Phosphorus Fluxes (Regional Workshop II). LOICZ Reports & Studies 13:ii-115. LOICZ IPO, Texel, The Netherlands.
- Smith, S. V., S. Ibarra-Obando, P. R. Boudreau and V. F. Camacho-Ibar. 1997. Comparison of Carbon, Nitrogen and Phosphorus Fluxes in Mexican Coastal Lagoons, LOICZ Reports & Studies 10. LOICZ, Texel, The Netherlands. 84 p.
- Smith, S. V., J. I. Marshall-Crossland and C. J. Crossland. 1999. Mexican and Central American Coastal Lagoon Systems: Carbon, Nitrogen and Phosphorus Fluxes (Regional Workshop II), LOICZ Reports & Studies No. 13. LOICZ IPO, Texel, The Netherlands. 115 p.
- Tran-Kim, C., D. Valdéz, E. Real y O. Zapata-Pérez. 2008. Variaciones del índice de calidad en laguna Yalahau, Quintana Roo, México, Basado en las características del agua y sedimentos, en el periodo 1999-2002. *Ciencias de la Tierra y el Espacio* 9:20-29.
- Valenzuela-Siu, M., J. Arreola., S. Sánchez y G. Padilla. 2007. Flujos de nutrientes y metabolismo neto de la laguna costera Lobos, México. *Hidrobiologica* 17:193-202.
- Vidal-Zepeda, R. 1990. 'Precipitación media anual' en Precipitación, IV.4.6. Atlas Nacional de México. Vol II. Escala 1:4000000. Instituto de Geografía, UNAM. México.
- Yañez-Arancibia, A. and J. Day. 2006. Hidrology, water Budget and resilience time in the terminos lagoon estuarine system, southern gulf of Mexico. *In: Singh, V. P. and J. Xu (eds.). Coastal Hidrology and Process*. Michigan, USA. 510 p.

4.24 Sistema del CO₂ en Bahía de los Ángeles (B.C.) en condiciones de verano e invierno

Uribe-López Alicia G.^{1b}; Norzagaray-López C. Orión^{1a}; Hernández-Ayón J. Martín^{1a}; Valdivieso-Ojeda Jacob^{1a}; Santander-Cruz Jonatan^{1a}; Calderón-Aguilera Luis E.²; Martínez-Fuentes Luz^{1b}; Mejía-Trejo Adán^{1a} y Chapa-Balcorta Cecilia³

¹Instituto de Investigaciones Oceanológicas^a y Facultad de Ciencias Marinas^b, Universidad Autónoma de Baja California. Carretera Transpeninsular Ensenada - Tijuana No. 3917, CP 22860, Ensenada, Baja California.

²Ecología Marina, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. Carretera Tijuana-Ensenada No. 3918, CP 22860, Ensenada, Baja California.

³Universidad del Mar, Ciudad Universitaria, Puerto Ángel, San Pedro Pochutla, Oaxaca.

Autor para correspondencia: orion.norlop@gmail.com

Resumen

El sistema del CO₂ en la región de las grandes islas en el Golfo de California es influenciado por la mezcla vertical debido a mareas y viento, acarreado a la superficie agua fría, enriquecida con nutrientes y con alto contenido de carbono inorgánico disuelto. Sin embargo, la información sobre el efecto que tienen estas surgencias en la zona costera es escasa, específicamente sobre la productividad primaria y el sistema del carbono en las bahías de la zona. Este trabajo tiene como principal objetivo cuantificar la variabilidad espacial y temporal de variables del sistema del CO₂ en Bahía de los Ángeles (B.C.) contrastando entre verano e invierno. Los resultados del monitoreo muestran una marcada zonación dentro de la bahía en ambas estaciones del año: 1) una zona con condiciones homogéneas en la columna de agua, y que actúa como una potencial fuente de CO₂ hacia la atmósfera y 2) otra zona presenta florecimientos algales los cuales modifican considerablemente el sistema del carbono.

Palabras clave: *sistema del CO₂; surgencias; oceanografía costera.*

Abstract

The CO₂ system dynamics in the Midriff Islands region of the Gulf of California is influenced by vertical mixing due to tides and wind, which upwell cold, nutrient-rich and high CO₂ content water to the surface. However, information related to the effect of these upwellings in the coastal zone is scarce, especially information about primary production and the carbon cycle. The objective of this work is to quantify the temporal and spatial variability of CO₂-parameters in Bahía de los Ángeles (B.C.) contrasting between winter and summer condition. Our results showed a zoning within the bay in both seasons: 1) a zone with a homogenous water column acting as a source of CO₂ gas to the atmosphere, and 2) a zone with persistent microalgae bloom which modifies the inorganic carbon system.

Key words: *CO₂ system; upwelling; coastal oceanography.*

Introducción

La dinámica del sistema del CO₂ en la región de las grandes islas en el Golfo de California es influenciada por la mezcla vertical debido a mareas y viento (Hidalgo-González *et al.* 1997), la cual acarrea agua a la superficie con alta concentración de nutrientes, baja temperatura y alto contenido de carbono inorgánico disuelto (CID; Martínez-Díaz de León *et al.*, 2005; Hernández-Ayón *et al.*, 2013). Una fracción de este CID es liberado hacia la atmósfera, mientras que otra parte es consumida por el

fitoplancton. El consumo de CO₂ por parte del fitoplancton puede llegar a ser tan intenso que promueve un flujo de CO₂ de la atmósfera hacia el océano.

En la región del Canal de Ballenas (CB) dentro del Golfo de California los procesos de surgencias son intensos. Bahía de los Ángeles, B.C. (BLA) se encuentra junto al CB, y la circulación local y las mareas promueven la entrada de esta agua enriquecida con CO₂, baja temperatura, alto contenido de nutrientes y biomasa fitoplanctónica de origen oceánico hacia la bahía (Muñoz-Barbosa *et al.*, 1991).

La importancia de estudiar los procesos que promueven tanto los flujos de CO₂ como la productividad en BLA reside en que la alta producción primaria, ya sea de origen oceánico (influencia del CB) o formada dentro de BLA, promueve el flujo de carbono en las cadenas tróficas. Por ejemplo, el caso del tiburón ballena que acude a BLA durante verano a otoño para alimentarse de zooplancton, o bien, la población del coral *Porites panamensis* que tiene a disposición una alta producción primaria para contrarrestar las condiciones consideradas como subóptimas (con respecto a temperatura y el pH) para el desarrollo de arrecifes (Figura 1; Norzagaray-López *et al.* 2015). El objetivo de este trabajo es mostrar la variabilidad espacial de dos parámetros importantes del sistema del CO₂ (CID y alcalinidad total) dentro de BLA, y verificar si este patrón espacial es persistente entre condiciones de verano e invierno.

Materiales y Métodos

Área de estudio

Bahía de los Ángeles está situada en la costa oriental de Baja California (29.0°N, 113.5°W; Figura 1). La bahía mide ~ 10 km en su máxima extensión, con un gradiente en su profundidad entre 15 a 40 m, y su comunicación con el CB es interrumpida por unas pequeñas islas (Figura 1; Lavaniegos *et al.*, 2012). La zona tiene un clima árido, por lo que la precipitación es escasa (~ 60 mm año⁻¹). BLA es influenciada por la dinámica oceanográfica del CB, específicamente procesos de surgencias originados por el efecto de la batimetría y mareas, con una influencia a nivel regional (Hernández-Ayón *et al.*, 2013). Modelos sobre el patrón de circulación local en BLA han mostrado dos escenarios: 1) uno influenciado por el viento durante el invierno, y 2) sin la influencia del viento en verano (Amador-Buenrostro *et al.*, 1991).

Colecta de agua de mar y análisis de variables del sistema del CO₂

Con el fin de conocer la variabilidad espacial del sistema del CO₂ en BLA se colectaron muestras discretas de agua de mar a lo largo de un transecto de 12 estaciones (Figura 1). En cada estación se colectó agua de mar en superficie y fondo (entre 15 a 30 m) usando botella Niskin. Las muestras fueron fijadas siguiendo el protocolo propuesto por Dickson *et al.* (2007). A cada muestra discreta se le midió la temperatura *in situ* usando un termómetro digital ($\pm 0.01^\circ\text{C}$; YSI). En el laboratorio, a las muestras se les midió el carbono inorgánico disuelto (CID; $\mu\text{mol kg}^{-1}$) con un equipo infrarrojo para análisis de gases (LI-7000, LICOR), la alcalinidad total (AT; $\mu\text{mol kg}^{-1}$) por medio de titulación con celda abierta (Hernández-Ayón *et al.*, 2007), y la salinidad (promedio global = 35.0 ± 0.2 ups; ± 0.1 ups). Para evaluar la variabilidad temporal en elementos del sistema del CO₂, se realizaron colectas mensuales de junio y noviembre de 2017, así como en diciembre y enero de 2018.

Análisis de datos

Se calculó la presión parcial del CO₂ (pCO₂) para cada muestra discreta usando los valores medidos de CID, AT, salinidad y temperatura con el software CO2sys (Lewis y Wallace, 1998). Posteriormente se calculó la diferencia entre las presiones parciales de la superficie del mar y la atmósfera ($\Delta\text{pCO}_2 =$

$p\text{CO}_2$ agua - $p\text{CO}_2$ atmósfera). Los valores de $p\text{CO}_2$ atmosféricos fueron obtenidos del programa de monitoreo de CO_2 de Scripps, UCSD (scrippsco2.ucsd.edu/data/atmospheric_co2).

Para probar variabilidad temporal en la temperatura, CID y AT, se contrastaron los valores discretos con ANOVA de una vía, usando el mes de colecta como factor. Se evaluó normalidad gráficamente. Se consideró significancia estadística cuando $p < 0.05$.

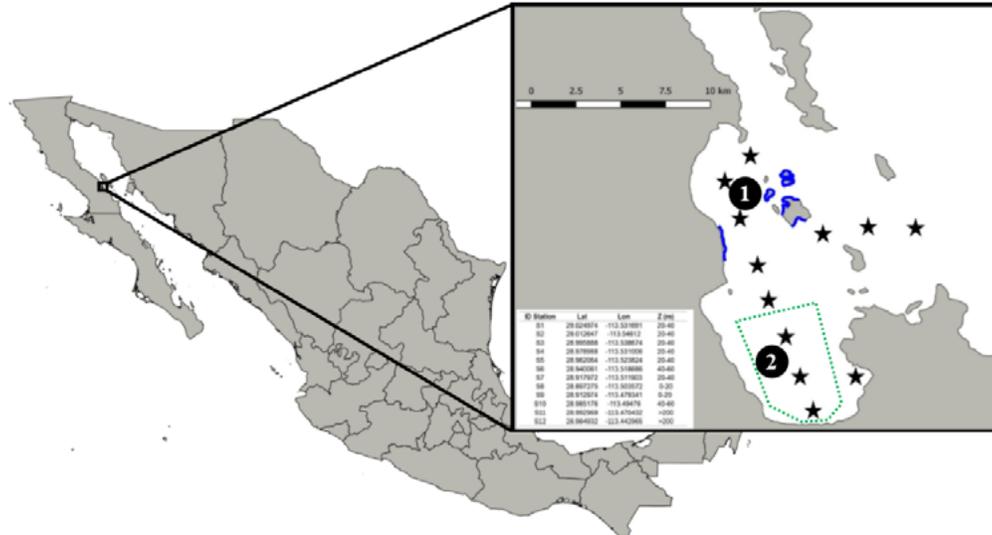


Figura 1. Localización de Bahía de los Ángeles, B.C. En el recuadro se muestra el transecto de estaciones para colecta de muestras de agua (estrellas) y su posición geográfica. Los círculos numerados indican zonas dentro de la bahía. Además, se muestran los sitios con presencia del coral *Porites panamensis* (contorno azul) y el área de alimentación del tiburón ballena (polígono verde).

Resultados y Discusión

Variabilidad espacial

En la zona de BLA encontramos valores de CID entre 1 970 y 2 234 ($2\ 152 \pm 53$) $\mu\text{mol kg}^{-1}$, intervalo considerablemente más bajo al reportado por Hernández-Ayón *et al.* (2013) para el agua superficial en la región de las grandes islas (2 200 y 2 300 $\mu\text{mol kg}^{-1}$).

El CID y la temperatura permitieron identificar dos zonas en la bahía: 1) una zona al norte (zona 1, Figuras 1, 2a y 2b) con valores altos de CID y baja temperatura, además, se observaron valores similares de estas variables entre la superficie y el fondo, indicando una columna de agua homogénea; y 2) una zona al sur de la bahía (zona 2, Figuras 1, 2a y 2b) en la cual se observaron valores bajos de CID con respecto a la zona 1, y la concentración de CID en superficie fue más baja que en el fondo, sugiriendo un fuerte consumo por parte de un florecimiento de fitoplancton presente durante las colectas mensuales.

Esta zonación corresponde bien con el patrón de circulación reportado para BLA por Amador-Buenrostro *et al.* (1991), los cuales reportan la presencia de un remolino anticiclónico en la parte sur de la bahía. En este sentido, el remolino hace que la zona 1 presente un mayor tiempo de residencia, lo que se traduce en una ganancia de calor (zona 2, Figura 2a) y una mayor estratificación de la columna, condiciones favorables para que se desarrollen florecimientos algales, evidenciado en este trabajo por una clara disminución del CID superficial (Figura 2b). La alcalinidad mostró valores relativamente constantes (Cuadro 1), excepto por una estación, donde consideramos necesario descartar la influencia de afloramientos de agua subterránea.

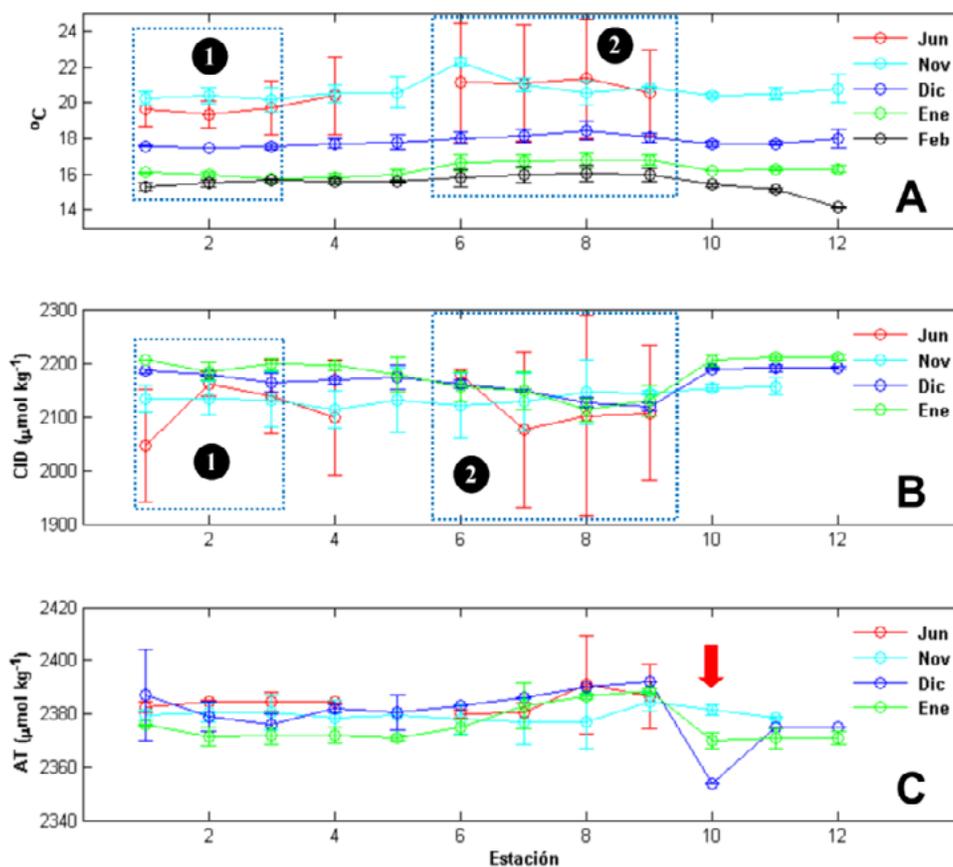


Figura 2. Transectos mensuales medidos de temperatura (A), CID (B) y alcalinidad total (C) para cada estación en BLA. En A y B los recuadros azules con círculos numerados corresponden a las zonas de la bahía identificadas en la figura 1. En C se señala una estación con valores anómalamente bajos de AT (flecha roja). En A se agregaron datos del mes de febrero de 2018 como referencia. Las barras de error son la desviación estándar entre valores de superficie y fondo de cada estación.

Variabilidad temporal

Se encontraron diferencias significativas en temperatura ($F_{3,84} = 107.5$; $p < 0.05$), CID ($F_{3,82} = 7.2$; $p < 0.05$) y AT ($F_{3,82} = 2.8$; $p < 0.05$) entre los meses muestreados (Cuadro 1). Esto se aprecia en la figura 3 como una mayor temperatura en junio, la cual disminuye en diciembre y enero, lo cual corresponde con el inicio del invierno. Estas fechas también corresponden con el inicio del periodo de intensificación del viento, predominantemente del norte, el cual favorece la mezcla vertical en el CB y, por ende, tiene una fuerte influencia en BLA. Lo anterior se vio reflejado en el aumento gradual de la concentración de CID (Cuadro 1; Figura 3), lo cual sugiere la influencia de agua subsuperficial en la superficie en la zona. Con respecto a la diferencia estadística encontrada en la AT, resulta posible que esté relacionada con la presencia de datos anómalos de AT medidos durante diciembre (Figura 2c), posiblemente ligados a una fuente de agua dulce subterránea.

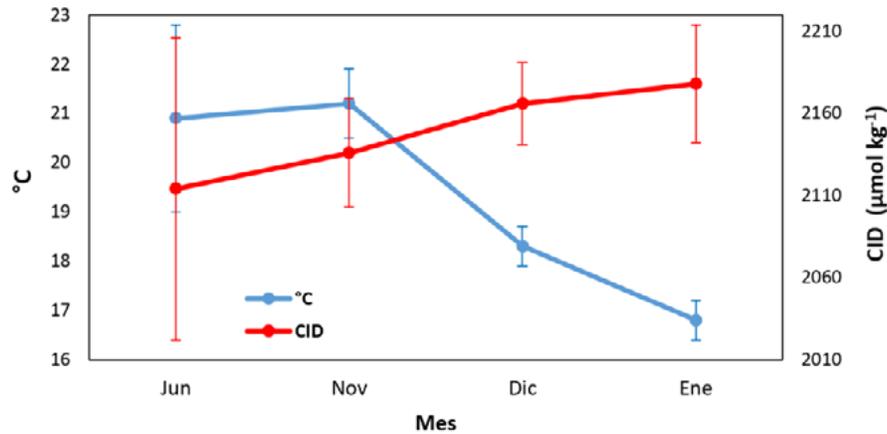


Figura 3. Promedio mensual de temperatura (línea azul) y CID (línea roja) mostrando diferentes condiciones entre verano e invierno. Las barras de error son la desviación estándar (24 muestras por mes).

Cuadro 1. Promedio mensual (\pm D.E.) de temperatura, carbono inorgánico disuelto (CID) y alcalinidad total (AT) medidos en BLA. Los valores mínimo y máximo se muestran en paréntesis. Cada valor promedio y D.E. mensual incluye 24 muestras.

| Mes | Temperatura (°C) | CID ($\mu\text{mol kg}^{-1}$) | AT ($\mu\text{mol kg}^{-1}$) |
|-----------|----------------------------|---------------------------------|--------------------------------|
| Julio | 20.4 \pm 1.9 (18.7-23.7) | 2114 \pm 92 (1970-2234) | 2384 \pm 7 (2378-2404) |
| Noviembre | 20.7 \pm 0.7 (19.7-22.5) | 2136 \pm 33 (2079-2189) | 2380 \pm 5 (2370-2387) |
| Diciembre | 17.8 \pm 0.4 (17.4-18.8) | 2166 \pm 25 (2112-2195) | 2380 \pm 11 (2354-2399) |
| Enero | 16.3 \pm 0.4 (15.7-17.1) | 2178 \pm 36 (2098-2215) | 2376 \pm 7 (2368-2389) |

Zonas de BLA como potenciales fuentes de CO₂ hacia la atmósfera

La zonación descrita para el CID y temperatura se observó en la $\Delta p\text{CO}_2$ en verano e invierno (Figura 4), sugiriendo que el remolino en esta zona tiene una presencia más o menos constante. Esto es, valores negativos de la $\Delta p\text{CO}_2$ en la zona 2 ($-109 \pm 52 \mu\text{atm}$) indican que la comunidad fitoplanctónica promueve un flujo de CO₂ hacia la superficie del mar, mientras que las otras estaciones (zona 1) presentan valores positivos tanto en verano como en invierno ($130 \pm 68 \mu\text{atm}$). Esto concuerda con lo reportado para la dinámica del CB, donde la mezcla vertical es persistente a lo largo de año.

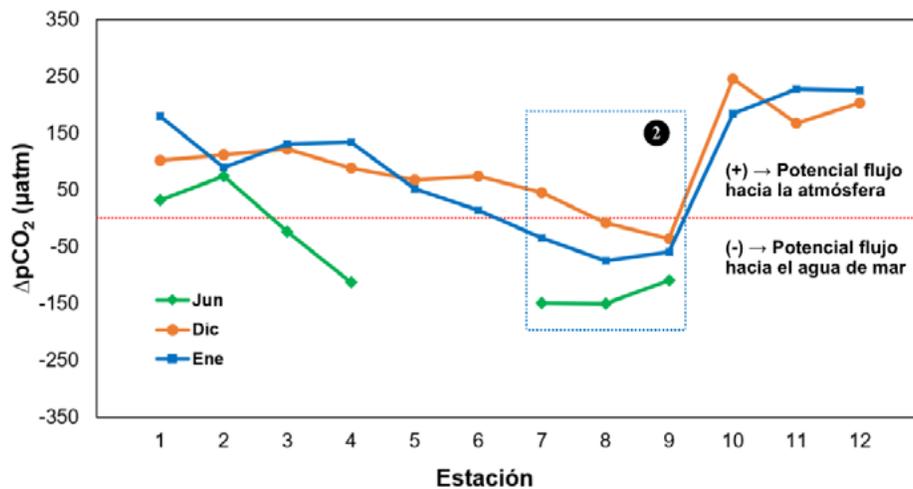


Figura 4. Valores de $\Delta p\text{CO}_2$ superficial por estación y mes en BLA. La línea roja discontinua señala el cero o valor en equilibrio de la presión parcial de CO_{2 gas} entre atmósfera y la superficie del agua en esta estación. El círculo numerado corresponde a la zona señalada en la Figura 1.

Conclusiones

Bahía de los Ángeles presenta una zonación con respecto a variables del sistema del CO₂ (CID y pCO₂), patrón espacial que se presentó tanto en verano como en invierno. Las dos áreas son definidas por el patrón de circulación local, el cual promueve un mayor tiempo de residencia en ciertas partes de la bahía, promoviendo así un crecimiento fitoplanctónico intenso en la zona sur, el cual modifica considerablemente el sistema del CO₂, promoviendo un potencial flujo de CO₂ hacia la superficie del mar. Por otro lado, valores superficiales de la ΔpCO₂ de estaciones más influenciadas por el CB pudieran estar actuando como fuentes de CO₂ hacia la atmósfera. Es necesario continuar con el monitoreo y con el cálculo de los flujos de CO₂, con el fin de cuantificar las fluctuaciones estacionales en esta zona.

Agradecimientos

Este trabajo fue financiado con el proyecto PRODEP-NPTC-2017 otorgado a CONL (No. 511-6/17-8051). Agradecemos a PRODEP por la beca otorgada a AGUL. Se contó con el apoyo parcial del proyecto Fondo Sectorial SEMARNAT-CONACyT (No. 278637) otorgado a CCB. También agradecemos a la Dra. Rosalía Ávalos, directora de la RBZM Bahía de los Ángeles, Canales de Ballenas, Salsipuedes por el permiso otorgado para realizar las actividades. Finalmente agradecemos a la M.C. Erika Santacruz por apoyo en la colecta de muestras en Bahía de los Ángeles.

Literatura citada

- Amador-Buenrostro, A., S. J. Serrano-Guzmán y M. L. Argote-Espinoza. 1991. Modelado numérico de la circulación inducida por el viento en Bahía de Los Ángeles, B. C., Mexico. *Cienc. Mar.* 17: 39-57.
- Dickson, A. G., C. L. Sabine and J. R. Christian. 2007. Guide to best practices for ocean CO₂ measurements. North Pacific Marine Science Organization.
- Hernández-Ayón, J. M., C. Chapa-Balcorta, F. Delgadillo-Hinojosa, V. F. Camacho-Ibar, M. A. Huerta-Díaz, E. Santamaría-del-Angel, S. Galindo-Bect y J. A. Segovia-Zavala. 2013. Dinámica del carbono inorgánico disuelto en la región de las grandes islas del golfo de California: Influencia de las masas de agua. *Ciencias marinas* 39:183-201.
- Hidalgo-González, R. M., S. Álvarez Borrego y A. Zirino. 1997. Mezcla en la región de las grandes islas del Golfo de California: efecto en la pCO₂ superficial. *Ciencias Marinas* 23:317-327.
- Lavaniegos, B. E., G. Heckel y P. Ladrón de Guevara. 2012. Variabilidad estacional de copépodos y cladóceros de bahía de los Ángeles (golfo de California) e importancia de *Acartia clausi* como alimento del tiburón ballena. *Ciencias Marinas* 38:11-30.
- Lewis, E. and D. W. R. Wallace. 1998. Program Developed for CO₂ System Calculations. ORNL/CDIAC-105. Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, U.S. Department of Energy, Oak Ridge, Tennessee. <http://cdiac.ornl.gov/oceans/co2rprt.html>
- Muñoz-Barbosa, A., G. Gaxiola-Castro and J. A. Segovia-Zavala. 1991. Temporal variability of primary productivity, chlorophyll and seston in Bahía de los Ángeles, Gulf of California. *Ciencias Marinas* 17:47-68.
- Norzagaray-López, O., L. Calderon-Aguilera, J. Hernandez-Ayon, H. Reyes-Bonilla, J. P. Carricart-Ganivet, R. Cabral-Tena and E. Balart. 2015. Low calcification rates and calcium carbonate production in *Porites panamensis* at its northernmost geographic distribution. *Marine Ecology*. 36.1244-1255 10.1111/maec.12227.

4.25 Estudio comparativo del flujo de CO₂ océano-atmósfera frente al norte de Sinaloa

Morales-Urbina Pedro¹; Espinosa-Carreón T. Leticia¹; Álvarez-Borrego Saúl²; Hernández-Ayón J. Martín³; Flores-Trejo Lorena¹; Coronado-Álvarez Lourdes² y Martín de la Cruz-Orozco⁴

¹Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional. Unidad Sinaloa. Boulevard Juan de Dios Bátiz Paredes No. 250, Col. San Joaquín, CP 81101, Guasave, Sinaloa, México.

²Departamento de Ecología Marina, Centro de Investigación Científica y de Enseñanza Superior de Ensenada, Carretera Ensenada-Tijuana No. 3918, Zona Playitas, Ensenada, CP 22860, Baja California, México.

³Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California, Carretera Ensenada-Tijuana No. 3917, Fraccionamiento Playitas CP 22860, Ensenada, Baja California, México.

⁴Departamento de Oceanografía Biológica, Centro de Investigación Científica y de Enseñanza Superior de Ensenada, Carretera Ensenada-Tijuana No. 3918, Zona Playitas, Ensenada, CP 22860, Baja California, México.

Autor para correspondencia: pedro14_92@hotmail.com; leticiaesp@gmail.com

Resumen

Entender adecuadamente los procesos que regulan la interacción entre el océano y la atmósfera, así como determinar de una forma sistemática y directa los flujos de dióxido de carbono (CO₂) entre estos dos ambientes es un reto importante para comprender el sistema del carbono marino. Una parte del CO₂ antropogénico que se está generando es retenido por la atmósfera y otra ingresa al océano debido a la diferencia de presiones parciales (pCO₂) entre ambos medios. Este proceso provoca que el océano, sea un reservorio importante de CO₂ antropogénico. Frente al norte de Sinaloa se localiza un área de surgencias costeras de interés para conocer el impacto que tiene en los flujos de CO₂. Mediante el uso de una boya oceanográfica localizada a 50 km al sureste de Topolobampo, Sinaloa, se cuantificó la magnitud y dirección de CO₂ en la interface océano-atmósfera, del 15 al 25 de septiembre de 2016 y del 22 de junio al 2 de julio de 2017. La temperatura superficial del mar (TSM) registró su máximo valor (31.42°C) en septiembre 2016 y su valor menor (26.41°C) en junio de 2017; el oxígeno disuelto mostró una tendencia a disminuir lentamente en 2016 y aumentar en 2017; en 2016 la pCO₂ del agua y el FCO₂ registraron promedios de 479 μatm y 2.54 $\text{mmol C m}^{-2} \text{d}^{-1}$, mientras que en 2017 fueron 460 μatm y 1.79 $\text{mmoles C m}^{-2} \text{d}^{-1}$.

Palabras clave: *Golfo de California; emisión de CO₂; sumidero de CO₂; presión parcial de CO₂.*

Abstract

Understanding the processes that regulate the interaction between the ocean and the atmosphere, as well as determining the flows of carbon dioxide (CO₂) between these two environments is important to understand the marine carbon system. Part of the anthropogenic CO₂ that is retained by the atmosphere and another part enters the ocean because of the difference in partial pressures (pCO₂) between both media. This process causes the ocean to be an important reservoir of anthropogenic CO₂. There is an area of coastal upwelling off northern Sinaloa, in the Gulf of California, which is of interest to know the impact its dynamics has on CO₂ fluxes. We use an anchored oceanographic buoy located 50 km southeast of Topolobampo, Sinaloa, to quantify the exchange and direction of CO₂ at the ocean-atmosphere interface (FCO₂), from September 15 - 25, 2016, and from June 22 - July 2, 2017. The sea surface temperature (SST) registered its maximum value (31.42°C) in September 2016 and its lowest value (26.41) in June 2017; dissolved oxygen showed a tendency to decrease slowly in 2016 and increased in 2017; in 2016 surface water pCO₂ and FCO₂ recorded averages of 479 μatm and 2.54 $\text{mmol C m}^{-2} \text{day}^{-1}$, respectively; while in 2017 they were 460 μatm and 1.79 $\text{mmoles C m}^{-2} \text{day}^{-1}$, respectively.

Key words: *Gulf of California, source of CO₂, CO₂ sink, partial pressure of CO₂.*

Introducción

El dióxido de carbono antropogénico afecta el clima a nivel global y su impacto dependerá, entre otras cosas, de la capacidad de los océanos para absorber y almacenar este CO₂ (Sabine *et al.*, 2002). Por su parte Takahashi *et al.* (1993) indicaron que en promedio el océano actúa como un sumidero de CO₂. La diferencia entre la presión parcial del dióxido de carbono (pCO₂) en la superficie del océano (pCO_{2W}) y la pCO₂ atmosférica (pCO_{2A}) define la dirección del intercambio gaseoso (Takahashi *et al.*, 2002). El flujo de CO₂ (FCO₂) está determinado por una serie de interacciones complejas físicas y biológicas como lo son la mezcla por el viento, las ondas, los fenómenos asociados con las mareas, la advección, el desplazamiento vertical de la termoclina, la fotosíntesis, la respiración y la dinámica entre el océano y la atmósfera (DeGrandpe *et al.*, 1998). Laruelle *et al.* (2014) reportaron para la zona costera una tasa de ~0.2-0.5 Pg C año⁻¹ (Pg = petagramo = 10¹⁵g), Gruber (2015) reportó una diferencia grande entre la absorción de CO₂ en ambientes costeros y oceánicos, con valores en la zona costera de 1 Pg C año⁻¹ y en el océano de 2.3 ± 0.7 Pg C año⁻¹. Cabe destacar la desproporcionalidad de las dimensiones entre la zona costera y la zona oceánica, ya que la zona costera con profundidades de hasta 200 metros y que incluye bahías, estuarios y lagunas costeras ocupa únicamente 10% del área oceánica total (Álvarez-Borrogo, 2007). Sin embargo, existen incertidumbres sobre los flujos de carbono océano-atmósfera de la zona costera, ya que son complejos y dinámicos y, varían con rapidez en distancias cortas y con frecuencias altas (Chávez *et al.*, 2007), de esta manera las estimaciones de los flujos mundiales netos de CO₂ en el océano costero son en gran parte inciertas, ya que existe una amplia gama de valores en la literatura y para los diversos procesos costeros involucrados (Borges *et al.*, 2005), por lo que es necesario comprender mejor el ciclo del carbono oceánico y, más específicamente, el intercambio de CO₂ a lo largo de los márgenes continentales (Alin *et al.*, 2012), que son ecológica y socialmente importantes (Vargas *et al.*, 2012). Frente al norte del estado de Sinaloa se presenta una zona de surgencias costeras de aguas frías, ricas en nutrientes y con alto contenido de CID (carbono inorgánico disuelto) (Rodríguez-Ibañez *et al.*, 2013; Morales-Urbina *et al.*, 2017) lo cual promueve una zona de alta productividad primaria y un flujo de energía a través de la trama trófica.

El objetivo del presente estudio fue comparar los flujos de CO₂ obtenidos mediante una boya oceanográfica anclada frente al norte de Sinaloa en dos temporadas diferentes.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El Golfo de California es un mar marginal con comunicación con el Océano Pacífico a través de una boca de 220 km de ancho, tiene una longitud aproximada de 1 100 km (Roden y Emilsson, 1979), es una zona altamente sensible a cambios en cuanto a sus características ambientales debido la influencia directa del Océano Pacífico. La estructura termohalina en la boca del golfo es compleja debido a la mezcla de masas de agua en la capa superior. Existe una zona de surgencias frente a las costas de Sinaloa y Sonora dadas por acción de los vientos del noroeste principalmente en invierno y primavera (Molina-Cruz, 1984).

Durante el final del invierno y principios de primavera, el centro atmosférico anticiclónico del Pacífico nororiental concurre latitudinalmente con el centro atmosférico ciclónico del desierto de Sonora. Tal hecho crea un gradiente barométrico que produce que los vientos geostroficados se produzcan paralelos al eje axial del golfo y se intensifiquen, induciendo el transporte de agua superficial al sur y generando surgencias a lo largo de la costa oriental del golfo (Molina-Cruz, 1984).

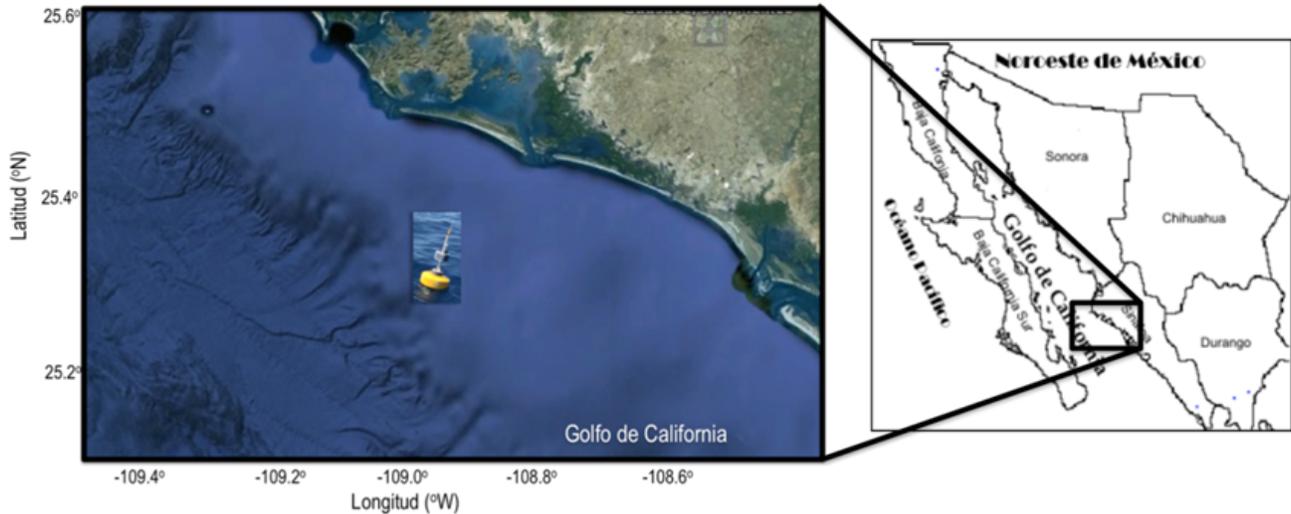


Figura 1. Área de estudio con el sitio de anclaje de la boya oceanográfica frente al norte de Sinaloa.

Boya oceanográfica

Para conocer la variación temporal de la influencia de surgencias y $p\text{CO}_2$ del océano y la de la atmósfera entre ambos medios se instaló una boya oceanográfica en $25^\circ 07' 30.6'' \text{ N}$ y $108^\circ 59' 26.8'' \text{ O}$, a 50 km al sureste del puerto de Topolobampo, Sinaloa, en la isóbata de los 80 m (Figura 1), adquirida en el Monterey Bay Aquarium Research Institute (MBARI). Se registraron dos períodos de muestreo: el primero fue del 15 al 25 de septiembre de 2016 y el segundo del 22 de junio al 2 de julio de 2017. La boya oceanográfica incluye sensores de medición de temperatura superficial del mar (TSM), salinidad, oxígeno disuelto (OD), pH, $p\text{CO}_2$ en agua y aire, temperatura del aire, humedad relativa y dirección y velocidad del viento, contiene además un cilindro de gas estándar de referencia utilizado como calibrador de $p\text{CO}_2$, el analizador de dióxido de carbono LI-COR® (Sutton *et al.*, 2014). El almacenamiento de todos los datos se realizó en una tarjeta de memoria. Se obtuvieron registros cada dos horas, los cuales fueron enviados vía satélite a un sitio web de MBARI del cual se descargaron y se almacenaron y procesaron en el laboratorio de Productividad Primaria y Sistema del Carbono del IPN-CIIDIR Guasave, Sinaloa. El LI-COR® se calibró automáticamente antes de realizar cada análisis usando el gas de referencia estándar.

Cálculo de FCO_2 (flujo de CO_2)

Se utilizó la ecuación de Liss y Mervilat (1986) y el coeficiente de transferencia de Wanninkhof K_w (2014):

$$\text{FCO}_2 = K_w \times K_0 \times (\Delta p\text{CO}_2) \quad \text{mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}, \quad (1)$$

donde K_w es el coeficiente de transferencia del CO_2 en función de la velocidad del viento (Wanninkhof, 2014), K_0 es el coeficiente de solubilidad del CO_2 en función de la temperatura y salinidad (Weiss, 1974) y $\Delta p\text{CO}_2$ es la diferencia entre la $p\text{CO}_{2\text{W}}$ y la $p\text{CO}_{2\text{A}}$ ($\Delta p\text{CO}_2 = p\text{CO}_{2\text{W}} - p\text{CO}_{2\text{A}}$).

Resultados y Discusión

El valor mínimo y máximo de la TSM fueron 28.76 y 31.4 °C, respectivamente, para septiembre 2016, lo cual concuerda con lo reportado por Jiménez-Estrada (2013) para esa época y lugar. El rango de valores de OD fue de 5.54 ml l⁻¹ y 4.27 ml l⁻¹ mostrando poca variabilidad en el primer período.

Durante el segundo período la TSM fue de 26.41°C al inicio del período y de 29.05°C al final del período, el rango de valores del OD fue estrecho de 4.51 ml l⁻¹ a 4.89 ml l⁻¹, no se mostró correlación significativa entre el OD y la TSM.

La pCO_{2w} (µatm o ppm) registró valores de 468 a 511 µatm durante septiembre 2016 (Figura 2), con una media de 479 µatm. Se observó una variación diaria, correspondiendo los valores mayores de pCO_{2w} cuando la velocidad del viento fue mayor, los valores de pCO_{2w} se encuentran por encima de la pCO_{2A} (~408 µatm), por lo que el sitio de estudio está siendo una fuente de CO₂ hacia la atmósfera con un flujo promedio de 2.54 mmoles m⁻² d⁻¹.

En septiembre de 2016 las velocidades del viento fueron de 3.6 m s⁻¹ a 5.7 m s⁻¹ del noroeste, esta velocidad y dirección es el principal promotor de las surgencias costeras (Allen, 2002). En 2017 se obtuvo un promedio de 4.1 m s⁻¹. Los valores altos de pCO_{2w}, fueron más altos que la atmosférica, en ambos períodos de muestreo son una evidencia de la presencia de surgencias costeras, aunque relativamente débiles.

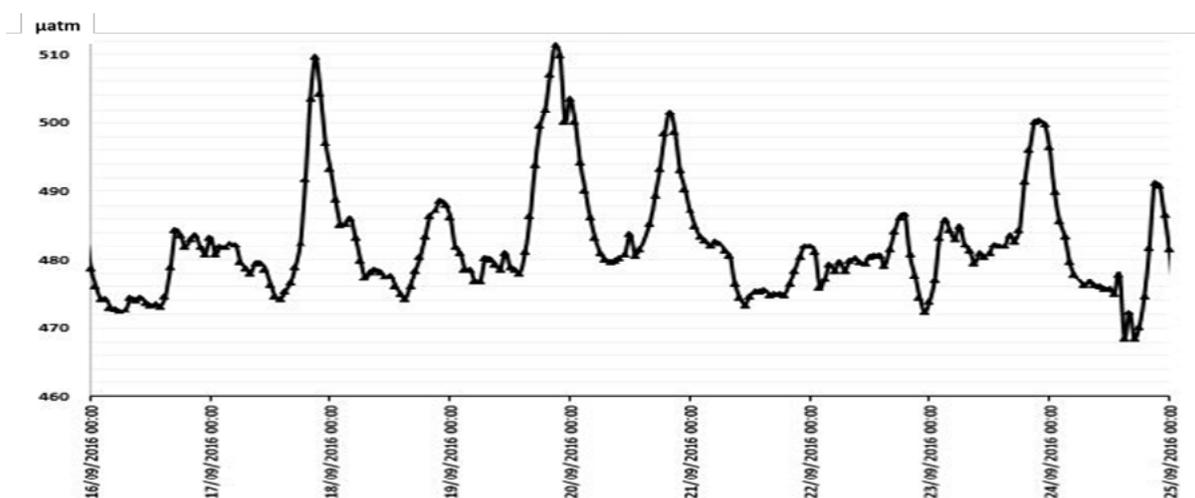


Figura 2. Presión parcial de CO₂ del agua del 15-25 de septiembre de 2016.

En junio-julio de 2017 la pCO_{2w} registró un rango de 411-495 µatm (Fig. 3), con un promedio de 460 µatm. Se apreció una tendencia a disminuir en los últimos días de registro. También se apreció una variación diaria con el total de registros de nuevo mayores a la pCO₂ atmosférica, con el resultado de una emisión de CO₂ hacia la atmósfera, con un ΔpCO₂ promedio positivo de 56 µatm, con un intervalo de 4-87 µatm; similar a los registros de 2016. Sin embargo, en los últimos registros se observó una situación cercana al equilibrio entre la atmósfera y el océano. El flujo de CO₂ presentó un promedio de 2.55 mmoles C m⁻² día⁻¹ y 1.79 mmoles C m⁻² día⁻¹ en septiembre 2016 y junio-julio 2017, respectivamente, ambos con una gran variación diaria (Figura 4).

Los dos valores promedio de FCO₂ registrados en este trabajo, que corresponden a finales de primavera y de verano, son muy bajos comparados con el promedio anual propuesto para todo el golfo y para todo el año por Rodríguez-Ibáñez *et al.* (2013), de 11.8 mmoles C m⁻² d⁻¹, quienes utilizaron un modelo para concluir que en promedio anual el golfo es una fuente de CO₂; sin embargo, si se contara con información en invierno, cuando predominan surgencias intensas, éstos deberían ser mucho mayores a lo reportado por los autores citados.

El pH, en la escala de protones totales, para 2016 tuvo un intervalo de valores de 7.30 y 7.90, mientras que para 2017 los valores mínimo y máximo fueron 7.57 y 8.07, respectivamente, pero los datos son pocos por lo que no se puede describir alguna tendencia.

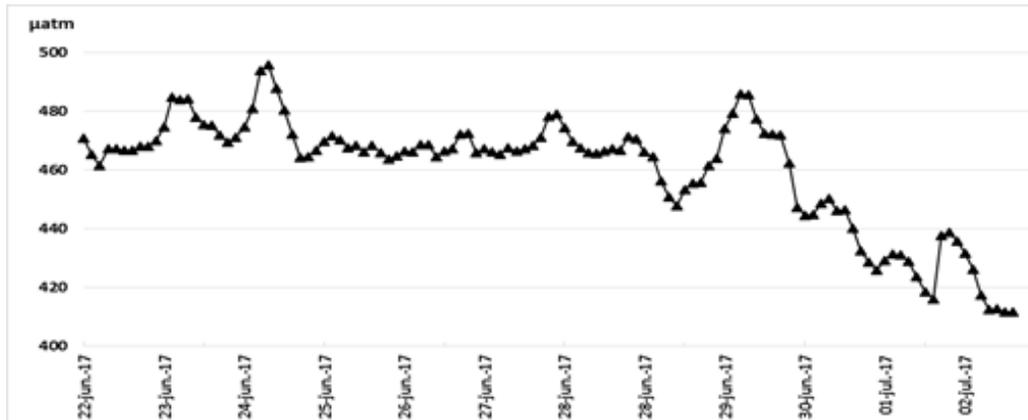


Figura 3. Presión parcial de CO₂ del agua del 22 de junio al 2 de julio del 2017.

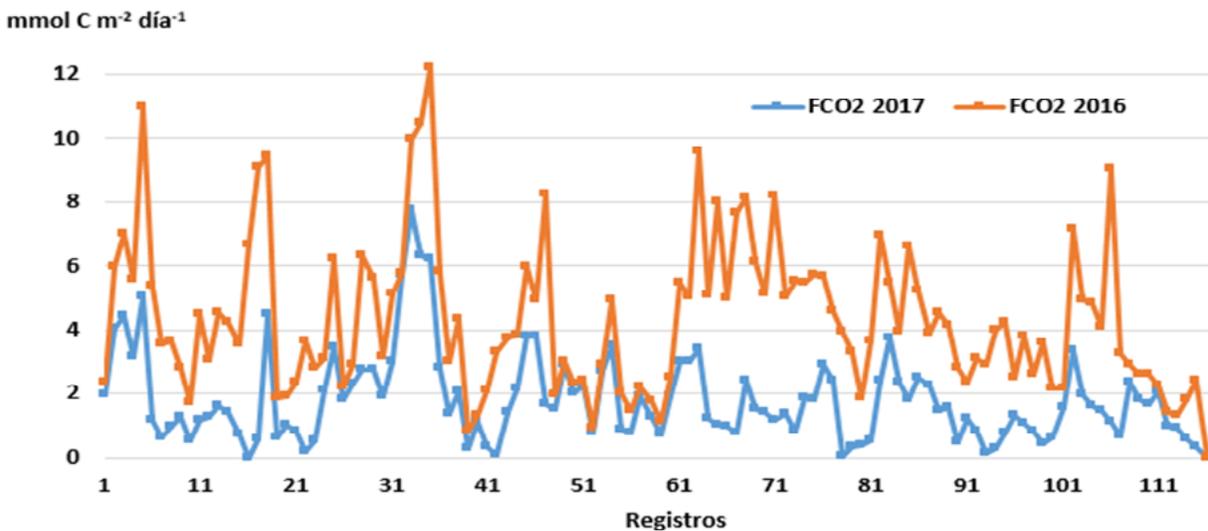


Figura 4. Flujo de CO₂ durante los 10 días de registro de la boya oceanográfica, en naranja el FCO₂ del 15 al 25 de septiembre de 2016, y en azul del 22 de junio al 2 de julio de 2017. En el eje horizontal se detalla el número de registros que son iguales en ambas épocas.

Conclusiones

Los resultados y comparaciones que se muestran complementan los primeros que se registraron en la zona de surgencias frente al norte de Sinaloa mediante una boya oceanográfica (Morales-Urbina *et al.*, 2017). Aunque son pocos días de registros, se presentan interacciones interesantes, como la relación directa y alta entre el viento y el FCO₂, un FCO₂ casi en equilibrio con la atmósfera en 2017 y su alta variabilidad que se puede apreciar a pesar de ser sólo 10 días. Cabe mencionar que el área de estudio es una zona de alta productividad primaria lo cual indica que series de tiempo más largas ayudaría a comprender la relación de la fotosíntesis con la dinámica del carbono, con el apoyo de imágenes de satélite de concentración de clorofila. La zona de estudio se manifestó como una fuente de CO₂ hacia la atmósfera a pesar de no ser épocas de surgencias intensas.

Agradecimientos

A la Secretaría de Marina por el apoyo brindado durante el anclaje de la boya oceanográfica en ambos años. PMU y LFT contaron con beca CONACYT para estudios de maestría y BEIFI por el IPN. LEC tiene beca COFAA y EDI. A los proyectos SIP 20164820 y 20170983, y al proyecto interno CICESE de SAB.

Literatura citada

- Alin, S., S. Siedlecki, B. Hales, J. Mathis, W. Evans, M. Stukel, G. Gaxiola-Castro, J. Hernandez-Ayon, L. Juranek and M. Goni. 2012. Coastal Carbon Synthesis for the Continental Shelf of the North American Pacific Coast (NACP): Preliminary Results. *Ocean Carbon and Biogeochemistry News*. 5. Winter 2012.
- Álvarez-Borrego, S. 2007. Principios generales del ciclo del carbono en el océano. *Carbono en ecosistemas acuáticos de México*. pp. 11-29. *In*: Hernández, de la Torre B. y G. Gaxiola-Castro (eds.). Ensenada, México: INE-SEMARNAT-CICESE.
- Allen, J. 2002. A modeling study of shelf circulation off northern California in the region of the Coastal Ocean Dynamics Experiment. Simulations and comparisons with observations. *Journal of Geophysical Research* 107:3184-3204.
- Borges, A. 2005. Do we have enough pieces of the jigsaw to integrate CO₂ fluxes in the coastal ocean? *Estuaries*, 28:3-27.
- Chávez, F., T. Takahashi, W. Cai, G. Friederich, B. Hales, R. Wanninkhof and R. Feely. 2007. Coastal Oceans. pp 149-156. *In*: King, A. W., L. Dilling, G. P. Zimmerman, D. M. Fairman, R. A. Houghton, G. Marland, A. Z. Rose and T. J. Wilbanks (eds.). *The First State of the Carbon Cycle Report (SOCCR): The North American Carbon Budget and Implications for the Global Carbon Cycle. A Report by the US Climate Change Science Program and the Subcommittee on Global Change Research. National Oceanic and Atmospheric Administration, National Climatic Data Center Asheville, NC.*
- DeGrandpe, M., T. Hammar and C. Wirick. 1998. Short-term pCO₂ and O₂ dynamics in California coastal waters. *Deep-Sea Res. II* 45:1557-1575.
- Gruber, N. 2015. Carbon at the coastal interfaz. *Ocean Biogeochemistry. Nature*. 517:148-149.
- Jiménez-Estrada, M. 2013. Caracterización de las Relaciones Bio-ópticas del Fitoplancton frente al Sistema Lagunar Navachiste, Sinaloa, México. Tesis de Maestría. CIIDIR-Sinaloa. Guasave, México. 53 p.
- Laruelle, G., R. Lauerwald, B. Pfeil and P. Reigner. 2014. Regionalized global budget of the CO₂ exchange at the air-water interface in continental shelf seas. *Global Biogeochem. Cycles* 28:1199-1214.
- Liss, P. and L. Mervilat. 1986. Air-sea gas exchange rates: Introduction and synthesis, *In*: *The Role of Air-Sea Exchange in Geochemical Cycling*, Buat-Menard, P. and D. Reidel (eds.). Norwell Mass.
- Molina-Cruz, A. 1984. Evolución Oceanográfica de la Boca del Golfo de California. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM* 13:95-120.
- Morales-Urbina P., T. L. Espinosa-Carreón, S. Álvarez-Borrego, J. M. Hernández-Ayón, I. Flores-Trejo L y L. L. A. Coronado-Álvarez. 2017. Flujo de CO₂ océano-atmósfera en la zona de surgencias frente al norte de Sinaloa, 4.5 (Ecosistemas acuáticos): 178-183. *In*: Paz, F., R. Torres y A. Velázquez (eds). *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2017. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono, CICESE, UABC. Texcoco. ISBN: 978-607-96490-5-0.*
- Roden, G. and I. Emilson. 1979. Physical oceanography of the Gulf of California. pp 11-23. *In*: Ayala-Castañares, A., F. B. Phleger, R. Schwartzlose y A. Laguarda (Eds.). *El Golfo de California*.
- Rodríguez-Ibáñez, C., S. Álvarez-Borrego, S. G. Marinone and J. R. Lara-Lara. 2013. The Gulf of California is a source of carbon dioxide to the atmosphere. *Ciencias Marinas* 39:137-150.
- Sabine C. L., R. A. Feely, R. M. Key, J. L. Bullister and F. J. Millero. 2002. Distribution of anthropogenic CO₂ in the Pacific Ocean. *Global Biogeochem. Cycles* 16:1083 doi:10.1029/2001GB001639.
- Sutton, A., C. Sabine, S. Maenner-Jones, N. Lawrence-Slavas, C. Meinig, R. Feely and H. Fought. 2014. A high-frequency atmospheric and seawater pCO₂ data set from 14 open-ocean sites using a moored autonomous system. *Earth System Science Data* 6:353-366.
- Takahashi, T., J. Olafsson, D. Goddard, W. Chipman and S. Sutherland. 1993. Seasonal variation of CO₂ and nutrients in the high-latitude surface oceans: a comparative study. *Sutherland. Global Biogeochemical Cycles* 7:843-878.
- Takahashi, T., S. Sutherland, C. Sweeney, A. Poisson, N. Metzl, B. Tilbrook, N. Bates, R. Wanninkhof, R. Feely and C. Sabine. 2002. Global sea-air CO₂ flux based on climatological surface ocean pCO₂, and seasonal biological and temperatura effects. *Deep-Sea Res.* 9:1601-1622.
- Vargas, R., T. Loescher, E. Arredondo, R. Huber-Sannwald, R. Lara-Lara and E. A. Yopez. 2012. Opportunities for advancing carbon cycle science in Mexico: Toward a continental scale understanding, *Environ Sci. Policy*. 21:84-93.
- Wanninkhof, R. 2014. Relationship between wind speed and gas exchange over the ocean revisited. *Limnology Oceanography Journal. Methods* 12:351-362.

4.26 Flujos de CO₂ en un ambiente hipersalino influenciado por la presencia de tapetes microbianos

Valdivieso-Ojeda J. A.¹; Norzagaray-López C. O.¹; Varona-García G.²; Huerta-Díaz M. A.¹; Hernández-Ayón J. M.¹ y Pérez-Aviña V. O.³

¹Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California, Campus Ensenada, Km. 103 Carretera Tijuana-Ensenada, Ensenada 22800, Baja California, México.

²Ingeniería Bioquímica, Facultad de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional.

³Oceanología, Facultad de Ciencias Marinas, Universidad Autónoma de Baja California, Campus Ensenada, Km. 103 Carretera Tijuana-Ensenada, Ensenada 22800, Baja California, México.

Autor para correspondencia: jmartin@uabc.edu.mx

Resumen

El presente estudio tiene por objetivo determinar el flujo de CO₂ durante un ciclo de 24 horas entre la interfase atmósfera-agua-tapete microbiano de un ambiente hipersalino (50<S<55). Demostramos que los tapetes microbianos influyen significativamente en el ciclo de carbono en una escala diaria, presentando cambios en el carbono inorgánico disuelto y alcalinidad total de hasta 1 542 μmol kg⁻¹ y 1 506 μmol kg⁻¹, respectivamente. Los flujos de CO₂ calculados para esta zona de tapetes microbianos oscilaron en un rango de -14.2 a -9.8 mmol m⁻² d⁻¹, y un promedio de -12.6 ± -13.1 mmol m⁻² d⁻¹, lo cual indica que estos ambientes se comportan como sumidero de carbono durante las 24 horas del día.

Palabras clave: *flujos de CO₂; ambiente hipersalino; tapetes microbianos; sumidero de carbono.*

Abstract

The principal goal of this study was to determine the magnitude of the CO₂ fluxes in a 24-hour cycle in a hypersaline environment (50<S<55) influenced by benthic microbial mats. We demonstrate a significant influence of microbial mats on the fluxes of CO₂, showing changes in the dissolved inorganic carbon and the total alkalinity up to 1542 μmol kg⁻¹ and 1506 μmol kg⁻¹, respectively. The fluxes of CO₂ calculated ranged between -14.2 to -9.8 mmol m⁻² d⁻¹, with an average of -12.6 ± -13.1 mmol m⁻² d⁻¹, which indicates that these environments are carbon sinks over the 24-hour cycle.

Key words: *flux of CO₂; hypersaline environment; microbial mats; carbon sink.*

Introducción

La mayoría de los estudios de la dinámica espacial y temporal del carbono inorgánico disuelto (CID) se han realizado en aguas oceánicas (Hernández-Ayón *et al.*, 2013) y algunos ambientes costeros. Sin embargo, los ambientes hipersalinos han sido poco estudiados a excepción de unos cuantos trabajos los cuales se enfocaron principalmente en el estudio del comportamiento del carbono orgánico (COD) e inorgánico (CID) disueltos a través del gradiente de salinidad (Canfield y Des Marais, 1993), y su transferencia de carbono desde los tapetes microbianos hacia el sedimento subyacente (Valdivieso-Ojeda *et al.*, 2017). Los ambientes costeros hipersalinos (ACH) se caracterizan por presentar condiciones que promueven la rápida evaporación, como son poco o nulo intercambio de agua con el océano e intensa incidencia de la luz y del viento, y baja precipitación pluvial. La intensa evaporación puede afectar de manera significativa las propiedades físicas del agua (*e.g.* viscosidad, densidad), lo que tiene un efecto en la solubilidad de las sales y los gases disueltos (*e.g.* O₂, CO₂), inhibiendo la transferencia de gases como el CO₂ desde la atmósfera, al agua hipersalina y eventualmente hacia los

sedimentos. La elevada salinidad inhibe el crecimiento de la mayoría de los organismos permitiendo el desarrollo de una compleja mezcla de microorganismos en la interfase agua-sedimento llamados tapetes microbianos (TM), los cuales son sistemas autosustentables donde ocurre la mayoría de los procesos biogeoquímicos que pueden existir en ecosistemas acuáticos (Canfield y Des Marais, 1993). El principal objetivo de este estudio fue evaluar la presión parcial del CO_2 (pCO_2), y determinar si el ambiente hipersalino de “La Chorera”, es una fuente o sumidero de carbono. Para determinar este objetivo, se evaluó la distribución de la concentración de CID, alcalinidad total (AT), S, pH y oxígeno disuelto (OD), en el agua hipersalina sobreyacente al tapete microbiano y sus variaciones durante un ciclo de 24 horas. Nuestros resultados demuestran que los tapetes microbianos de ambientes hipersalinos secuestran permanentemente y en grandes cantidades el carbono presente en el agua hipersalina sobreyacente. Estos resultados indican que tapetes microbianos de ambientes hipersalinos modernos podrían estar jugando un papel importante como sumideros de carbono que aún no a sido bien cuantificado.

Materiales y Métodos

Área de estudio

La Laguna Costera Bahía de San Quintín (LCSQ) está dividida en dos secciones o brazos: Bahía Falsa (BF) y Bahía San Quintín (BSQ), ambos presentan extensas planicies de marea en las partes más internas con una profundidad promedio de 2 m. En esta región se registran precipitaciones anuales de entre 15 y 120 mm año^{-1} , una tasa de evaporación de 1 400 mm año^{-1} , y la temperatura del agua varía estacionalmente de 11 a 22°C en la boca. En la parte más interna del brazo BF, se localiza una marisma de evaporación en la localidad de “La chorera” la cual presenta condiciones de agua hipersalina ($50 < S < 55\%$). La entrada de agua de mar hacia La chorera (LC) es, principalmente, por efecto de marea a través de la barra de arena que colinda con el Océano Pacífico (Figuras 1A y B). Los tapetes microbianos se desarrollan en el área como pozas, los cuales tienen una distribución a manera de parches y se encuentran rodeados por plantas halófitas vasculares del género *Salicornia* (Figuras 1C y D).

Diseño experimental

En julio de 2017 se llevó a cabo el experimento *in situ* en la localidad LC. En este lugar se instaló un sistema para recolectar muestras de agua hipersalina a 1 y 13 centímetros de profundidad (interfase aire-agua, agua-tapete microbiano, respectivamente), el cual consistió en un montaje de dos mangueras de plástico unidas a un tubo de PVC (Figuras 1D y 1E). Las muestras fueron recolectadas cada 2 horas por 24 horas, con ayuda de una jeringa de plástico e inmediatamente transferidas a frascos de borosilicato, fijadas con 200 μL de una solución saturada de cloruro de mercurio (HgCl_2), y finalmente selladas hasta su procesamiento en laboratorio, con el fin de determinar las variables del sistema del carbono (*i.e.*, CID, AT, pH, pCO_2).

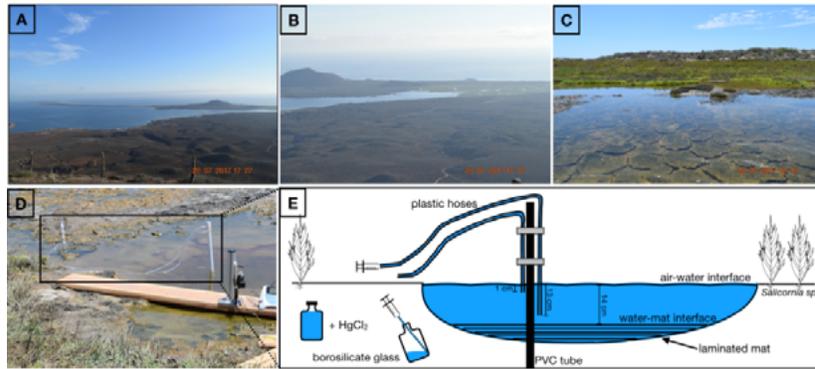


Figura 1. Fotografías del sitio (A, B y C), y diagrama del sistema para la recolección de las muestras de agua (D, E).

Determinación y análisis de las variables del sistema del CO_2

A las muestras de agua hipersalina se les determinaron: (1) la concentración de CID ($\mu\text{mol kg}^{-1}$) utilizando un sistema infrarrojo (IRGA; LI-7000 $\text{CO}_2/\text{H}_2\text{O}$ Gas Analyzer, LI-COR, NE) acoplado una jeringa de precisión (Klohen, IMI Norgren, CO). (2) La AT ($\mu\text{mol kg}^{-1}$) fue determinada con un sistema de titulación en celda abierta de acuerdo a la técnica descrita por Hernández-Ayón *et al.* (1999). Se utilizó material de referencia certificado (CRM, A.G. Dickson; Scripps-UCSD, CA) para determinar la exactitud de las mediciones tanto de CID como de AT, la cual fue de $\pm 3 \mu\text{mol kg}^{-1}$. La temperatura durante las 24 horas de duración del experimento, se determinó con un sensor Go Wireless Temp, marca Vernier, con precisión de 0.5°C . Finalmente, a las muestras se les determinó la salinidad utilizando un salinómetro (± 0.1 ups; 3 200 Conductivity Instrument, YSI, OH). Con el propósito de remover los efectos de la evaporación de agua de mar sobre los parámetros del CO_2 , los valores de las concentraciones de las series de tiempo de CID y AT fueron normalizadas utilizando una salinidad promedio de 55 ups. Una vez normalizadas las concentraciones de CID y AT (nCID y nAT), fue posible calcular el pH (NBS) y la presión parcial del CO_2 (pCO_2 ; μatm) de acuerdo con la rutina desarrollada en el software CO_2sys (Lewis *et al.*, 1998). Para lo cual fueron utilizadas las constantes de disociación del sistema de los carbonatos propuestas por Millero (2010), las cuales fueron determinadas para un rango máximo de salinidad de 50 ups. Por último, Los flujos de CO_2 (FCO_2 ; $\text{mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$) se calcularon utilizando la ecuación propuesta por Wanninkhof y McGillis (1999). El valor de $\text{pCO}_2 \text{ atm}$ fue definido como el promedio mensual de pCO_2 en la atmósfera durante julio de 2017 de $407 \mu\text{atm}$ (Keeling *et al.*, 2001). La velocidad de viento (promedio de 5.5 m s^{-1} a 10 m sobre el nivel del mar) fue obtenida de la plataforma Copernicus (*Global Ocean Daily 12 km Gridded Sea Surface Winds*) para los días del experimento.

Resultados y Discusión

nCID y nAT en el agua hipersalina

Durante el experimento observamos un ligero incremento de la salinidad de 52.8 a 57.3 ups a una razón aproximada de 0.19 ups h^{-1} . Los mayores cambios en salinidad, temperatura del aire (22.5°C) y agua (34°C), irradiancia (800 a $1\,000 \text{ W m}^{-2}$), e intensidad del viento (30 m s^{-1}), ocurrieron entre las 16 y 18 horas. Estas características sugieren que los procesos que determinarán el comportamiento de los ciclos biogeoquímicos de los elementos (e.g. especies químicas del carbono, metales traza) en este ambiente particular, estarán fuertemente influenciados por la presencia de los tapetes microbianos bentónicos debido a la somera columna de agua que los cubre (14 cm; Figura 1E).

El aumento en salinidad representó un incremento muy pequeño de 0.2 a 11.9% en el nCID. La razón del incremento en la concentración de $117 \mu\text{mol kg}^{-1} \text{h}^{-1}$, representa la acumulación de la señal de respiración durante la noche (*i.e.* liberación de CO_2 gas), cuando la actividad fotosintética disminuye rápidamente hasta detenerse antes del amanecer. Durante el día, después del momento de mayor radiación (medio día; Figura 2A) las concentraciones de nDIC disminuyen a una razón de $221 \mu\text{mol kg}^{-1} \text{h}^{-1}$ hasta alcanzar valores tan bajos como $1,350$ y $963 \mu\text{mol kg}^{-1}$, a las 16 y 18 horas, respectivamente (final del experimento; Figura 2A). Los valores de nTA mostraron un incremento muy pequeño de 0.2 a 5.1%. Apartir de las 20 h ($2,024 \mu\text{mol kg}^{-1}$), la nTA se incrementó a una razón de $110 \mu\text{mol kg}^{-1} \text{h}^{-1}$ durante la noche hasta alcanzar las concentraciones más elevadas a las 10 y 12 h ($3,396$ y $3,495 \mu\text{mol kg}^{-1}$, respectivamente; Figura 2A). Sin embargo, durante el día la razón de consumo ($155 \mu\text{mol kg}^{-1} \text{h}^{-1}$) fue 1.4 veces mayor que la de liberación, por lo que la diferencia entre ambas tasas indica un mayor consumo nTA ($\Delta n\text{TA}_{\text{day-night}} = -45 \mu\text{mol kg}^{-1} \text{h}^{-1}$). Esta disminución está directamente influenciada debido al intenso requerimiento de carbono lábil para sostener la elevada producción de oxígeno por fotosíntesis a través de la cual se utilizará gran parte del carbono presente en el agua hipersalina para llevar a cabo su fijación. En general, la suma de procesos que tienden a consumir carbono inorgánico durante el día (*e.g.* fotosíntesis oxigénica) mostraron una tasa de aproximadamente el doble (1.9 veces mayor) comparadas con la suma de los procesos que liberan carbono ($\Delta n\text{DIC}_{\text{day-night}} = -104 \mu\text{mol kg}^{-1} \text{h}^{-1}$), por lo que la fijación de carbono es predominante en estos sistemas hipersalinos influenciados por tapetes microbianos.

Intercambio de CO_2 en la interfase agua-atmósfera ($p\text{CO}_2$ y FCO_2)

La fluctuación diurna de la $p\text{CO}_2$ (Figura 2B) se mostró una forma similar al nDIC y nTA, sin embargo, siempre se mantuvo por debajo del valor de la de la atmósfera ($p\text{CO}_2_{\text{atmósfera}}$), alcanzando un valor mínimo de $3.3 \mu\text{atm}$ durante el día (18 h) y un máximo de $113 \mu\text{atm}$ durante la mañana (10 h). Los flujos de CO_2 calculados para el agua hipersalina y los tapetes microbianos en este trabajo son intensos ($-12.6 \pm 13.1 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$; Figura 2B).

El signo negativo indica que este ambiente hipersalino, y probablemente otros ambientes similares, se comporta como sumidero neto carbono. Sin embargo, se encuentran dentro del mismo orden de magnitud que los flujos de otros ambientes marinos costeros como, por ejemplo, arrecifes de coral, zonas de surgencias o estuarios. Por ejemplo, arrecifes coralinos donde los controles biológicos dominan (como atolones y lagunas arrecifales), se comportan como fuentes de CO_2 hacia la atmósfera (valores de FCO_2 positivos). Esto se observa como una diferencia diurna de $+25$ y $+48 \mu\text{atm}$ entre la $p\text{CO}_2$ del aguas costeras y el agua dentro de las lagunas, con un alto tiempo de residencia para acumular CO_2 (arrecifes de Palau y Majuro; Suzuki y Kawahata, 1999), entre $+1.7$ y $+9.7 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ en arrecifes de la Bahía Bora, Japón (Gattuso y Frankignoulle, 1998), y $+11.4 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ en arrecifes de Cabo Pulmo, México (Norzagaray *et al.*, 2017). En ambientes costeros como la LCBSQ, la $p\text{CO}_2$ es controlada estacionalmente por procesos biológicos con flujos positivos de $+5.3$ hasta $+15.1 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, por lo que es fuente de CO_2 hacia la atmósfera. Sin embargo, en presencia de tapetes microbianos el FCO_2 es totalmente opuesto (Figura 2B).

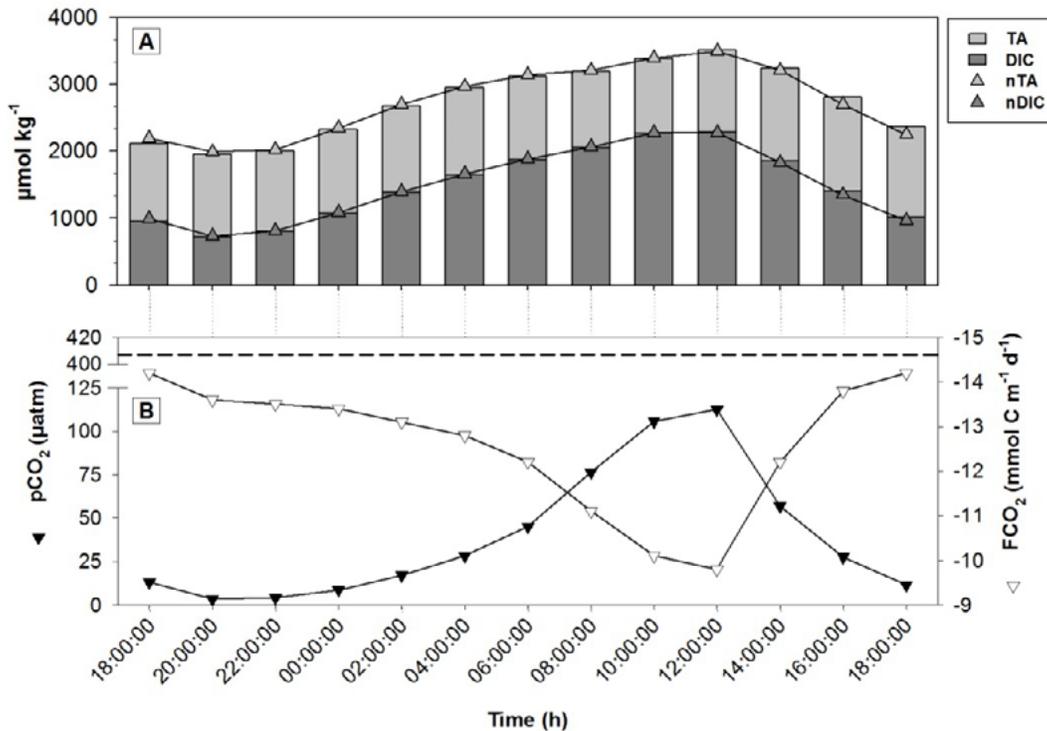


Figura 2. Series de tiempo de 24 horas de las variables del sistema del carbono determinadas en el agua hipersalina sobreyacente a los tapetes microbianos del sitio La Chorera, San Quintín. En (A) se observan los valores determinados de DIC y TA (barras), así como esos valores normalizados por la salinidad; nDIC, nTA (triángulos). En (B) se muestran los flujos de CO_2 (FCO_2 ; triángulos blancos) y la presión parcial del CO_2 (pCO_2 ; triángulos negros). La línea discontinua horizontal representa el promedio mensual de la pCO_2 en la atmósfera durante julio de 2017 (407 μatm ; Keeling *et al.*, 2001).

Conclusiones

La pCO_2 del agua hipersalina de LC osciló entre 3.3 μatm durante el día y un máximo de 113 μatm durante la mañana, y siempre se observó muy por debajo de la pCO_2 de la atmósfera actual (407 μatm ; Keeling *et al.*, 2001). Esta es una clara evidencia de la formación de un gradiente de pCO_2 , desde la atmósfera hacia el agua hipersalina, debido al inmenso requerimiento de carbono para llevar a cabo la fotosíntesis oxigénica en la superficie del tapete microbiano (hasta 1000 $\mu\text{M min}^{-1}$; Canfield y Des Marais, 1993). Los FCO_2 calculados en el agua hipersalina influenciada por la presencia de tapetes microbianos, oscilaron en un rango de -14.2 a -9.8 $\text{mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$, y un promedio de $-12.6 \pm -13.1 \text{ mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$, lo cual indica que estos ambientes se comportan como sumidero neto de carbono durante las 24 horas del día. Nuestros resultados indican que los ambientes hipersalinos modernos, pudieran comportarse como sumideros de carbono aún no cuantificados.

Literatura citada

- Canfield, D. E. and D. J. Des Marais. 1993. Biogeochemical cycles of carbon, sulfur, and free oxygen in a microbial mat. *Geochim et Cosmochim Acta* 57:3971-3984.
- Millero, F. J., T. B. Graham, F. Huang, H. Bustos-Serrano and D. Pierrot. 2010. Dissociation constants of carbonic acid in seawater as a function of salinity and temperature. *Mar Chem.* 100:80-94.
- Gattuso, J. P. and M. Frankignoulle. 1998. Carbonate chemistry in Bora Bay (Miyako Island, Japan) and carbon cycling in Okinawan reefs. *Proceedings of the International Workshop on CO_2 Cycling and Metabolism in Coral Reefs*, 19-20 November 1998, Kyoto (Japan).
- Hernández-Ayón, J. M., S. L. Belli and A. Zirino. 1999. pH, alkalinity and total CO_2 in coastal seawater by potentiometric titration with a difference derivative readout. *Analytica Chimica Acta* 394:101-108.

- Hernández-Ayón, J. M., C. Chapa-Balcorta, F. Delgadillo-Hinojosa, V. F. Camacho-Ibar, M. A. Huerta-Díaz, E. Santamaría-del-Angel, S. Galindo-Bect and J. A. Segovia-Zavala. 2013. Dynamics of dissolved inorganic carbon in the Midriff Islands region of the Gulf of California: Influence of water masses. *Ciencias Marinas* 39:183-201.
- Keeling, C. D., S. C. Piper, R. B. Bacastow, M. Wahlen, T. P. Whorf, M. Heimann and H. A. Meijer. 2005. Exchanges of atmospheric CO₂ and ¹³CO₂ with the terrestrial biosphere and oceans from 1978 to 2000. I. Global aspects, SIO Reference Series, No. 01-06, Scripps Institution of Oceanography, San Diego. 88 p.
- Lewis, E., D. Wallace and L. J. Allison. 1998. Program developed for CO₂ system calculations. Carbon Dioxide Information Analysis Center, managed by Lockheed Martin Energy Research Corporation for the US Department of Energy Tennessee.
- Norzagaray-Lopez, C. O., J. M. Hernandez-Ayon, L. E. Calderon Aguilera, H. Reyes-Bonilla, C. Chapa-Balcorta and A. Ayala-Bocos. 2017. Aragonite saturation and pH variation in a fringing reef are strongly influenced by oceanic conditions. *Limnol. and Oceanogr.* doi: 10.1002/lno.10571.
- Suzuki, A. and H. Kawahata. 1999. Partial Pressure of Carbon Dioxide in Coral Reef Lagoon. *Journal of Oceanography* 55:731-745.
- Valdivieso-Ojeda, J. A., C. O. Norzagaray-López, M. A. Huerta-Díaz, J. M. Hernández-Ayón y F. Delgadillo-Hinojosa. 2017. Lagunas costeras hipersalinas de la Península de Baja California: Un potencial repositorio de carbono no cuantificado. *In: Paz-Pellat, F. y R. Torres-Alamilla (eds.) Estado actual del conocimiento del ciclo del carbono y sus interacciones en México: Síntesis a 2017.* Ensenada, Baja California, México 656 p.
- Wanninkhof, R. and W. R. McGillis. 1999. A cubic relationship between air-sea CO₂ exchange and wind speed. *Geophysical Reserach Letters* 26:1889-1892.



4.27 Influencia de la cuenca hidrográfica en las propiedades ópticas del agua, costa de Nayarit

Romero-Rodríguez Deisy A.¹ y Cepeda-Morales Jushiro A.¹

¹Posgrado en Ciencias Biológico Agropecuarias, Laboratorio de Percepción Remota Satelital de Ecosistemas Costeros y Oceánicos-PERSEO. Centro Nayarita de Innovación y Transferencia de Tecnología. Ciudad de la Cultura Amado Nervo, C.P.: 63150, Tepic, Nayarit, México.

Autor para correspondencia: dalejandra86@gmail.com

Resumen

Identificar los factores que regulan la producción de los ecosistemas marinos es importante en la estabilidad del clima global. Para evaluar la variabilidad espacial y temporal de las propiedades ópticas del agua costera frente a Nayarit, se procesaron 4 745 imágenes diarias MODIS de color del océano con una resolución espacial de 1 km durante los años 2003-2015. Se examinó la serie del caudal del río Santiago para identificar su asociación con el cambio en las propiedades ópticas del agua. El promedio histórico de la clorofila satelital registró valores mayores a 5 mg.m^{-3} frente a la costa Nayarita. Las mayores concentraciones de sedimentos del río, representadas en la reflectancia espectral del agua a los 555 nm, alcanzaron una extensión de 10 km desde la desembocadura del río. En la actualidad se registra una disminución del 47% del caudal histórico del río Santiago, lo cual se ve reflejado en la disminución de la concentración de clorofila durante los últimos años. Estos resultados sugieren que la alteración del flujo del río Santiago, representada en la construcción de más de tres represas, ha disminuido la productividad marina costera pudiendo alterar, no solo la producción pesquera de la región, sino la estabilidad de los humedales RAMSAR a los que aporta sedimentos.

Palabras clave: *sensores remotos; clorofila; sedimentos suspendidos; caudal; procesos costeros.*

Abstract

To identify the factors that regulate the primary production on marine ecosystems is important in the global climate. To evaluate temporal and spatial variability of optical properties of the coastal water in front of Nayarit, 4 745 daily images MODIS of ocean color by a spatial resolution of 1 km during the years 2003-2015, were processed. The time series of Santiago river discharge was reviewed to identify its association with the change in the water optical properties. The historical average of chlorophyll satelital was larger than 5 mg.m^{-3} on Nayarit coast. The major river sediments concentration, represented in the spectral reflectance of the water to the 555 nm, reached an extension of 10 km from river mouth. Currently, Santiago river discharge is 47% less that its historical average, this situation is observed in the decrease of chlorophyll concentration in the last years. These results suggest that the alteration of river discharge, has decreased the marine productivity, altering not only the fishery, but also the stability of the wetlands RAMSAR to which it contributes sediments.

Key words: *remote sensing; chlorophyll; suspended sediments; discharge; coastal processes.*

Introducción

La zona litoral es un ambiente altamente dinámico debido a la conjugación de factores geológicos, oceanográficos, meteorológicos y antropogénicos (Storlazzi y Jaffe, 2008). Esta conjugación de factores genera alta concentración de material particulado, de la cual una importante cantidad ingresa al

sistema a través de las desembocaduras de los ríos (Fabricius, 2005). Los sedimentos finos son transportados por las corrientes costeras a decenas o cientos de kilómetros de distancia desde las desembocaduras.

Este material participa en procesos naturales como los cambios en la línea de costa, el intercambio de nutrientes y de sedimentos ricos en materia orgánica, la distribución de las especies marinas, la producción y exportación biológica del carbono y causa alteración de las propiedades ópticas del agua o turbidez. Mientras que, la alteración del flujo modifica la capacidad de recuperación de los ecosistemas de interfase tierra-mar como los bosques de manglar, las lagunas costeras, marismas y otros (Macdonald *et al.*, 2013). Las alteraciones en las descargas están asociadas al desarrollo urbano, la construcción de represas, la deforestación, los dragados, las descargas desde cuencas adyacentes, entre otras actividades.

Los ecosistemas marinos almacenan una importante cantidad de carbono inorgánico, por lo que la producción marina juega un papel importante en la estabilidad del clima global, y los factores que la regulan son de alto interés social (Mackenzie *et al.*, 1993).

Debido a la alta variabilidad espacial y temporal de una pluma de turbidez es difícil encontrar series de tiempo de alta frecuencia con datos *in situ*. Las tecnologías de percepción remota pueden proporcionar la ventana sinóptica necesaria para la caracterización de los ecosistemas marinos a través de una mejor resolución espacial y temporal de los datos. Un producto satelital utilizado para el estudio de las plumas de ríos en zonas costeras es la reflectancia en la longitud de onda 555 nm, región espectral del verde-amarillo. Esta reflectancia es sensible a la concentración de sedimentos suspendidos en la capa más superficial del océano y se encuentra menos influenciada por la señal de la materia orgánica y la clorofila (Chen *et al.*, 2010; Miller y McKee, 2004).

El objetivo del presente estudio fue evaluar la variabilidad espacial y temporal de las propiedades ópticas del agua costera y su asociación con las descargas del río Santiago.

Materiales y Métodos

Área de estudio

La investigación se ubicó en el océano Pacífico Oriental Tropical (POT) y comprende la cuenca del río Santiago. El río Santiago se encuentra en la costa centro occidental del Pacífico mexicano y comprende desde el norte de la costa de Sinaloa hasta el sur del estado de Nayarit. En el estado de Nayarit se encuentran ubicados humedales de importancia internacional sitios RAMSAR (Figura 1 A). El ecosistema Marismas Nacionales está formado por un complejo de lagunas costeras de agua salobre, manglares y pantanos, funciona como corredor biológico. Al sur del delta del río Santiago, se ubica el sitio Ramsar La Tovar. En este sector, se mezcla el agua continental y oceánica por medio de las mareas de tipo mixto. Esto permite la entrada y salida de organismos y propicia la exportación de nutrientes desde las aguas costeras al mar abierto. Frente a la costa de Nayarit se ubica el Parque Nacional Isla Isabel, la cual cuenta con 11.58 ha de cobertura coralina y cuenta con un importante ensamblaje de peces arrecifales (Galván-Villa *et al.*, 2010).

En el POT se presenta influencia del sistema de circulación general del Pacífico Nororiental (Godínez *et al.*, 2010; Kessler, 2006;) y hace parte de las regiones más productivas del planeta (Carr y Kearns, 2003; López-Sandoval *et al.*, 2009). La costa de Nayarit forma parte de la zona de entrada del Golfo de California, donde los vientos tienen un comportamiento marcadamente estacional. En otoño, invierno y primavera el viento sopla de Noroeste (NO) con una velocidad promedio de 8 a 12 ms^{-1} . Mientras que en verano el viento viene de dirección Sureste (SE) con una velocidad media menor o igual a 5 ms^{-1} . Este patrón de vientos genera una surgencia hacia el lado costero en la época de invierno (Lavín y Marinone, 2003).

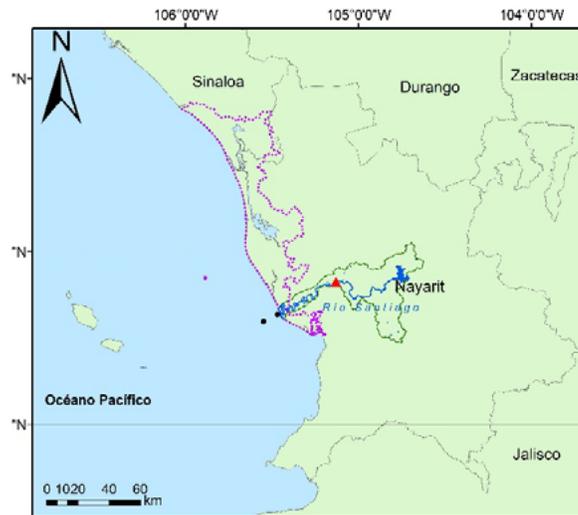


Figura 1. A) Localización del área de estudio. El triángulo rojo señala la estación 12496 de CONAGUA. La línea de color morado señala los sitios RAMSAR del estado de Nayarit. Los puntos negros indican el tramo del que se extrajeron las series de tiempo. La línea verde señala la microcuenca del río.

Materiales y Métodos

Para el área de estudio se obtuvo 13 años de información satelital desde enero de 2003 hasta diciembre de 2015 de la clorofila-a satelital ($\text{Chl-}\alpha$) y la reflectancia espectral satelital (R_{rs}) en la longitud de onda 555 nm con una resolución espacial de 1 km. Los datos fueron obtenidos desde el producto L2 en la página oficial del Ocean Color (<https://oceancolor.gsfc.nasa.gov/>) del sensor MODIS-Aqua (Hu *et al.*, 2012). El campo promedio histórico y el campo promedio anual de ambas variables fueron calculados a partir de los datos diarios. Fue calculado el ciclo anual para los datos de reflectancia. Se extrajo la serie de tiempo de las variables para los pixeles de los primeros 10 km desde la desembocadura del río Santiago.

De la página de la Comisión Nacional del Agua se obtuvieron los datos de caudal de la estación 12496, la cual tiene datos en la ventana de tiempo de 1956 a 2014. Esta estación hidrométrica está ubicada cerca de la desembocadura del río Santiago, 50 km tierra adentro, donde el río entra a la planicie costera antes de desembocar al mar (CONAGUA, 2012).

Resultados y Discusión

Variabilidad espacial de la clorofila- α y la reflectancia satelital

El campo promedio de la $\text{Chl-}\alpha$ presentó un máximo espacial al este de la región de estudio. Este máximo costero tuvo valores mayores a $5 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ hasta aproximadamente 10 km fuera de la costa Nayarita. Las altas concentraciones se distribuyeron paralelas a la línea de costa. Al oeste de la cuenca se identificó una región de menores concentraciones de $\text{Chl-}\alpha$ ($<0.8 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$), la cual corresponde con la transición hacia la zona de condiciones oceánicas oligotróficas típicas de aguas abiertas (Figura 2 a). Estos resultados corresponden con los descritos anteriormente para la región. López-Sandoval *et al.* (2009), evidenciaron la presencia de una surgencia costera en los primeros 60 km de la plataforma continental e indicaron que la biomasa del fitoplancton fue hasta dos veces mayor que en la porción oceánica.

La reflectancia del agua costera a 555 nm tuvo un máximo espacial en el borde costero entre 21.5° y 22° N , con valores mayores a 0.006 sr^{-1} (Figura 2 B). Al sur del máximo espacial se identificaron valores intermedios de reflectancia, con una variación paralela a la costa, con promedio de 0.003 sr^{-1} .

Los valores altos e intermedios de reflectancia se localizaron hasta 20 km fuera de la costa. Estos valores están entre los encontrados en otros trabajos de plumas de río. Por ejemplo, Toole y Siegel (2001) reportaron valores entre 0.003 y 0.012 sr^{-1} para la pluma del río Santa Clara al sur de California.

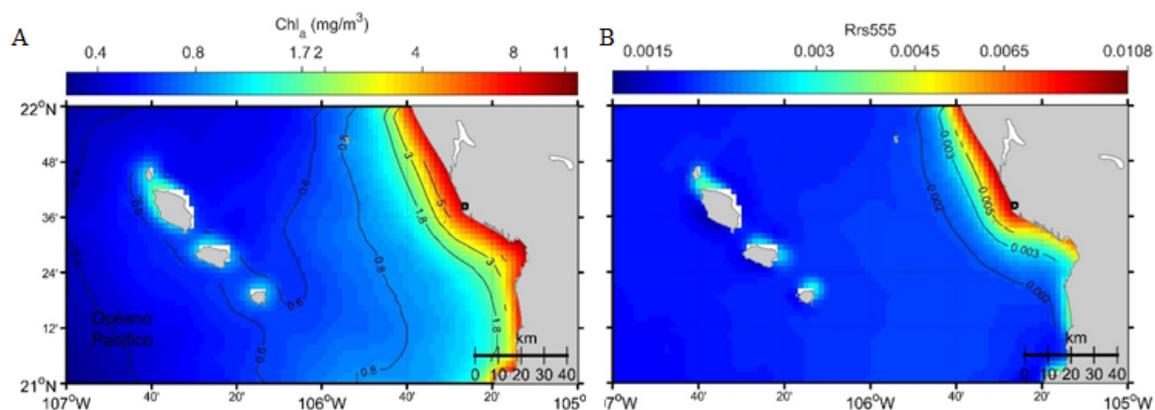


Figura 2. Campo promedio de clorofila- α y reflectancia del agua en la longitud de onda de 555 nm.

El régimen hidrológico del río Santiago es unimodal, con un periodo de altas descargas que inicia en el mes de julio y se prolonga hasta octubre y una época bajas descargas entre noviembre y junio (Figura 3). Muñoz-Salinas y Castillo (2013) indican que las descargas del río están controladas por la estacionalidad de la precipitación en la zona y a su vez, el régimen de lluvias es modulado por la Zona de Convergencia Intertropical. El caudal promedio del río Santiago ha variado a lo largo del tiempo, debido a las intervenciones tras la construcción de represas. El caudal promedio desde el año 2007 hasta el 2014 fue de $123 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, el cual representa una disminución del 47% de su caudal histórico desde 1956 (Figura 3). Con datos de la misma estación, los autores ya mencionados indican que el caudal del río entre los años 1956–2006 fue de $216 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

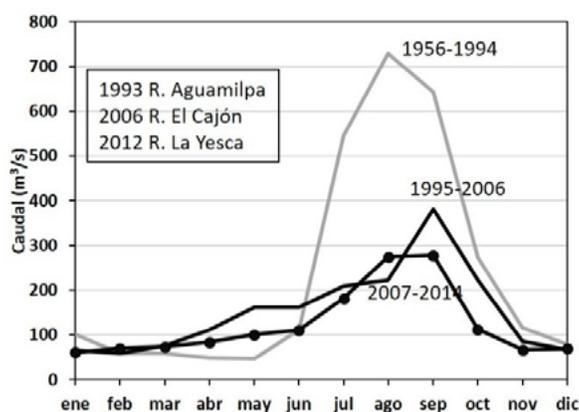


Figura 3. Caudal del río Santiago en la estación 12496 de la Comisión Nacional del Agua, (1956-2014). Se indican los años en los cuales se construyó una represa.

Variabilidad estacional

Se observaron menores valores de Rrs (555 nm) desde el mes de noviembre hasta el mes de febrero (0.002 sr^{-1} promedio) (Figura 4). A partir del mes de marzo, hubo un incremento en la reflectancia desde el suroriente del área de interés, probablemente asociada a la surgencia costera frente a Cabo

Corrientes, la cual es máxima en primavera (López-Sandoval *et al.*, 2009). Este incremento se desplazó desde los 21° N en el mes de marzo hasta los 22.3° N en el mes de mayo. Durante los meses de junio y julio la carga de sedimentos estuvo contenida en su mayoría hacia el borde costero, hasta los meses de agosto y septiembre, en los que se identifica un incremento en la reflectancia del agua, coincidiendo con los meses de mayor descarga de caudal. La acumulación de las aguas turbias hacia el borde costero, puede ser asociado al régimen de vientos con dirección al sur. La extensión de la pluma en los meses de agosto y septiembre coincide con la descripción hecha por Martínez-Flores *et al.* (2011), quienes identificaron una pluma de sedimentos hasta más de 200 km fuera de la costa.

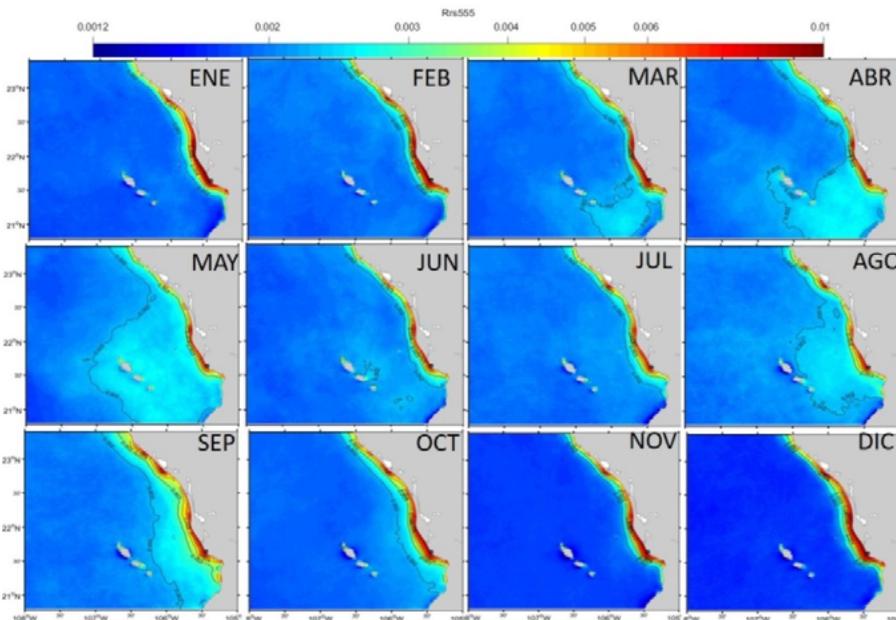


Figura 4. Ciclo anual de la reflectancia a 555 nm.

La serie de tiempo de las variables Caudal, Reflectancia y Clorofila se muestra en la Figura 5. Se identifica una coincidencia de los picos máximos de caudal y de reflectancia. La construcción de la represa La Yesca en el año 2012 disminuyó en un 35% el caudal del río. Entre los años 2003-2011, la máxima reflectancia del agua asociada a la concentración de sedimentos osciló entre 0.007 y 0.009 sr^{-1} y después del año 2012, la reflectancia osciló entre 0.006 y 0.007. Asimismo, la concentración de clorofila disminuyó de valores máximos promedio de 7.5 a 6 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ en los últimos tres años.

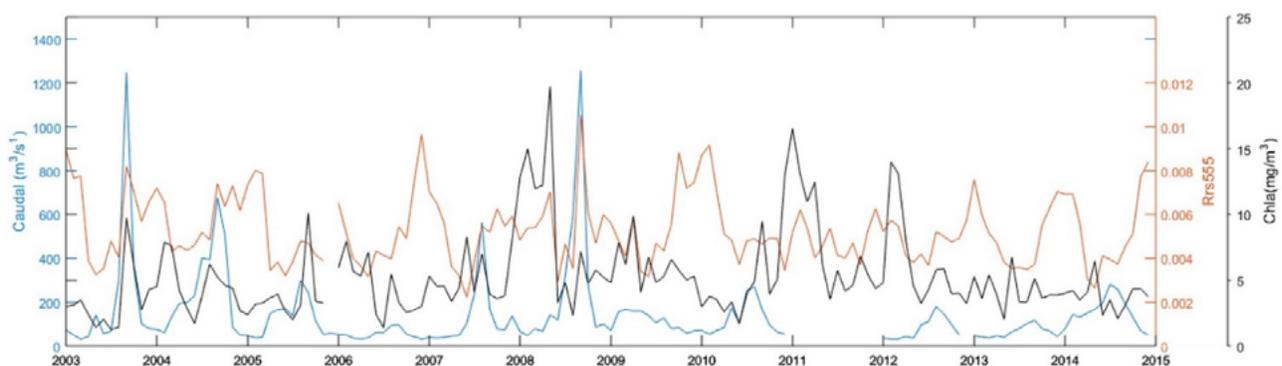


Figura 5. Serie de tiempo del caudal del río Santiago, la reflectancia del agua y la concentración de clorofila entre los años 2003-2015.

Conclusiones

Los resultados indican que el represamiento del río Santiago ha hecho que éste pierda su papel fertilizador de las aguas costeras de Nayarit. Debido a la disminución en el caudal, no incrementa la exportación de producción primaria y por tanto es probable que disminuya la producción de los recursos pesqueros. En los datos se registra una disminución en la intensidad y extensión de la pluma del río. La dinámica en la zona costera sugiere la pertinencia de estudios integradores que consideren la extensión entre la cuenca hidrográfica y la zona litoral como una unidad fundamental en el estudio de zonas costeras. Es importante tener en cuenta que la disminución del caudal también incrementa el dominio del mar sobre el río, lo cual genera un impacto en los ecosistemas salobres.

Agradecimientos

A los integrantes del Laboratorio de Percepción Remota Satelital de Ecosistemas Costeros y Oceánicos (Perseo) por el apoyo en el procesamiento de las imágenes satelitales.

Literatura citada

- Carr, M. E. and E. J. Kearns. 2003. Production regimes in four Eastern Boundary Current systems. *Deep Sea Res* 50:3199-3221.
- Cepeda-Morales, J. C., F. H. Vásquez, J. R. Caicedo, C. R. Bañuelos, E. I. Díaz y O. H. Almeida. 2017. Variabilidad estacional de clorofila y temperatura superficial del mar satelital en la plataforma continental de Nayarit, México. *Revista Bio Ciencias* 4:1-17 DOI: <https://doi.org/10.15741/revbio.04.06.07>
- Chen, Z., C. Hu, F. E. Muller-Karger and M. E. Luther. 2010. Short-term variability of suspended sediment and phytoplankton in Tampa Bay, Florida: observations from a coastal oceanographic tower and ocean color satellites. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 89:62-72. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jecss.2010.05.014>.
- CONAGUA (Comisión Nacional del Agua). 2012. Banco Nacional de datos de aguas superficiales (BANDAS). México <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Contenido/Documentos/Portada%20BANDAS.htm> (Consulta: abril 4, 2018).
- Fabricius, K. E. 2005. Effects of terrestrial runoff on the ecology of corals and coral reefs: Review and synthesis. *Marine Pollution Bulletin* 50: 125-146 doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.11.028
- Galván-Villa, C. M., J. L. Arreola-Robles, E. Ríos-Jara y F. A. Rodríguez-Zaragoza. 2010. Ensamblajes de peces arrecifales y su relación con el hábitat bentónico de la Isla Isabel, Nayarit, México. *Revista de biología marina y oceanografía* 45:311-324.
- Godínez, V. M., E. Beier, M. F. Lavín and J. A. Kurczyn. 2010. Circulation at the entrance of the Gulf of California from satellite altimeter and hydrographic observations. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 115:1-15 doi.org/10.1029/2009JC005705.
- Kessler, W. S. 2006. The circulation of the eastern tropical Pacific: A review. *Progress in Oceanography* 69:181-217 doi.org/10.1016/j.pocean.2006.03.009.
- Lahet, F., P. Forget and S. Ouillon. 2001. Application of a colour classification method to quantify the constituents of coastal waters from in situ reflectances sampled at satellite sensor wavebands. *International Journal of Remote Sensing* 22:909-914 dx.doi.org/10.1080/01431160051060444.
- Lavín, M. F. and S. G. Marinone. 2003. An overview of the physical oceanography of the Gulf of California. *Nonlinear Processes in Geophysical Fluid Dynamics* 173-204doi.org/10.1029/RG021i005p01105
- López-Sandoval, D. C., J. R. Lara-Lara, M. F. Lavín, S. Álvarez-Borrego and G. Gaxiola-Castro. 2009. Primary productivity in the eastern tropical Pacific off Cabo Corrientes, Mexico. *Ciencias Marinas*, 35:169-182.
- Macdonald, R. K., P. V. Ridd, J. C. Whinney, P. Larcombe and D.T. Neil. 2013. Towards environmental management of water turbidity within open coastal waters of the Great Barrier Reef. *Marine Pollution Bulletin* 74:82-94 doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.07.026.
- Mackenzie, F. T., L. M. Ver, C. Sabine, M. Lane and A. Lerman. 1993. C, N, P, S global biogeochemical cycles and modeling of global change. Springer-Verlag. In: Wollast, R, F. T. Mackenzie and L. Chou (eds.) *Interactions of C, N, P and S, Biogeochemical Cycles and Global Change* 14: 1-61.
- Martínez-Flores, G., E. N. Sánchez y O. Zaitzev. 2011. Teledetección de plumas de material suspendido influenciadas por escorrentía en el sur del Golfo de California. *CICIMAR Oceánides*, 26:95-102.
- Miller, R. L. and B. A. McKee. 2004. Using MODIS Terra 250 m imagery to map concentrations of total suspended matter in coastal waters. *Remote Sensing of Environment*. 93:259-266 dx.doi.org/10.1016/j.rse.2004.07.012.
- Muñoz-Salinas, E. and M. Castillo. 2013. Sediment and water discharge assessment on Santiago and Pánuco Rivers (central Mexico): the importance of topographic and climatic factors. *Geografiska Annaler: Series A, Physical Geography* 95:171-183 doi.org/10.1111/geoa.12007.
- Storlazzi, C. D. and B. E. Jaffe. 2008. The relative contribution of processes driving variability in flow, shear, and turbidity over a fringing coral reef: West Maui, Hawaii. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 77:549-564 doi.org/10.1016/j.jecss.2007.10.012
- Toole, D. A., and D. A. Siegel. 2001. Modes and mechanisms of ocean color variability in the Santa Barbara Channel. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 106:26985-27000.

4.28 Análisis de macroelementos de diferentes componentes edáficos asociados al carbono en manglares de Paraíso, Tabasco

Hernández-Hernández Eliseo¹; Valdés-Velarde Eduardo¹; Sánchez-Hernández Rufo²; Vázquez-Rodríguez José C.¹; Ayala-Arreola Juan¹ y Pineda-Corona Pilar E.¹

¹Departamento de Fitotecnia, Universidad Autónoma Chapingo. Carretera México-Texcoco, Km 38.5, Chapingo, Estado de México, C. P. 56230.

²División Académica de Ciencias Agropecuarias (DACA), Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. Av. Universidad s/n, Magisterial, Villaheromsa, Tabasco, C. P. 86040.

Autor para correspondencia: e.hernandez.hd@gmail.com

Resumen

Los manglares presentan amenazas antropogénicas y naturales. El objetivo del presente estudio fue generar información sobre las condiciones nutricionales de estos ecosistemas para la orientación de proyectos sobre su conservación, restauración o rehabilitación. En los manglares de Paraíso, Tabasco se colectaron muestras de suelo (a 0-10, 10-20 y 20-30 cm de profundidad), mantillo, hojarasca y raicillas en nueve tipos de manglar (tres dominados por *R. mangle*, tres por *L. racemosa* y tres por *A. germinans*) a las cuales se les evaluó el contenido de P mediante colorimetría, K y Ca por el método de emisión de flama y Mg mediante espectrofotometría de absorción atómica. El mayor promedio de P edáfico se encontró en tipos de manglar dominados por *A. germinans* y el menor en los dominados por *L. racemosa*, con el contenido más alto en la profundidad de 0-10 cm; el contenido más alto de K se encontró en los tipos de manglar dominados por *A. germinans* y el menor en los dominados por *L. racemosa*, con el contenido más alto en la profundidad de 20-30 cm; el mayor promedio de Ca edáfico se encontró en los tipos de manglar dominados por *R. mangle* y el menor en los dominados por *A. germinans*, con contenidos semejantes en las tres profundidades; el contenido más alto de Mg edáfico se encontró en los tipos de manglar dominados por *R. mangle* y el más bajo en los dominados por *L. racemosa*, con el contenido más alto en la profundidad de 20-30 cm.

Palabras clave: *materia orgánica del suelo; nutrimentos edáficos; R. mangle; L. racemosa; A. germinans.*

Abstract

The mangroves present anthropogenic and natural threats. The objective of the present study was to generate information on the nutritional conditions of these ecosystems for the orientation of projects on their conservation, restoration or rehabilitation. In the mangroves of Paraíso, Tabasco, samples of soil (to 0-10, 10-20 and 20-30 cm depth), mulch, leaf litter and rootles were collected in nine types of mangrove (three dominated by *R. mangle*, three by *L. racemosa* and three by *A. germinans*) to which the content of P was evaluated by colorimetry, K and Ca by the method of emission of flame and Mg by atomic absorption spectrophotometry. The highest average of P edaphic was found in mangrove types dominated by *A. germinans* and the lowest in those dominated by *L. racemosa* with the highest content in the depth of 0-10 cm; the highest content of K was found in the mangrove types dominated by *A. germinans* and the lowest in those dominated by *L. racemosa*, with the content higher in the depth of 20-30 cm; the highest average of Ca was found in the mangrove types dominated by *R. mangle* and the lowest in those dominated by *A. germinans*, with similar contents in the three depths; the highest content of edaphic Mg was found in the mangrove types dominated by *R. mangle* and the lowest in those dominated by *L. racemosa*, with the highest content in depth of 20-30 cm.

Key words: *soil organic matter*; *edaphic nutrients*; *R. mangle*, *L. racemosa*, *A. germinans*.

Introducción

Los humedales constituyen una superficie importante dentro del territorio nacional, entre ellos los manglares, que son un tipo de vegetación característica de las zonas costeras de los trópicos y subtropicos de todo el mundo; en México se encuentran presentes en ambos litorales (Atlántico y Pacífico), cubriendo al menos 60 % de la línea costera nacional, equivalente a 775 555 ha (Valderrama *et al.*, 2017). Los manglares son una transición entre los ecosistemas terrestres y los marinos. Se cuenta con seis especies de mangle en el país, cuatro de ellas son comunes: el mangle rojo (*Rhizophora mangle*), el mangle blanco (*Laguncularia racemosa*), el mangle negro (*Avicennia germinans*) y el mangle botoncillo (*Conocarpus erectus* y *Conocarpus erectus* var. *Sericeus*). Dos de ellas (*Avicennia bicolor* y *Rhizophora harrisonii*) en cambio tienen una distribución más restringida (Rodríguez *et al.*, 2013). Como en todas las comunidades naturales de México, los desmontes y la substitución por zonas transformadas han provocado una disminución de la cobertura natural de los manglares (López-Portillo y Ezcurra, 2002). En la información generada por el SMMM (Sistemas de Monitoreo de los Manglares de México) se ha encontrado una tendencia al incremento en la superficie de manglar perturbado a lo largo de las fechas evaluadas, para los años 1970/1980 se reportaban 1 191 ha, mientras que para el año 2015 se reportan 18 332 ha de manglar perturbado (Valderrama *et al.*, 2017). Estos ecosistemas tienen funciones críticas relacionadas con la regulación del agua dulce, nutrientes, y entradas de sedimentos al medio costero en el mantenimiento de las cadenas tróficas marino-costeras, ya que muchas poblaciones. Para poder contribuir a escala local, regional y de país, en la generación de estrategias de protección y restauración de los ecosistemas de manglar es indispensable generar estudios sobre la condición nutricional de los mismos, ya que, hasta el momento, los estudios sobre este tema en México son escasos y están limitados a investigaciones dispersas en algunas regiones (Moreno *et al.*, 2010). Aunque esta investigación es sitio-específica, los resultados pretenden cuantificar una parte del incalculable valor ecológico de estos ecosistemas, particularmente el contenido edáfico de fósforo, potasio, calcio y magnesio, proveyendo de esta manera, conocimientos valiosos para la orientación de proyectos de conservación, restauración o rehabilitación en manglares mexicanos.

Materiales y Métodos

Área de estudio

Ubicado en el sur del país, Paraíso es un municipio del estado de Tabasco, localizado en la región del río Grijalva y en la subregión de la Chontalpa. Se localiza entre los paralelos 18° 16' y 18° 27' de latitud norte, los meridianos 92° 59' y 93° 32' de longitud oeste y a una altitud entre 0 y 100 msnm. Colinda al norte con el Golfo de México y el municipio de Centla; al este con los municipios de Centla y Jalapa de Méndez; al sur con los municipios de Jalapa de Méndez y Comalcalco; al oeste con los municipios de Comalcalco y Cárdenas y, el Golfo de México (INEGI, 2008).

Obtención y preparación de muestras

Se seleccionaron nueve sitios de muestreo, todos pertenecientes al Ejido “La Solución Somos Todos”. Los sitios 1, 2 y 3 se ubicaron a orilla de río con poblaciones dominantes de *Laguncularia racemosa*, los sitios 4, 5 y 6 se ubicaron a orilla de laguna con dominancia de *Rhizophora mangle* y los sitios 7, 8 y 9 se ubicaron en la geoforma cuenca con dominancia de *Avicennia germinans* (Figura 1). Se establecieron 18 unidades de muestreo (UM) de 100 m² (25 x 4 m). En cada UM se colocó un reloj al centro de la misma, consistente en un círculo de 1 m de diámetro, cuya periferia estaba dividida

imaginariamente en las mismas horas de un reloj convencional, donde la marca de las 12:00 has estaba orientada hacia el Norte geográfico. De este reloj se tomaron muestras de suelo (a las 12:00 y 18:00 horas en la UM 1; a las 15:00 y a las 21 horas en la UM 2) a tres profundidades (0-10, 10-20 y 20-30 cm) para obtener un total de 108 muestras (Etchevers *et al.*, 2002). Para el caso del mantillo y hojarasca en cada UM se ubicó un cuadrado de 0.5 x 0.5 m, posteriormente se colectó todo el material vegetal que existía dentro del área para obtener un total de 36 muestras de mantillo y 36 de hojarasca. Las muestras de raicillas fueron colectadas en esta misma área de acuerdo a la metodología de Acosta *et al.* (2001), obteniendo un total de 24 muestras (colectadas de los sitios dominados por *L. racemosa* y *R. mangle* únicamente).

Preparación de suelo: las 108 muestras extraídas (con tres repeticiones cada una) fueron secadas a temperatura ambiente y pesadas, posteriormente se utilizó el método de Mehlich #3 para obtener un extracto de suelo de cada muestra (Chapman y Pratt, 1979).

Preparación de hojarasca, mantillo y raicillas: las muestras (con sus tres repeticiones cada una) fueron secadas en estufa por 24 horas a 100°C para determinar su peso seco, posteriormente se utilizó el método de digestión húmeda con ácido nítrico, perclórico y sulfúrico para obtener un extracto de las muestras de cada material (Chapman y Pratt, 1979).

La determinación de P en suelo, hojarasca, mantillo y raicillas se realizó mediante el método de Bray I (Chapman y Pratt, 1979), el contenido de K y Ca se determinó mediante el método de flama seleccionando el filtro correspondiente para cada uno de ellos en el flamómetro (Stewart *et al.*, 1974), el contenido de Mg se determinó mediante el método de espectrofotometría de absorción atómica (Stewart *et al.*, 1974). Las lecturas de las muestras realizadas en absorbancia (nm) fueron transformadas a partes por millón (ppm) mediante curvas de calibración hechas previamente, los datos en ppm fueron transformados a porcentaje y posteriormente a $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. El porcentaje se calculó mediante fórmulas (donde P, K, Ca y Mg en ppm corresponden a los datos obtenidos en las curvas de calibración).

Factores y variables de estudio

En suelo se evaluó el efecto de dos factores (tipo de manglar y profundidad de muestreo) sobre el contenido de P, K, Ca y Mg. En mantillo, hojarasca y raicillas se evaluó el efecto del factor tipo de manglar sobre el contenido de P, K, Ca y Mg.

Para el procesamiento de los datos se empleó un análisis de varianza ANAVA y una prueba de comparación de medias de Tukey, con un nivel de significancia del 5%. El análisis de los datos se llevó a cabo utilizando el software estadístico InfoStat versión 2016 (Di Rienzo *et al.*, 2016).

Resultados y Discusión

Contenido de macronutrientes en suelo

En el contenido de P, K, Ca y Mg había diferencias significativas con la influencia del factor tipo de manglar y tres de ellas (P, K y Mg) presentaron diferencias significativas con el factor profundidad de muestreo.

Contenido de fósforo en suelo por tipo de manglar.

Los tres tipos de manglar evaluados en Paraíso, Tabasco presentaron altas diferencias significativas. El ecosistema dominado por *Avicennia germinans* presenta el contenido de fósforo más alto con un promedio de $436 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, seguido del ecosistema dominado por *Rhizophora mangle* con un promedio

de $365 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ y finalmente el ecosistema dominado por *Laguncularia racemosa* presentó el menor contenido de fósforo con un promedio de $286 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Las variaciones en el contenido de fósforo por especie de manglar pueden ser favorecidas por la diferencia en la vegetación local (Alongi, 1989). En este estudio, *A. germinans* presentó el contenido promedio de fósforo más alto, coincidiendo con Lacerda *et al.* (1995), quienes sostienen que la materia orgánica asociada a los sedimentos de *Avicennia*, debido a la presencia de materia orgánica más degradable, puede sostener una mayor tasa de actividad microbiana que *Rhizophora* y, como consecuencia, un mejor reciclaje de los elementos nutritivos.

Contenido de fósforo en suelo por profundidad.

Se encontraron altas diferencias significativas en el contenido de fósforo en las tres profundidades evaluadas. En la capa superior de 0-10 cm se encontró el contenido más alto con un promedio de $437 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Contenido de potasio en suelo por tipo de manglar.

Los tres tipos de manglar evaluados presentaron altas diferencias significativas. El K sigue un patrón de comportamiento similar al del P respecto a los tipos de manglar de este estudio, ya que, de la misma manera, el ecosistema dominado por *Avicennia germinans* presentó el contenido de K más alto con un promedio de $6\,092 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, seguido del ecosistema dominado por *Rhizophora mangle* con un promedio de $5\,045 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ y el ecosistemas dominado por *Laguncularia racemosa* presentó el menor contenido de K con un promedio de $3\,643 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Contenido de potasio en suelo por profundidad.

Se encontraron también diferencias significativas en el contenido de K en las diferentes profundidades de muestreo en los manglares de este estudio. El patrón de comportamiento del K es inverso al del P en cuanto a la relación con la profundidad, ya que en el K se encontró un mayor contenido en la capa inferior (20-30 cm) con un promedio de $5\,124 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, un contenido intermedio en la capa media (10-30 cm) con un promedio de $4\,948 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ el menor contenido fue encontrado en la capa superior (0- 10 cm) con un promedio de $4\,707 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Contenido de calcio en suelo por tipo de manglar. Se pudo observar la presencia de diferencias estadísticas significativas en el contenido de Ca en suelo para los tipos de manglar evaluados. El ecosistema dominado por *Rhizophora mangle* presentó el contenido de Ca más alto con un promedio de $1\,969 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, mientras que los contenidos más bajos los presentaron los ecosistemas dominados por *Laguncularia racemosa* con promedio de $1\,624 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ y *Avicennia germinans* con promedio de $1\,470 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, siendo estadísticamente iguales. En un estudio realizado por Valdés *et al.* (2011) en manglares de Marismas Nacionales, Nayarit se encontró que en las tres geoformas estudiadas (orilla de laguna, orilla de río y orilla de cuenca) el contenido de Ca es mayor en bosques mixtos de manglares con especies de *Laguncularia racemosa* y *Rhizophora mangle*, y que aquellos tipos donde hay presencia sólo de *Avicennia germinans* los contenidos de Ca son los menores.

Los resultados anteriores son un tanto similares con los obtenidos en los manglares de Paraíso, Tabasco, ya que también son las especies de *Rhizophora mangle* y *Laguncularia racemosa* las que presentaron mayor contenido de Ca, estando estas en geoformas de orilla de laguna y orilla de río, respectivamente. Coincidiendo también en que la especie con menor contenido de Ca es *Avicennia germinans* ubicada en la geoforma cuenca.

Conclusiones

En suelos de manglares de Paraíso Tabasco, México, se encontraron contenidos promedios de P equivalentes a $436 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ en *A. germinans*, $365 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ en *R. mangle* y $286 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ en *L. racemosa*; hallando concentraciones más altas en la capa superior del suelo (0-10 cm) que en las inferiores.

Se encontraron contenidos promedios de K equivalentes a $6\,092 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ en *A. germinans*, $5\,045 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ en *R. mangle* y $3\,643 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ en *L. racemosa*; hallando concentraciones más altas en la capa inferior del suelo (20-30 cm) que en las superiores.

Se encontraron contenidos promedios de Ca equivalentes a $1\,969 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ en *R. mangle*, $1\,624 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ en *L. racemosa* y $1\,470 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ en *A. germinans*; no hallando influencia de la profundidad en el contenido de este nutriente.

Se encontraron contenidos promedios de Mg equivalentes a $3\,794 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ en *R. mangle*, $3\,321 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ en *A. germinans* y $2\,746 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ en *L. racemosa*; hallando concentraciones más altas en la capa inferior del suelo (20-30 cm) que en las superiores.

Literatura citada

- Acosta, M.; J. D. Etchevers B.; C. Monreal; K. Quednow y C. Hidalgo M. 2001. Un método para la medición del carbono en los compartimentos subterráneos (raíces y suelo) de sistemas forestales y agrícolas de ladera en México. *In: Memorias del simposio internacional sobre medición y monitoreo de la captura de carbono en ecosistemas forestales*. Valdivia, Chile. 15 p.
- Alongi, D. M. 1989. The role of soft-bottom benthic communities in tropical mangrove and coral reef ecosystem. *Rev. Aquat. Sci.* 1:243-280.
- Chapman, H. D. y P. F. Pratt. 1979. Métodos de análisis para suelo, plantas y aguas. Trillas, México. 195 p.
- Di-Rienzo, J. A., F. Casanoves, M. G. Balzarini, L. González, M. Tablada y C. W. Robledo. 2016. InfoStat versión 2016. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. <http://www.infostat.com.ar>
- Etchevers, B. J. D., C. Hidalgo, J. Padilla, R. M. López, C. Monreal, C. Iturralde, B. Rapidez, F. de León, M. Acosta, A. Vergara, K. Quednow, A. Fernández y C. Figueroa. 2002. Subproyecto II: Metodología de la medición de la captura de carbono. Proyecto Manejo Sostenible de Laderas (PMSL). Regiones Cuicateca, Mazateca y Mixe, Oaxaca, México. Colegio de Postgraduados de Montecillo. SAGARPA-GEF-Banco Mundial. p: 23-45.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2008. Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos. Paraíso, Tabasco. http://www3.inegi.org.mx/contenidos/app/mexicocifras/datos_geograficos/27/27014.pdf
- Lacerda, L. D., V. Ittekkot and S. R. Patchineelam. 1995. Biogeochemistry of mangrove soil organic matter: a comparison between *Rhizophora* and *Avicennia* soils in southeastern Brazil. *Estuar Coast Shelf Sci.* 40:713-720.
- López-Portillo, J. y E. Ezcurra. 2002. Los manglares de México: una revisión. *Madera y Bosques* Número especial 27-51.
- Moreno-May, G. J., J. G. Cerón-Bretón, R. M. Cerón-Bretón, J. J. Guerra-Santos, L. E. Amador del Ángel y E. Endañú-Huerta. 2010. Estimación del potencial de captura de carbono en suelos de manglar de isla del Carmen. *U. Tecnociencia* 4:23-39.
- Rodríguez, Z. M. T., C. S. Troche, A. D. Vázquez, J. D. Márquez, B. B. Vázquez, L. L. Valderrama, S. S. Velázquez, M. I. Cruz, R. Ressler, A. M. Uribe, S. E. Cerdeira, J. Acosta, J. Díaz, R. Jiménez, L. Fueyo y C. Galindo. 2013. Manglares de México/ Extensión, distribución y monitoreo. CONABIO. México D. F. 128 p.
- Allen, S. E. Allen; H. M. Grimshaw, J. A. Parkinson and C. Quarmby. 1974. Chemical analysis of ecological materials. Oxford, London: Blackwell Scientific Publications. 567 p.
- Valderrama-Landeros, L. H.; M. T. Rodríguez-Zúñiga, C. Troche-Souza, S. Velázquez-Salazar, E. Villeda-Chávez, J. A. Alcántara-Maya, B. Vázquez-Balderas, M. I. Cruz-López y R. Ressler. 2017. Manglares de México: actualización y exploración de los datos del sistema de monitoreo 1970/1980–2015. CONABIO. Ciudad de México. 128 p.
- Valdés-V., E., J. I. Valdez-H., V. M. Ordaz Ch., J. F. Gallardo L., J. Pérez N. y C. Ayala S. 2011. Evaluación del carbono orgánico en suelos de los manglares de Nayarit. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 2:47-58.

4.29 Mediciones de variables del sistema del carbono para caracterizar las condiciones oceanográficas superficiales que sigue el tiburón ballena en Bahía de los Ángeles 2017

Cortés-Espinoza Edgar F.^{1,2}; Hernández-Ayón J. M.¹, Santander J. J.¹, Vázquez-Haikin A.³

¹Facultad de Ciencias Marinas, Universidad Autónoma de Baja California. Carretera Ensenada-Tijuana No. 3917, Fraccionamiento Playitas, 22860 Ensenada, B.C.

²Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Carretera Ensenada-Tijuana No. 3917, Fraccionamiento Playitas, 22860 Ensenada, B.C.

³Grupo de monitoreo PEJESAPO. Bahía de los Angeles. B.C.

Autor de correspondencia: edgar.cortes@uabc.edu.mx

Resumen

El tiburón ballena (*Rhincodon typus*) tiene un comportamiento migratorio asociado a las condiciones climáticas y procesos oceanográficos. Bahía de los Ángeles, Ens. B.C está ubicada en la Región de las Grandes Islas, la cual ha sido considerada como una fuente de carbono hacia la atmosfera y donde ocurre una de las mayores agregaciones, en donde se lleva a cabo su conservación, como especie amenazada (Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2001). El hábitat de tiburón ballena se define por ciertas condiciones oceanográficas favorables para la especie, principalmente el alimento y temperatura, además de considerar otras variables que constituyen el agua mar. En este trabajo se llevó a cabo una serie de muestreos para observar los cambios temporales de las condiciones oceanográficas superficiales con respecto a las condiciones del sistema del carbono dentro de la bahía durante la temporada de agregación de la especie, la cual comprende de junio y diciembre. Las condiciones dentro de la bahía se mantuvieron en un intervalo estable durante los primeros cuatro meses hasta finales de septiembre. El pH varió poco, manteniéndose en valores de 8.0-8.1, el Carbono Inorgánico Disuelto (CID) con valores entre 2 090 y 2 100 $\mu\text{mol kg}^{-1}$, la temperatura superficial se observó un calentamiento lento durante estos primeros meses 26°C hasta llegar a un máximo de 30°C, fecha cuando comienza a aumentar la agregación de tiburones ballena y las condiciones de la bahía comienzan a cambiar.

Palabras clave: tiburón ballena; temporada de agregación; serie de tiempo; sistema del carbono.

Abstract

The whale shark (*Rhincodon typus*) have a migratory behavior associated with climatic conditions and oceanographic processes. Bahía de los Ángeles, Ens. B.C. is located on the Great Island Region which has been considered as a carbon source to the atmosphere and one of the largest aggregations of whale sharks occurs, in which conservation is carried out as the whale shark is an endangered species. A whale shark habitat is defined as having favorable oceanographic conditions for the species when considering the food and temperature in addition to other variables that constitute seawater. In this work a series of samplings is carried out to observe the temporal changes of surface oceanographic conditions related with the carbon system within the bay during the aggregation season of the species, which includes June and December. The conditions within the bay remained in a stable range during the first four months until the end of September. The pH varied little, remaining in values of 8.0 - 8.1, the Dissolved Inorganic Carbon (CID) with values between 2 090 and 2 100 $\mu\text{mol kg}^{-1}$, the surface temperature was observed a slow heating during these first months 26°C until reaching a maximum of 30°C, date when the aggregation of whale sharks begins to increase and the conditions of the bay begin to change.

Key words: *whale shark; seasonal aggregation; time series; carbon system.*

Introducción

El Golfo de California (GC), es un gran mar semicerrado localizado al noroeste mexicano entre la Península de Baja California y el continente, con un sistema muy complejo y altamente productivo de considerable interés oceanográfico y meteorológico (Badan-Dangon *et al.*, 1991). Sin embargo, con más de 1 000 km de largo, varios de las condiciones únicas del golfo ocurren en la Región de las Grandes Islas (RGI) la cual separa la parte norte del resto del GC con umbrales, cuencas, islas y canales. En la RGI, existen procesos fuertes de mezcla debido al efecto combinado de los amplios intervalos de marea (<4m) y la batimetría de la región (Paden *et al.*, 1991).

Hernández- Ayón *et al.* (2007) observaron una formación de regiones oceanográficas peculiares producto del efecto de esta intensidad de la mezcla sobre la dinámica del carbono. La señal más clara se detectó en las aguas superficiales del Canal de Ballenas (CB), donde se registraron las concentraciones máximas de Carbono Inorgánico Disuelto (CID) (fluctuaciones entre los 2 200 y 2 300 $\mu\text{mol kg}^{-1}$) producto de la intensidad de mezcla, influenciadas por la presencia somera del Agua Subsuperficial Subtropical (ASSt) la cual tiene una proporción que varía estacionalmente en la vertical. Mientras que en invierno el ASSt se observó cerca de la superficie a ~ 70 m de profundidad (enriqueciendo con CID, en $\sim 2\,300\ \mu\text{mol kg}^{-1}$, a toda la columna de agua), en verano su presencia se detectó por debajo de los ~ 200 m. López *et al.* (2006) concluyeron que en el CB existe un flujo profundo convergente hacia el interior y un flujo divergente en la superficie hacia ambas entradas del canal, esta notable circulación parece conducir una vigorosa surgencia la cual puede ser responsable de acarrear el ASSt rica en nutrientes, con valores relativamente altos del CID y presentando así las temperaturas superficiales más bajas en comparación al resto del GC y buenas condiciones de mezcla a través de toda la columna de agua encontrada en este canal. Hidalgo (1997) calculó flujos de CO_2 del mar hacia la atmósfera con flujos mayores en mareas posvivas y durante mareas posmuertas los flujos estimados fueron mínimos y en la mayoría de los casos prácticamente nulos, definiendo así esta región como una fuente de CO_2 hacia la atmósfera. Aunado a lo anterior, este canal ha sido considerado como una provincia oceanográfica por si misma (Lavín *et al.*, 1997).

Bahía de los Ángeles (BLA) está ubicada entre las coordenadas $29^\circ 02' 26''$ N y $28^\circ 53' 25''$ N con 17.3km de largo y $113^\circ 32' 22''$ W y $113^\circ 30' 29''$ W con 6.4km de ancho, en la costa peninsular del GC, en el municipio de Ensenada. El Clima en la región es desértico con escasa precipitación y gran evaporación durante todo el año. La batimetría de la bahía está definida por profundidades someras y como máximas de 50 m en los canales que comunican ampliamente el cuerpo de agua con el CB. Merrifield *et al.* (1987) han reportado corrientes de mareas de $\sim 3\text{m/s}$, y el esfuerzo del viento con velocidades por encima de los 25 cm/s. Buenrostro *et al.* (1991) sugieren que el viento es la fuente más importante para la energía de BLA, la cual modifica la estructura vertical de la columna de agua produciendo una mezcla vertical, además de producir un fuerte intercambio superficial con el CB. Debido a esta comunicación (superficial y profunda), mucha de la dinámica de la bahía depende en gran medida de los procesos que ocurren en el CB (Sáenz-Chávez y Danemann, 2008). Durante el verano, el viento sopla predominantemente E-SE con velocidades por encima de 10m/s. La costa norte de la bahía presenta altas concentraciones de productividad primaria ligadas a un patrón de circulación con dirección de norte (Punta la Gringa) a sur hasta el poblado de Bahía de los Ángeles (Buenrostro *et al.*, 1991), sin embargo, la presencia de *R. typus* en esta zona es escasa a pesar de esta productividad.

El tiburón ballena (*Rhincodon typus*, Smith. 1928) es una especie cosmopolita altamente migratoria, se distribuye alrededor de todo el mundo dentro de las limitaciones de aguas tropicales y subtropicales, entre los paralelos 30° N y 35° S (Rowat y Brooks, 2012) esto debido al comportamiento migratorio de la especie asociado a las condiciones climáticas y procesos oceanográficos (Wilson *et al.*, 2001).

Dentro de BLA ocurre la mayor agregación de tiburón ballena en todo el GC durante las estaciones de verano-invierno (1ro de junio y finalizando el 15 de diciembre), cuando hay un aumento en la temperatura del agua y la productividad primaria, además de condiciones oceanográficas favorables para la presencia de la especie (Vázquez *et al.*, 2015). La agregación del T. ballena ocurre al sur de la bahía, donde existe un área definida como “Zona de uso Público T-ballena” (SUB-TB) con un plan de manejo desarrollado por la CONANP desde el año 2007 para mantener la conservación de tiburón ballena por ser categorizada una especie amenazada (decretado por la Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2001). Actualmente, la información poblacional del T. ballena permite estimar la abundancia de la especie en el área y encontrar patrones en su distribución espacial. Se ha reportado que la temporada de agregación de *R. typus* en las aguas del norte del Caribe Mexicano (mayo a septiembre) estuvo caracterizada por baja salinidad, altos valores de temperatura. Sin embargo, no hay aportes sobre si existe una relación para aguas del Pacífico Mexicano y Golfo de California.

A pesar de que el Área Natural Protegida, abarca un área bastante amplia, los expertos no han podido determinar el estado de la calidad del agua con respecto a las condiciones del sistema del carbono, debido a información insuficiente para determinar el efecto de las actividades humana al ecosistema, así como la falta de una descripción de la dinámica del agua dentro de la bahía en todos los campos de estudio. En consideraciones generales de la CONANP en BLA, sugieren un monitoreo e investigación con respecto a la calidad de agua dentro y fuera de la ANP, ya que además se percibe una disminución acelerada de la calidad del agua debido al crecimiento poblacional y actividades antropogénicas en el área y zonas adyacentes (CONANP y GIZ, 2017).

La falta de información con respecto a la relación del T. ballena y las condiciones oceanográficas en otros años puede deberse a una combinación entre la calidad desigual de información y la agregación de la especie, eventos que ocurren en respuesta a una compleja interacción entre la oceanografía física, química y biológica de cierta región (Wilson *et al.*, 2001). El hábitat del tiburón ballena puede definirse por ciertas condiciones oceanográficas favorables para la alimentación y reproducción exitosa de la especie, por ello es necesario considerar el comportamiento de las variables que constituyen las condiciones oceanográficas en BLA (Vázquez *et al.*, 2015).

Como objetivo general para este trabajo se planteó generar información durante la temporada de agregación 2017 (15 de junio al 20 de diciembre) en BLA para definir los cambios de las variables del carbono (CID, pH y At) con la finalidad de determinar la presencia de *R. typus* con respecto a las condiciones oceanográficas relacionadas con el sistema del CO₂ que ocurren dentro de la bahía. A partir de este trabajo se generó información para futuros proyectos relacionados con el tiburón ballena y reforzar las propuestas para su conservación y aprovechamiento sustentable dentro de la bahía.

Materiales y Métodos

A partir de objetivos específicos se planeó llevar a cabo una comparación entre una serie de siete mapas mensuales con la finalidad de contrastar el cambio en las condiciones oceanográficas con respecto a indicadores de calidad del agua durante la temporada de agregación del tiburón ballena. En el área de estudio (BLA) se establecieron 14 estaciones costeras, desde la Ensenada la Gringa al norte hasta la SUP-TB hacia el sur, para llevar a cabo una serie de muestreos semanales superficiales sobre la isobata de los 20m, siguiendo el método propuesto por Iñiguez en 2004. Dichas estaciones se definieron debido a que presentan altas concentraciones de productividad primaria y poblaciones de zooplancton y por ende la ruta de alimentación del tiburón ballena (Iñiguez, 2004; Vázquez y Sosa, 2015).

Para la toma de muestras se contó con el apoyo de embarcaciones menores a cargo de la CONANP y el grupo de monitoreo comunitario PEJESAPO (organización local para el monitoreo poblacional del T. ballena). Para cada estación se tomó el registro de temperatura *in situ* con un HANNA modelo “HI 9813-5”. La colecta de una muestra envenenada con cloruro de mercurio (HgCl₂) en botellas de silicato

para preservar y transportar al laboratorio del CO₂ dentro de las instalaciones del Instituto de Investigaciones Oceanológicas (IIO), Ens. BC. Las mediciones de pH se realizaron en la escala de agua de mar (en adelante mencionado como pH_{AM}) mediante un método espectrofotométrico propuesto por Clayton y Byrne (1993), aplicando una corrección según Douglas y Byrne, 2017. El método tiene una precisión de ± 0.005 unidades de pH, una exactitud de ± 0.002 y un error de medición de 0.023%. Para el Carbono inorgánico disuelto (CID) se utilizó un analizador de gas por infrarrojo (LI-7000). Brevemente, una cantidad conocida de agua de mar se dispensa en una cámara de extracción donde se acidifica con ácido fosfórico y se purga con un gas (N₂) inerte para eliminar todo CO₂ de la atmósfera, posteriormente se adiciona la muestra, se acidifica para convertir todo el CO₂ de la muestra en sus especies químicas (H₂CO₃, HCO₃⁻ y CO₃⁼) para finalmente realizar la sumatoria de dichas especies mediante una integral (Dickson *et al.*, 2007). El método tiene una precisión de 1% $\pm 2 \mu\text{mol kg}^{-1}$.

Resultados

Durante los primeros cuatro meses (junio - septiembre) los cambios en las condiciones no mostraron una variación significativa en toda el área superficial de la bahía, sin embargo, se notaron diferencias entre la parte norte y la parte sur de la bahía con respecto a cada variable. Las variaciones del pH se mantuvieron entre valores de 8.05 ± 0.15 (Figura 1d) con los valores más bajo en la parte norte de la bahía. De igual manera los gases disueltos presentaron variaciones dentro de un rango constantes, las mayores concentraciones de gases disueltos las presentó el CID en la parte norte de la bahía con valores entre 2 090 y 2 100 $\mu\text{mol kg}^{-1}$ y en la parte sur (donde ocurre la agregación del tiburón) mantenía una menor concentración ($2\ 070 \pm 20 \mu\text{mol kg}^{-1}$; Figura 1c), la salinidad presenta un ligero aumento a partir de agosto con variaciones entre 34.2 y 35.2 (Figura 1b). Con respecto a temperatura superficial se observó un calentamiento lento durante estos primeros meses, comenzando con 26°C hasta llegar a un máximo en el mes de agosto en la parte sur de la bahía con temperaturas por encima de los 30°C (Figura 1a), fecha cuando comienza a aumentar el número de tiburones ballena.

A finales de septiembre comienzan a presentarse cambios bien marcados en respuesta a la disminución drástica de la temperatura la cual llega hasta un mínimo de $\sim 19^\circ\text{C}$ (Figura 1a) para el mes de diciembre. La concentración de los gases disueltos comienza a aumentar. El CID llegó hasta los 2 200 $\mu\text{mol kg}^{-1}$ (Figura 1c). Con respecto al pH (Figura 1d) y su comportamiento inverso al CID, se observó una disminución en los valores por lo que la bahía presenta una mayor acidificación. Sin embargo, la salinidad comenzó a presentar un ligero decaimiento hasta ~ 34.4 (Figura 1b). Es a partir de estos cambios cuando los tiburones comienzan a abandonar la bahía, debido a que presenta una homogeneización con cambios significativos con respecto a las variables del carbono en toda el área superficial.

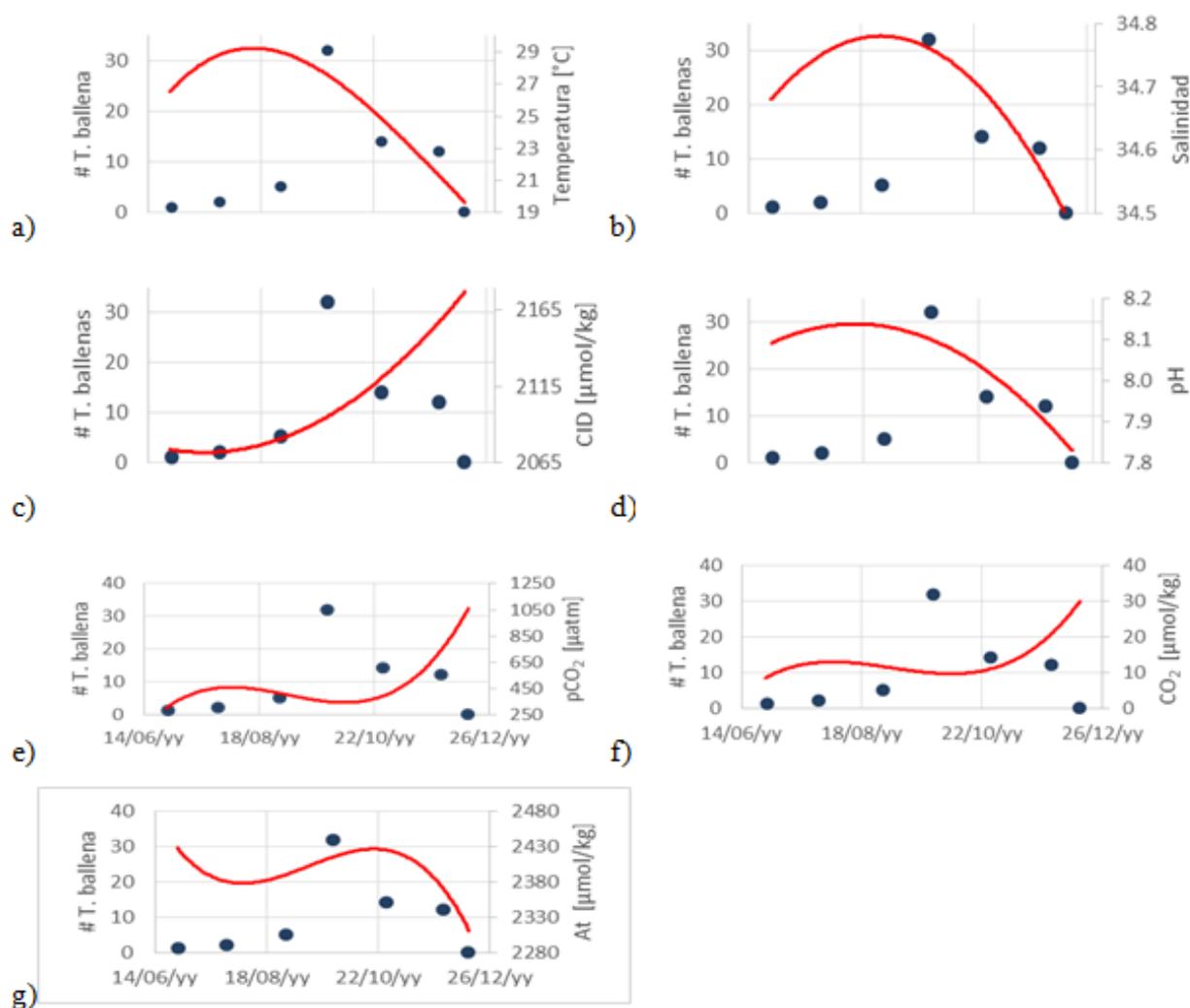


Figura 1. Serie de tiempo de las diferentes variables (líneas rojas) medidas comparadas junto al número de individuos de tiburón ballena (puntos azules) presente dentro de la bahía durante la temporada de agregación 2017 (junio - diciembre): a) Temperatura; b) Salinidad; c) concentración del Carbono inorgánico disuelto; d) pH; e) pCO₂; f) Concentración del CO₂; g) Alcalinidad Total.

Literatura citada

- Argote, M. L., A. Amador, M. F. Lavín and J. R. Hunter. 1995. Tidal dissipation and stratification in the Gulf of California, *J. Geophys. Res.* 100:103-118.
- Badan-Dangon, A., C. E. Dorman, M. A. Merrifield and C. D. Winant. 1991. The lower atmosphere over the Gulf of California, *J. Geophys. Res.* 96: 877-896.
- Buenrostro, A., S. Serrano y M. Argote. 1991. Modelo numérico de la circulación inducida por el viento en Bahía de los Ángeles, B.C. México. *Revista de Ciencias Marinas.* 17:39-57.
- Cárdenas, N., J. Herrera y O. Reyes. 2009. Distribución espacio-temporal de variables fisicoquímicas y biológicas en el hábitat del tiburón ballena *Rhincodon typus* (Orectolobiformes: Rhincodontidae) al norte del Caribe Mexicano. *Rev. Biol. Trop.* 58:399-412.
- CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas). 2014. Programa de acción para la conservación de la especie: tiburón ballena (*Rhincodon typus*).
- CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas). y Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit. 2017. Informe de condición y ficha de evaluación ecológica 2016: Reserva de la Biosfera Bahía de los Ángeles, Canales de Ballenas y de Salsipuedes; área de protección flora y fauna islas del Golfo de California en Baja California; y parque nacional zona marina archipiélago de San Lorenzo. Informe final para la ANP.
- Clayton, T. D. and R. H. Byrne. 1993. Spectrophotometric seawater pH measurements: total hydrogen results. *Deep-Sea Research*, 40:2115-2129.
- Delgadillo, F. 1992. Productividad orgánica primaria y su relación con las variables ambientales de Bahía de los Ángeles, B.C. Tesis de maestría. F. C. M. Universidad Autónoma de Baja California.



- Douglas, N. K. and R. H. Byrne. 2017. Achieving accurate spectrophotometric pH measurements using unpurified meta-cresol purple. *Marine Chemistry* 190:66-72 dx.doi.org/10.1016/j.marchem.2017.02.004.
- Hidalgo-González, R., S. Álvarez-Borrego y A. Zirino. 1997. Mezcla en la Región de las Grandes Islas del Golfo de California: Efecto en la pCO₂ superficial. *Ciencias Marinas* 23:317-327.
- Hernández-Ayón, J. M., F. Delgadillo-Hinojosa, T. Camiro-Vargas y M. López-Mariscal. 2007. Estudio de las variables del CO₂ en la región de las grandes islas en el golfo de California en condiciones de invierno. Capítulo IV. CO₂ en aguas costeras y lacustres. *In: Carbono En Ecosistemas Acuáticos de México*. Instituto Nacional de Ecología y Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. ISBN: 978-968-817-855-3.
- Iñiguez, L. 2004. Análisis de distribución y tamaño de las congregaciones de tiburón ballena (*Rhincodon typus*) durante la temporada 2003 en Bahía de los Ángeles, B.C. Tesis de licenciatura. F. C. M.
- Lavín, M. F., E. Beier, and A. Badan. 1997. Estructura hidrográfica y circulación del Golfo de California: Escalas estacional e interanual. pp. 141–171. *In: Lavín, M. F. (ed.). Contribuciones a la Oceanografía Física en México*, Monografía, vol. 3. Union Geofis. Mex., Ensenada, México.
- Lopez, M., J. Candela and M. Argote M. 2006. Why does the Ballenas Channel have the coldest SST in the Gulf of California? *Geophysical Research Letters* 33 doi: 10.1029/2006GL025908.
- Marinone, S. G., and M. F. Lavín. 2003. Residual flow and mixing in the large islands region of the central Gulf of California. pp. 213–236. *In: Velasco-Fuentes, O. U. (ed.). Nonlinear Processes in Geophysical Fluid Dynamics*. Springer, New York.
- Merrifield, M. A., A. Badan-Dangón and C. D. Winant. 1987. Temporal behavior of lower atmospheric variables over the Gulf of California. *A Data Report 1983–1985*. SIO Reference Series 87–6, 192 p.
- Paden, C. A., M. R. Abbott and C. D. Winant. 1991. Tidal and atmospheric forcing of the upper ocean in the Gulf of California. 1. Sea surface temperature variability. *J. Geophys. Res.* 96:18337-18359.
- Poder Ejecutivo Federal. (2002). Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2001. Protección ambiental – Especies nativas de México de flora y fauna silvestres – Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio – Lista de especies en riesgo. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial de la Federación. 6 de marzo de 2002.
- Rowat, D. and K. Brooks. 2012. A review of the biology, fisheries and conservation of the whale shark *Rhincodon typus*. *Journal of Fish Biology* 80:1019-1056.
- Sáenz, M. y G. Danemann. 2008. Información Técnica para la elaboración del Programa de Conservación y Manejo de la “Reserva de la Biosfera Bahía de los Ángeles, canales de Ballenas y de Salsipuedes”, Baja California. Documento Técnico no publicado y presentado a la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Ensenada, Baja California. 144 p.
- Salas-de León, D. A., N. Carbajal-Pérez and M. A. Monreal-Gómez. 2003. Residual circulation and tidal stress in the Gulf of California. *J. Geophys. Res.* 108:3317 doi:10.1029/2002JC001621.
- Smith, A. 1828. Descriptions of new, or imperfectly known objects of the animal kingdom, found in the south of Africa. *South African Commercial Advertiser* 3, 2.
- Vazquez, A., A. Peregrín, C. Portillo y O. Sosa. 2015. Reporte final preparado para la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas en el marco del Programa de Monitoreo Biológico del ejercicio fiscal 2015. PRONATURA Noroeste A. C.
- Wilson, S., J. Taylor and A. Pearce. 2001. The seasonal aggregation of whale sharks at Ningaloo Reef, Western Australia: currents, migrations and the EL NIÑO/ Southern Oscillation. *Environmental Biology of Fishes* 61:1-11.

4.30 Estado trófico de tres lagunas costeras subtropicales del Golfo de California

Reynaga-Franco Felipe J.¹; Arreola-Lizárraga José A.²; Padilla-Arredondo Gustavo²; Chávez-Villalba Jorge E.² y Ruiz-Ruiz Thelma M.²

¹Universidad de Sonora, Departamento de Investigaciones Científicas y Tecnológicas, Av. Luis D. Colosio s/n, Hermosillo, Sonora, México, CP 83000

²Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C. Unidad Sonora, Km 2.3 carr. a Las Tinajas, Predio El Tular s/n, Guaymas, Sonora, México, CP 85454

Autor para correspondencia: aarreola04@cibnor.mx

Resumen

Se presenta un análisis comparativo del estado trófico durante condiciones de primavera y verano en las lagunas costeras Empalme, Guásimas y Algodones, Sonora, México. En los muestreos se registraron temperatura, salinidad y oxígeno disuelto del agua, se determinaron las concentraciones de nitritos, nitratos, amonio y ortofosfato y clorofila “a”, y se estimó el estado trófico mediante el índice TRIX. Se aplicó un análisis de varianza no paramétrico (ANOVA) con una significancia de $p < 0.05$ para comparar los valores del estado trófico entre las estaciones del año y entre las lagunas. Se observó que las lagunas presentaron patrones similares en el comportamiento de las variables del agua y del estado trófico. En las tres lagunas, los valores del TRIX fueron < 3 tanto en primavera como en verano indicando que las lagunas son oligotróficas.

Palabras clave: *laguna costera; estado trófico; calidad del agua.*

Abstract

A comparative analysis about trophic state during Spring and Summer on the Empalme, Guasimas, and Algodones coastal lagoons, Sonora, México, are presented. Temperature, salinity, and dissolved oxygen in water were registred, concentrations of nitrites, nitrates, ammonium, orthophosphate, and Chlorophyll *a* were determined, and trophic state was estimated by TRIX index. An analysis variance was applied ($p < 0.05$) for comparing between seasons and among lagoons. It was observed that lagoons had same pattern on the behavior water quality and trophic state. In those lagoons values of TRIX index were < 3 , both spring and summer, showing that are oligotrophic.

Key words: *coastal lagoon; trophic state; wáter quality.*

Introducción

Las lagunas costeras representan un capital natural valioso. Sus áreas adyacentes proporcionan condiciones favorables para agricultura y turismo, y también sostienen pesquerías y acuacultura (Gönenç y Wolflin, 2005), por lo que han resultado atractivas para el establecimiento de asentamientos humanos y esto implica un desafío para su uso y manejo sostenible.

Un aspecto clave para el mantenimiento saludable de estos ecosistemas es su calidad del agua, la cual está controlada por diversos factores asociados a su balance hidráulico y salino, tiempo de residencia, amplitud de mareas y geomorfología; así como a sus fuentes naturales y antrópicas de agua dulce y nutrientes (Kjerfve, 1994; McComb, 1995). Por ejemplo, los cambios en la concentración de los nutrientes está en función de diversos factores, entre los que destacan: (1) la fuente de los nutrientes —deposición atmosférica, lixiviación, escurrimiento superficial y subterráneo, surgencias, y erosión costera—, (2) la magnitud de los aportes de nutrientes, (3) efectos estacionales, (4) grado de mezcla en

la columna de agua, y (5) las características hidrográficas que determinan la susceptibilidad del cuerpo de agua al enriquecimiento de nutrientes, ya que actúan como un filtro que determina la respuesta del ecosistema a los aportes de nutrientes (Cloern, 2001).

El enriquecimiento por nutrientes en estos cuerpos de agua costeros puede propiciar un incremento en la tasa de suministro de materia orgánica al ecosistema o eutrofización (Nixon, 1995). Debido a los efectos negativos de la eutrofización, tanto ecológicos como económicos, su detección y evaluación, es un campo de estudio importante para el manejo y conservación de las aguas costeras y marinas del mundo (Devlin *et al.*, 2011).

Un enfoque en la evaluación de la eutrofización es mediante el uso de variables clave, índices o modelos para la estimación de la tasa de suministro de materia orgánica de un ecosistema o estado trófico (Nixon, 1995).

En particular, en lagunas costeras semiáridas subtropicales del Golfo de California se ha observado que prevalece un estado oligotrófico, pero estacionalmente pueden manifestarse incrementos a estados mesotróficos, tanto por fuentes naturales como antrópicas (Arreola-Lizárraga *et al.*, 2016; Ruiz-Ruiz *et al.*, 2017). El objetivo de este estudio es estimar y comparar el estado trófico de tres lagunas costeras semiáridas del Golfo de California.

Materiales y Métodos

Área de estudio

La laguna costera Empalme tiene una superficie de 33.6 km², profundidad promedio de 2 m y se comunica al mar a través de una boca de 1 200 m de ancho y 1.2 m de profundidad promedio. La laguna Guásimas tiene una superficie de 37 km², profundidad promedio de 0.7 m y se comunica al mar a través de una boca de 2 km de ancho. La laguna Algodones tiene una superficie de 0.7 km², profundidad promedio de 1.4 m y se comunica al mar a través de una boca de 300 m. Estas lagunas están influenciadas por un clima muy seco, caracterizado por una precipitación inferior a los 300 mm al año y temperatura ambiental media anual de 18 a 26°C; el clima es considerado muy extremo, debido a que su oscilación térmica anual es mayor a 14°C (INEGI, 2000) (Figura 1).

En cada laguna costera se realizaron tres muestreos en el mes de mayo (primavera) y tres muestreos en el mes de agosto (verano) con una frecuencia semanal. Los muestreos se realizaron entre las 8:00 y 12:00 horas del día en una red de estaciones en cada laguna. Se recolectó 1 litro de agua subsuperficial en botes de plástico para determinar nitrito, nitrato, amonio, ortofosfato y clorofila “a”.

Las muestras de agua fueron transportadas para su análisis, en hieleras (4°C). Los parámetros físico-químicos se registraron en cada estación por medio de un equipo multisensor programable marca Hydrolab, modelo Recorder.

La concentración de nutrientes inorgánicos disueltos se determinó por métodos químicos (Parson *et al.*, 1984). La clorofila “a” se estimó espectrofotométricamente empleando el método de extracción con acetona (Parson *et al.*, 1984), mediante filtración en filtro marca Gelman, tipo A/E con capacidad de retención de 1 µm.

El estado trófico se estimó mediante el índice TRIX propuesto por Vollenweider *et al.* (1998), de acuerdo con la ecuación:

$$\text{TRIX} = \frac{\log(\text{Chl}a \times \text{OD} \times \text{NT} \times \text{PT}) + 1.5}{1.2}$$

Dónde: TRIX es el índice del estado trófico, Chla es la concentración en mg m^{-3} de clorofila a, O.D. es el valor absoluto de la desviación del porcentaje de saturación de oxígeno disuelto, es decir: $|100 - \% \text{OD}|$, NT es la concentración en μM del Nitrógeno Total (en este caso nitrógeno inorgánico disuelto), y PT es la concentración en μM del fósforo total (en este caso Fósforo Inorgánico Disuelto).

Las constantes 1.5 y 1.2 se refieren a los coeficientes de escala de las variables que componen el índice. El TRIX, tiene valores entre 1 y 10 donde se establece el nivel de estado trófico: 0–2.5 oligotrófico, 2.6 - 5 mesotrófico, 5.1 - 7.5 eutrófico, 6 - 10 hipertrófico.

Los valores del índice TRIX se compararon tanto entre las estaciones del año como entre las lagunas, mediante un análisis de varianza no paramétrico (ANOVA) con una significancia de $p < 0.05$ y los resultados se presentaron mediante gráficos de cajas y bigotes. El paquete estadístico utilizado fue STATGRAPHICS Plus 4.1

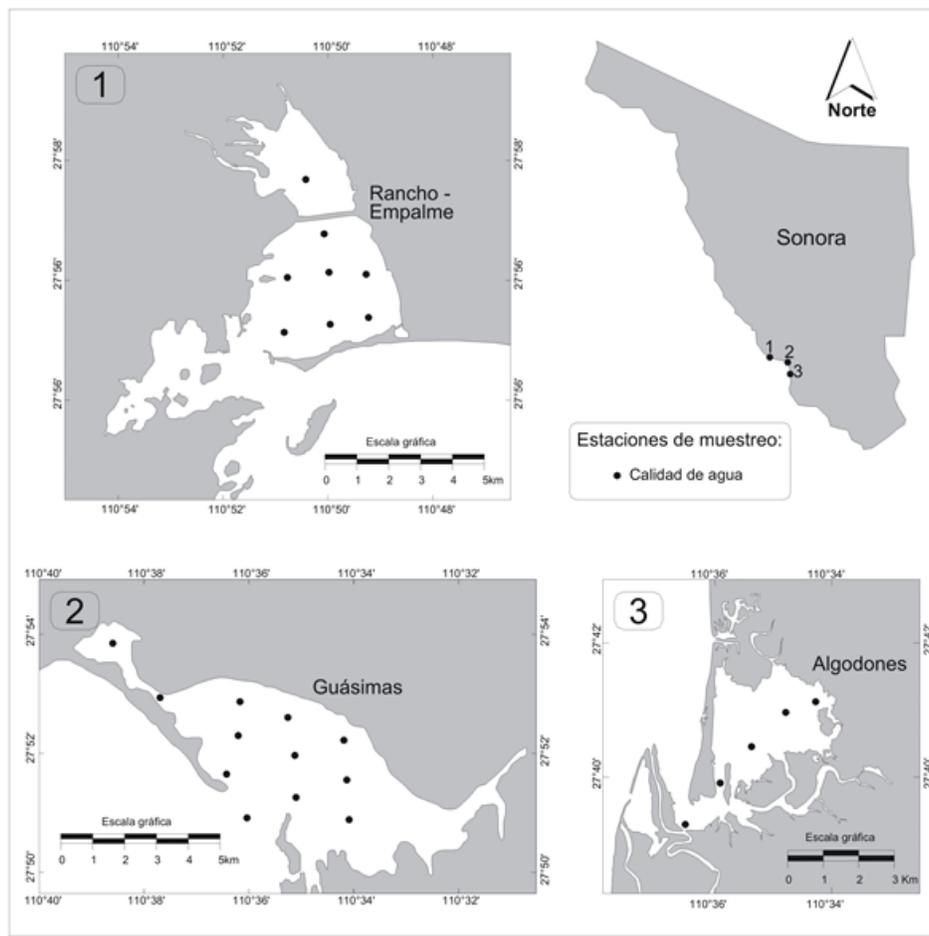


Figura 1. Localización de las lagunas Empalme, Las Guásimas y Algodones, indicando los sitios de muestreo.

Resultados y Discusión

Temperatura

En las tres lagunas la temperatura del agua de $\sim 26^{\circ}\text{C}$ en primavera y $\sim 32^{\circ}\text{C}$ en verano ha sido registrado en estudios hidrológicos previos realizados en lagunas costeras de esta región del Golfo de California (Ochoa-Araiza, 1979; Valdez-Holguín, 1994) y se atribuye a la influencia de la temperatura del aire que en esta región árida tiene oscilaciones anuales $> 14^{\circ}\text{C}$ (García, 2004), así como a las masas

de agua del mar adyacente caracterizadas por valores de temperatura superficial de 26°C en verano y de 17°C en invierno (Roden y Emilsson, 1980).

Salinidad

La salinidad del agua en las lagunas fue de 38 - 42 ups con valores más altos en verano (~4 ups) con respecto a primavera. Los valores observados y su variación estacional coinciden con estudios hidrológicos previos (Ochoa-Araiza, 1979; Valdez-Holguín y Martínez-Córdova, 1993), donde también se destaca la escasa variación anual de la salinidad (~36 - 42 ups) en estas lagunas, asociada a que las tasas anuales de evaporación (~3000 mm) superan a las tasas de precipitación (~300 mm). Con base en la clasificación de Conteras-Espinoza y Warner (2004), estas lagunas califican como eurihalinas (30 - 40 ups).

Oxígeno disuelto

Las concentraciones de oxígeno disuelto disminuyeron en verano con respecto a primavera este comportamiento del oxígeno disuelto inverso a la temperatura, es atribuido a la solubilidad del gas. Las concentraciones de oxígeno disuelto fueron $> 4 \text{ mg l}^{-1}$ y esto se atribuye al buen intercambio o tasa de renovación del agua de estas lagunas como lo observaron Gilmartin y Revelante (1978) y Valenzuela-Siu *et al.* (2007).

Nutrientes inorgánicos disueltos

En las tres lagunas, las concentraciones de nitritos y nitratos fueron $< 2 \mu\text{M}$ con valores promedio $\sim 0.5 \mu\text{M}$ durante primavera y verano, las concentraciones de amonio variaron entre 1 y $5 \mu\text{M}$ con intervalos más amplios en primavera; el fósforo inorgánico disuelto tuvo concentraciones $< 2 \mu\text{M}$ y los valores promedios fueron cercanos a $1 \mu\text{M}$ en primavera y verano; la razón N:P tuvo valores < 4 y promedios ≤ 2 durante primavera y verano.

Estos resultados muestran que en este periodo de estudio la influencia de lluvias en verano no tuvo una influencia significativa en incrementar las concentraciones de estos nutrientes inorgánicos disueltos. Esto sugiere que los procesos de reciclaje interno y aportes del mar adyacente fueron las fuentes primordiales de la concentración de nitrógeno y fósforo, y estas fuentes no tuvieron cambios importantes en sus magnitudes durante el periodo primavera-verano.

Clorofila "a"

En las tres lagunas, las concentraciones de clorofila "a" fueron $< 4 \text{ mg m}^{-3}$ y se observaron valores promedio más altos en primavera ($\leq 1 \text{ mg m}^{-3}$) que en verano ($\leq 0.2 \text{ mg m}^{-3}$). Los valores bajos de nutrientes y particularmente de la razón N: P son consistentes con los valores bajos de biomasa de fitoplancton, un factor clave para explicar estos valores bajos es la tasa de renovación del agua que es de pocos días; en particular, la laguna de Empalme tiene una tasa de renovación < 7 días (Arreola-Lizarraga *et al.*, 2016), Las Guásimas < 3 días (Padilla-Arredondo *et al.*, 2002) y Algodones 15 días (Arreola-Lizarraga *et al.*, 2015). Esto también ha sido observado en las lagunas Guaymas (Ruiz-Ruiz *et al.*, 2016) y Lobos (Ruiz-Ruiz *et al.*, 2017) ubicadas en esta región del Golfo de California.

Estado trófico

Los valores del TRIX fueron < 3 en las tres lagunas tanto en primavera como en verano indicando estado oligotrófico. Estos valores son consistentes con las concentraciones observadas de las variables

involucradas en su cálculo (Figura 2). El estado oligotrófico observado puede ser explicado porque: (1) las lagunas no reciben aguas residuales y las fuentes antropogénicas de nutrientes están ausentes o son insignificantes, (2) la tasa de renovación del agua de pocos días es un factor que minimiza la susceptibilidad a la eutrofización. Arreola-Lizárraga *et al.* (2016) observaron que en el sistema el Rancho-Empalme prevaleció un estado oligotrófico durante primavera, verano y otoño, mientras que en invierno se observó un estado mesotrófico atribuido a eventos de surgencias costeras en el mar adyacente, mostrando que el índice TRIX fue sensible para detectar cambios del estado trófico. Esta sensibilidad del TRIX también fue observada en la laguna Lobos (Ruiz-Ruiz *et al.*, 2017). De tal forma que el TRIX, puede ser útil para el monitoreo del estado trófico de lagunas semi-áridas subtropicales y aplicarse en acciones de manejo ambiental, considerado que de acuerdo con Hooper (1969) cumple los criterios de utilidad de un índice: (1) discriminar eficientemente entre los cambios inducidos por nutrientes y por otros impactos, efectos estacionales y ciclos climáticos, (2) ser sensible a varios niveles de enriquecimiento, (3) ser aplicable a diferentes partes del mundo, y (4) ser aplicable a largo plazo y su metodología, tanto en muestreos, como en análisis de laboratorio, debe ser sencilla.

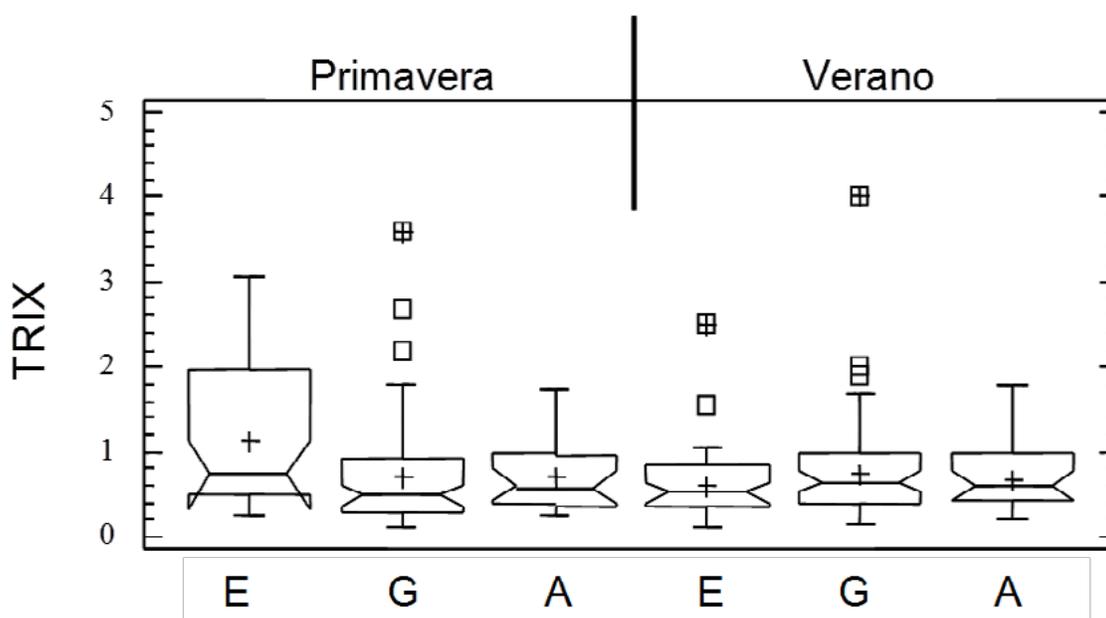


Figura 2. Estado trófico indicado mediante el índice TRIX en las lagunas Empalme, Guásimas, Algodones durante primavera y verano (E: Empalme, G: Guásimas, A: Algodones).

Conclusiones

En las tres lagunas, la temperatura del agua fue mayor en verano (~ 3 °C) con respecto a primavera (~ 26 °C); la salinidad fue mayor en verano (~ 40 ups) respecto a primavera (≈ 38 ups), y el oxígeno disuelto mostró valores más bajos en verano (~ 5 mg l⁻¹) con respecto a primavera (~ 6 mg l⁻¹).

En las tres lagunas, las concentraciones de nitritos y nitratos fueron < 2 μ M con valores promedio ~ 0.5 μ M durante primavera y verano, las concentraciones de amonio variaron entre 1 y 5 μ M con intervalos más amplios en primavera; el fósforo inorgánico disuelto tuvo concentraciones < 2 μ M y los valores promedios fueron cercanos a 1 μ M en primavera y verano; la razón N:P tuvo valores < 4 y promedios ≤ 2 durante primavera y verano.

En las tres lagunas, las concentraciones de clorofila “a” fueron < 4 mg m⁻³ con valores promedio más altos en primavera (≤ 1 mg m⁻³) que en verano (≤ 0.2 mg m⁻³).

En las tres lagunas, los valores del índice TRIX fueron < 3 , tanto en primavera como en verano, indicando estado oligotrófico.

Agradecimientos

María del Refugio López procesó las muestras de agua en el Laboratorio de Calidad del Agua del CIBNOR, S. C. Unidad Sonora; Andrés Hernández apoyó el trabajo de campo y David Urías elaboró la figura del área de estudio.

Literatur citada

- Arreola-Lizárraga, J. A., G. Padilla-Arredondo y J. Garatuzza-Payán. 2015. Flujos de nutrientes y metabolismo neto del estero Algodones (eurihalino, subtropical) en el Golfo de California. pp. 495-501. *In: Paz-Pellat, F., J. Wong-González y R. Torres-Alamilla (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus interacciones en México: Síntesis a 2015. Serie: Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con el Centro del Cambio Global y la Sustentabilidad en el Sureste, A.C y el Centro Internacional de Vinculación y Enseñanza de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. Texcoco, Estado de México, México. ISBN: 978-607-96490-3-6. 702 p.*
- Arreola-Lizárraga, J. A., G. Padilla-Arredondo, J. Medina-Galván, L. Méndez-Rodríguez, R. Mendoza-Salgado and M. V. Cordoba-Matson. 2016. An analysis of hydrobiological responses to anthropogenic and natural influences in a lagoon system in the Gulf of California. *Oceanological and Hydrobiological Studies* 45:112-120.
- Cloern, J. E. 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 210:223-253.
- Contreras-Espinosa, F. y B. G. Warner. 2004. Ecosystem characteristics and management considerations for coastal wetlands in Mexico. *Hydrobiologia*, 511:233-245.
- Devlin, M., S. Bricker and S. Painting. 2011. Comparison of five methods for assessing impacts of nutrient enrichment using estuarine case studies. *Biogeochemistry* 106:177-205.
- García, E. 2004. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. 5ta. ed. Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México, 98 p.
- Gilmartin, M. and N. Revelante. 1978. The phytoplankton characteristics of the barrier island lagoons of the Gulf of California. *Estuarine and Coastal Marine Science* 7:29-47.
- Gönenç, I. E. and J. P. Wolflin. 2005. Introduction. pp 1-5. *In: Gönenç, I.E and J. P. Wolflin (eds.). Coastal Lagoons: ecosystem processes and modeling for sustainable use and development. CRC Press, Boca Raton, Florida, USA.*
- Hooper, F. F. 1969. Eutrophication indices and their relation to other indices of ecosystem change. pp 225-235. *In: National Academy of Sciences (eds.). Eutrophication: causes, consequences, correctives. Proceedings of a symposium. National Academy of Sciences. Primera Edición. Washington, D.C.*
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2000. Síntesis de información Geográfica del Estado de Sonora. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Aguascalientes, Ags. 88 p.
- Kjerfve, B. (ed.) 1994. Coastal Lagoons Processes. Elsevier Science Publ. Amsterdam. *Oceanography Series* 60, 577 p.
- McComb, A. J. 1995. Introduction. pp. 1-4. *In: McComb, A.J. (ed.), Eutrophic shallow estuaries and lagoons. CRC Press.*
- Nixon, S. W. 1995. Coastal marine eutrophication: a definition, social causes, and future concerns. *Ophelia* 41:199-229.
- Ochoa-Araiza, G. 1979. Distribución superficial de temperatura, salinidad, oxígeno disuelto, y PH, en cuatro bahías del Estado de Sonora, México, durante un ciclo anual. Tesis de licenciatura, Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, B.C, México, 68 p.
- Padilla-Arredondo G., J. A. Arreola-Lizárraga and C. H. Lechuga-Devéze, 2002. Las Guásimas coastal lagoon, Sonora, Mexico. *In: V. F. Camacho-Ibar, V. Dupra, J. I. Marshall-Crossland, F. Wulff, S.V. Smith and C.J. Crossland (eds). Estuarine systems of the Latin American Region (Regional Workshop V), and estuarine systems of the Arctic Region: carbon, nitrogen and phosphorus fluxes. LOICZ Reports and Studies No. 23. LOICZ, Texel, The Netherlands. 96 p.*
- Parson, T. R., Y. Maitia and C. M. Lalli. 1984. A manual of chemical and biological methods for sea water analysis. Pergamonn Press, Oxford.
- Roden, G. I. e I. Emilsson. 1980. Oceanografía física del Golfo de California. Centro de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM Contribución No. 90. 67 p.
- Ruiz-Ruiz, T. M., J. A. Arreola-Lizárraga, L. Morquecho, R. A. Mendoza-Salgado, A. Martínez-López, L. C. Méndez-Rodríguez and J. Enríquez-Flores. 2016. Assessment of eutrophication in a subtropical lagoon in the Gulf of California. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 19: 382-392.
- Ruiz-Ruiz, T. M., J. A. Arreola-Lizárraga, L. Morquecho, L. C. Méndez-Rodríguez, A. Martínez-López and R. A. Mendoza-Salgado. 2017. Detecting eutrophication symptoms by means of three methods in a subtropical semi-arid coastal lagoon. *Wetlands*, 37:1105-1118 doi 10.1007/s13157-017-0944-y.
- Valdez-Holguín, J. E. 1994. Variaciones diarias de temperatura, salinidad, oxígeno disuelto y clorofila "a" en una laguna hipersalina del Golfo de California. *Ciencias Marinas* 20:123-137.
- Valdez-Holguín, J. E. y L. R. Martínez-Córdova. 1993. Variabilidad de algunos parámetros físico-químicos y productividad primaria en la laguna La Cruz, Sonora, México. *Revista Biología Tropical*, 41:161-179.
- Valenzuela-Siu, M., J. A. Arreola-Lizárraga, S. Sánchez-Carrillo y G. Padilla-Arredondo. 2007. Flujos de nutrientes y metabolismo neto de la laguna costera Lobos, México. *Hidrobiológica* 17:193-208.
- Vollenweider, R. A., F. Giovanardi, G. Montanari and A. Rinaldi. 1998. Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special refrence to the NW Adriatic Sea: proposal for a Trophic Scale, Turbidity and generalized Water Quality Index. *Envirometrics* 9:329-357.

4.31 Producción primaria bruta en bosques submarinos de la región Bahía Todos Santos

Paz-Lacavex Andrea¹; Beas-Luna Rodrigo¹; Lorda Julio²; Cavanuagh Kyle³ y Bell Tom³

¹ Facultad de Ciencias Marinas, Universidad Autónoma de Baja California.

² Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Baja California.

³ Departamento de Geografía, Universidad de California en Los Angeles

Autor para correspondencia: rbeas@uabc.edu.mx

Resumen

Los bosques de macroalgas proveen múltiples servicios ecosistémicos, entre ellos la captación y almacenamiento de CO₂ o “carbón azul”. En este trabajo se estimó la biomasa por medio de un algoritmo que integra imágenes de satélite multispectrales de los últimos 28 años con validaciones de biomasa *in situ* de los bosques de sargazo en la Bahía de Todos Santos (BTS). Nuestros datos sugieren que estos bosques submarinos son comparables con los bosques tropicales en la cantidad de C que secuestran (promedio anual de 8.54 gr C m⁻²). También, se encontró una variabilidad espacial con zonas persistentes capturando hasta 900 gr C m⁻² anuales. Esta primera aproximación de captura de C atmosférico de los bosques de macroalgas en BTS destaca el papel que tiene los ecosistemas marinos costeros en México en la mitigación de los efectos del cambio climático mediante la captura de CO₂ atmosférico.

Palabras clave: *bosques de macroalgas; carbón azul; manejo de ecosistemas costeros; percepción remota.*

Abstract

Kelp forest provide a great diversity of ecosystem services. In the present work we focus on "Blue Carbon" as the service of capturing atmospheric CO₂ through primary production. We estimated the biomass using an algorithm which integrates multispectral satellite images with *in situ* kelp biomass estimations from the last 28 year. We performed this study at Todos Santos Bay (BTS) in Baja California. Our data suggest kelp forest in this area are comparable with tropical rain forests in the amount of C they can capture (annual average 8.54 gr C m⁻²). In addition, we found an interesting spatial variability with persistent patches of kelp sequestering as much as 900 gr C m⁻² annually. In this first approximation, we highlight the roll of coastal marine ecosystems at BTS as important players in mitigation the effects of climate change through sequestration of atmospheric CO₂.

Key words: *kelp forests; blue carbon: coastal ecosystems management; remote sensing.*

Introducción

Los bosques de macroalgas, estructurados por *Macrocystis pyrifera*, son uno de los ecosistemas marinos costeros más productivos del planeta (Schiel y Foster, 2015). Estos bosques submarinos proveen una gran cantidad de servicios ecosistémicos que incluyen pesquerías, protección a la costa, hábitats de reproducción y especialmente relevante, contribuyen significativamente a la captación y almacenamiento de CO₂, lo que conocemos como “carbón azul” (Carr y Reed, 2015; Hoffman *et al.*, 2011). Se estima que, a nivel global, estos ecosistemas capturan aproximadamente 39 Tg C año⁻¹ (Reed y Brzezinski, 2009). Sin embargo, este tipo de estudios se realizan a gran escala, por lo que es

muy complicado utilizar esta información para un manejo adecuado de ecosistemas costeros a una escala local, especialmente en el contexto actual del cambio climático.

El reciente aumento en la frecuencia e intensidad de disturbios ambientales derivados del cambio climático afectan gravemente la estabilidad y equilibrio de los bosques de macroalgas (Byrnes *et al.*, 2011) y ponen en riesgo los servicios ecosistémicos que proveen a los humanos. Los bosques de macroalgas en Baja California, México no son la excepción. Desafortunadamente, se conoce muy poco sobre la dinámica, abundancia y estabilidad de los bosques submarinos en la región, ya que la gran mayoría del esfuerzo de investigación se frena en la frontera entre California y Baja California (Ramirez-Valdez *et al.*, 2017). Además, la poca información que existe no está disponible públicamente. Esta información incluye reportes de captura de empresas que históricamente explotaban *Macrocystis pyrifera* en la región, literatura gris y algunos documentos con datos de monitoreo o experimentos puntuales que no están digitalizados. Actualmente existen nuevas tecnologías, como la percepción remota, que se han utilizado para estimar la abundancia y variabilidad de la cobertura de los bosques submarinos en California (Cavanagh, 2011; Bell *et al.*, 2015). Con estas nuevas tecnologías y la integración de la información disponible es posible generar datos relevantes que nos permiten actualizar las estrategias de manejo existentes para los bosques de macroalgas en Baja California.

La producción de biomasa de *M. pyrifera* es tan alta que se compara con los bosques tropicales (Schiel y Foster, 2015). Esta alga parda crece hasta 60 cm por día, puede llegar hasta los 45 metros de longitud (Davis, 1991) y soportar los fuertes oleajes ya que cuenta con rizoides para sostenerse de fondos predominantemente rocosos. De los rizoides, salen hasta decenas de estipes, que a su vez dan lugar a las frondas pardas características de los mantos que se observan en la superficie del mar. La época de reclutamiento y aumento de biomasa es al finalizar el invierno y durante la primavera (Foster y Schiel, 1985). El desarrollo y crecimiento de estas algas es influenciado por diferentes factores ambientales (*i.e.* disponibilidad de luz y nutrientes, oleaje y temperatura), así como por factores biológicos (*i.e.* herbivorismo y procesos demográficos como dispersión, reclutamiento y competencia intraespecífica) (Graham *et al.*, 2007). Cuando las condiciones ambientales son las adecuadas, se estima que *M. pyrifera* puede llegar a tener un aumento de biomasa entre 2 y 4% diario y una tasa de recambio de mínimo siete veces al año (Reed *et al.*, 2008). Con esta gran producción de biomasa, los bosques de macroalgas de *M. pyrifera* juegan un papel muy importante en la captación de CO₂ atmosférico.

Wilmers *et al.* (2012) estimaron la captación de CO₂ atmosférico de bosques de macroalgas estructurados por *Laminaria* spp., *Eularia* spp. y *Nereocystis* spp. a partir de la producción primaria neta (PPN) calculada de entre 313 y 900 gramos de carbono por metro cuadrado por año (g C m⁻² año⁻¹). Este estudio, constituye el único que ha estimado la cantidad de carbono capturada en este tipo de ecosistemas, es decir, no existe una estimación de la cantidad de CO₂ que captan los bosques estructurados por *M. pyrifera*. Actualmente, existen estudios que han evaluado la dinámica de las poblaciones de *M. pyrifera* por medio de fotointerpretación de imágenes satelitales y captura de datos en campo en las costas de California (Cavanaugh, 2011; Cavanaugh *et al.*, 2013) y esta información puede ser utilizada para estimar el CO₂ captado.

Los bosques de macroalgas de la Bahía Todos Santos (BTS) tienen una gran importancia económica y cultural en el estado de Baja California. De acuerdo a la Carta Estatal Pesquera (Gov. Edo. B.C., 2015) los cinco productos que lideran el ingreso de la región son: abulón (históricamente), camarón, langosta, erizo y pulpo. Estos organismos se asocian a bosques de macroalgas de la Bahía Todos Santos. Para asegurarnos que los bosques sigan produciendo servicios ecosistémicos, es importante entender la variabilidad y biomasa histórica de *M. pyrifera* de estos bosques y así mejorar las acciones de manejo y conservación locales de esta zona.

El propósito principal de este trabajo es generar las primeras estimaciones de la captación de CO₂ atmosférico a partir de la producción primaria neta de *M. Pyrifera* mediante imágenes de satélite. En este trabajo, se propuso contestar: 1) ¿Cuál es la cantidad de CO₂ atmosférico que un bosque de macroalgas

puede captar? 2) ¿Cuál es la variabilidad de esta captación? y 3) ¿Cómo se distribuye la captura de carbono en la región BTS? Se pretende que esta información pueda ser integrada en la actualización de acciones de conservación y manejo de ecosistemas marinos costeros en esta región.

Materiales y Métodos

Área de estudio

La Bahía de Todos Santos (BTS) en Baja California se encuentra en el municipio de Ensenada, Baja California, México a 100 km al sur de la frontera con Estados Unidos. El centro de la bahía se ubica aproximadamente en 31.8° N, 116.7° W (Figura 1). Los ecosistemas costeros de BTS se caracterizan por agua fría y rica en nutrientes del sur de la corriente de California. Los arrecifes rocosos de BTS se encuentra dentro de los límites de distribución de los arrecifes templados dominados por bosques de macroalgas del sargazo gigante, *Macrocystis pyrifera*.

Identificación de bosques de macroalgas históricos y captura de C

Para la identificación de zonas con bosque de macroalgas histórico de BTS se utilizaron imágenes satelitales multiespectrales Landsat 5, 7 y 8, disponibles desde abril de 1989, hasta noviembre del 2017. Las imágenes corresponden a la escena que cubre la zona de BTS con número de identificación #039038. Estas imágenes cuentan con una extensión de 185 kilómetros de lado, una resolución de 30 metros por pixel, y un rango espectral de 0.45 - 2.35 micrómetros en las bandas 1, 2, 3, 4, 5 y 7. Los satélites completan una elipse alrededor de la Tierra en 16 - 18 días, obteniendo imágenes del mismo sitio con esa frecuencia (GLCF, 2016). Las imágenes con condiciones meteorológicas adversas, como oleaje y nubosidades, se descartaron, por lo que se obtuvieron imágenes utilizables cada uno o dos meses.

Para llevar a cabo los cálculos de biomasa de *M. pyrifera* en BTS utilizamos un algoritmo para generar estimaciones de biomasa de *M. pyrifera* a partir de las tonalidades de radiación a través de datos *in situ* de densidad de *M. pyrifera*. (Cavanaugh *et al.*, 2011). Particularmente, se utilizó la firma espectral del dosel del bosque para cada pixel de 30x30 m. Se realizó la combinación de bandas de los satélites multiespectrales que coincidían con las tonalidades de radiación reflejadas por el bosque de macroalgas utilizando las bandas verdes (500 - 590 nm), rojo (610 - 680 nm), infra-rojo cercano (780 - 890 nm) e infra-rojo medio (1 580 - 1 730 nm). Solamente utilizamos los datos de los píxeles que presentaron macroalgas cinco o más veces a lo largo esta serie de tiempo de 1989 - 2017. Se encontraron 590 escenas útiles que cubrieran BTS entre el periodo mencionado.

Para transformar los datos de biomasa de peso húmedo de *M. pyrifera* a kilogramos de carbono por metro cuadrado por año se utilizaron las aproximaciones de Mann (1972) y Wilmers *et al.* (2012). Estos autores sugieren sólo el 10% de la biomasa húmeda de *M. pyrifera* es peso seco del cual el 26% es carbono (C).

A partir de esta equivalencia, calculamos la potencial captura de g C m⁻² y se graficaron en un mapa utilizando el *software* ArcMap 10.2 (Figuras 1 y 2). Además, se calculó el porcentaje de ocupación histórico por píxel, y su relación con el C capturado (Figura 3). En ambos casos, los valores se acotaron a seis categorías de acuerdo a los cortes naturales de los datos (utilizando la herramienta *Natural Breaks*) y se desplegaron como rampa de colores para su fácil interpretación.

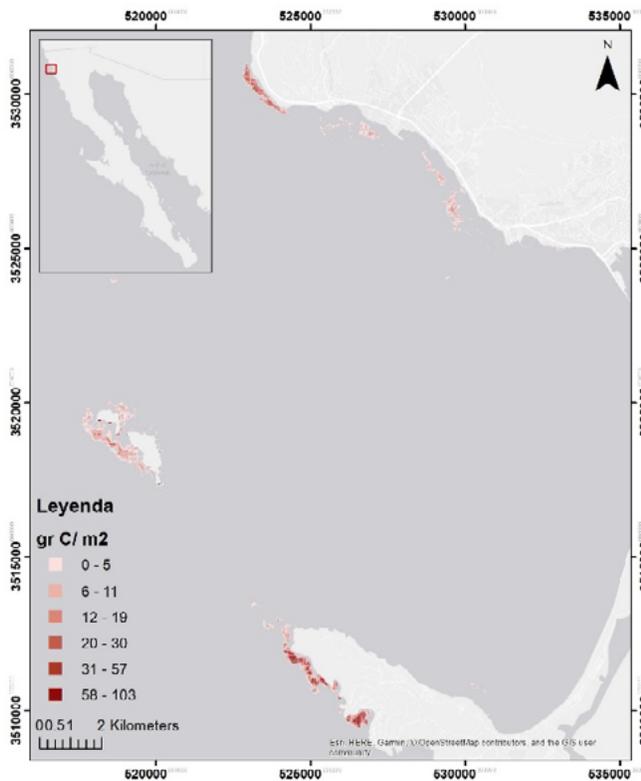


Figura 1. Mapa de Bahía Todos Santos en Baja California. Las zonas coloreadas indican la ubicación de los bosques de macroalgas. Las diferentes tonalidades representan kilogramo de Carbono promedio de los últimos 30 años por m^2 .

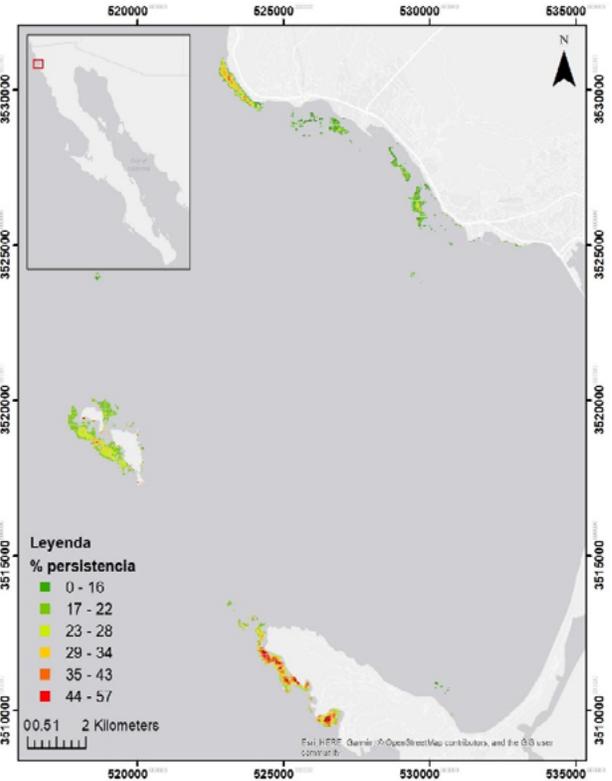


Figura 2. Mapa de persistencia histórica del bosque de macroalgas región Bahía Todos Santos.

Resultados y Discusiones

Identificación de bosques de macroalgas históricos y captura de C

Con el análisis de las imágenes satelitales, se encontró una superficie de 3.8 km^2 de dosel de bosques de macroalgas (4 184 píxeles) a partir de las 590 escenas de los últimos 28 años. Los valores promedio de C variaron entre 0.27 gr C m^{-2} y $103.02 \text{ gr C m}^{-2}$ para los bosques de macroalgas de *Macrocystis pyrifera* en la Bahía de Todos Santos. De acuerdo a la proporción de biomasa de macroalgas - C (1:0.026), se generó un mapa de promedio histórico para mostrar la variabilidad espacial de esta captura (Figura 1).

Se identificaron 5 zonas principales con bosques de macroalgas en la Bahía Todos Santos (Figura 1): Punta San Miguel, El Sauzal, Rincón de Ballenas, Isla Todos Santos y Punta Banda Sur. Nuestros datos indican que Punta Banda Sur y Punta San Miguel son los sitios con mayor cantidad histórica de C con un promedio de $14.4 \text{ gr C m}^{-2} \pm 11.73 \text{ DS}$ y $11.45 \text{ gr C m}^{-2} \pm 6.54 \text{ DS}$ respectivamente. Los promedios para Isla Todos Santos y Sauzal fueron intermedio con $5.74 \text{ gr C m}^{-2} \pm 7.27 \text{ DS}$ y $3.41 \text{ gr C m}^{-2} \pm 2.48 \text{ DS}$, respectivamente, y el menor de todos Rincón de Ballenas con $1.61 \text{ gr C m}^{-2} \pm 0.72 \text{ DS}$.

A lo largo del sitio de estudio, se observa que los píxeles de persistencia histórica se ubican en el centro de los parches de macroalgas (Figura 2). Estos sitios, llamados núcleo, cuentan con arriba de 150 m de largo perpendicular a la costa y se encuentran rodeados de zonas (píxeles) con persistencia descendente. Los núcleos de los bosques en la zona de BTS, tiene una persistencia promedio de 23.3%, con un mínimo de 9.7% y una máxima de 56.9% en los últimos 28 años. A partir de la proporción C-macroalgas, se encontró que aquellas zonas de alta captura de carbono corresponden a sitios

persistentes (coef. Corr. = 0.86). Considerando la variabilidad ambiental natural de estos ecosistemas, destacan Punta San Miguel y Punta Banda Sur, con 24.5% y 30.8% respectivamente.

Dinámica histórica de captura de C

Se calculó el promedio anual de C para toda la Bahía de Todos Santos (Figura 3). Se encontró una media histórica de 8,805.27 ton C año⁻¹ para la región BTS y un total de 274,680.7 ton de C captados en los últimos 28 años. Se encontró un aumento en la variabilidad en las estimaciones a partir del 2008. Esto podría estar asociado al aumento en la variabilidad ambiental interanual (IPCC, 2013). Por consiguiente, este patrón se ve reflejado en el aumento en la captación de en este sistema. La relevancia de esta observación radica en que, gracias a estas series de tiempo largas, se pueden identificar patrones interesantes a escalas de tiempo que con estudios puntuales no se podrían identificar.

En esta primera aproximación de captura de C atmosférico de los bosques de macroalgas en BTS se mostró su dinámica, distribución y relevancia. Sin embargo, se debe de tomar en cuenta las limitaciones de la misma. Por ejemplo, los resultados aquí presentados no consideran variables oceanográficas como turbidez del agua, tipo de sustrato, profundidad, intensidad del oleaje, ni surgencias. Tampoco considera la proporción de cuanto carbono que se captura es retenido, transportado a otros ecosistemas ni el liberado nuevamente a la atmósfera por procesos de descomposición de materia algal. Sin embargo, estas estimaciones son un acercamiento significativo en el entendimiento de la dinámica del ciclo de carbono en ecosistemas costeros tan productivos como los bosques de macroalgas.

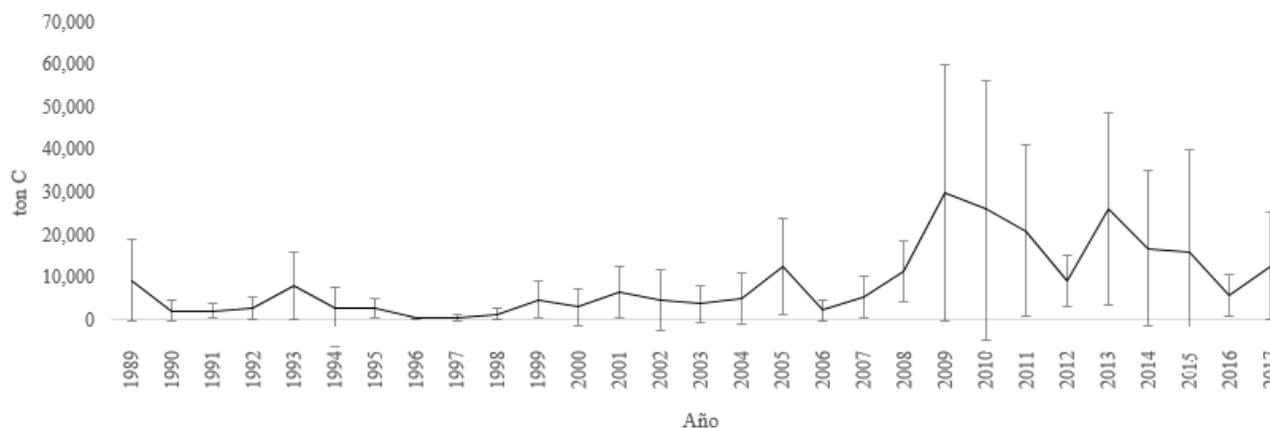


Figura 3. Promedio anual de C en un bosque de la Bahía Todos Santos 1989-2017

Conclusiones

En este estudio se estimó por primera vez la captación de C de los bosques de macroalgas de la Bahía Todos Santos en Baja California. Estimamos un promedio anual de 8.54 gr C m⁻². Estas estimaciones reafirman que los bosques de macroalgas son comparables con bosques tropicales en la cantidad de C capturan. Los resultados presentados indican una fuerte correlación entre la persistencia histórica y su capacidad de captar C atmosférico. Este ejercicio es una aproximación a las posibles aplicaciones de los Sistemas de Información Geográfica para la evaluación de la captura de C por ecosistemas costeros. La escala a la que fueron trabajados estos datos no considera variaciones a escala fina (menor a 30x30m). Se recomienda evaluar cada sitio independientemente con sus variables asociadas, así como aumentar los esfuerzos para cuantificar el sumidero de carbono que los ecosistemas de macroalgas representan. Uniendo estos valores con la información generada en este



estudio, se propone utilizar el mercado de Bonos de Carbono. Esto con el objetivo de implementar acciones de protección para los ecosistemas marinos costeros de la región BTS y salvaguardar los servicios ambientales que éstos proporcionan.

Agradecimientos

Agradecemos profundamente a Alicia Abadía por sus valiosos comentarios a este manuscrito. Especial agradecimiento a nuestras fuentes de financiamiento: UC-Mexus Conacyt Collaborative grants y al proyecto PRODEP UABC-PTC 669 otorgado a Julio Lorda Solorzano.

Literatura citada

- Bell, T. W., K. C. Cavanaugh and D. A. Siegel. 2015. Remote monitoring of giant kelp biomass and physiological condition: An evaluation of the potential for the Hyperspectral Infrared Imager (HyspIRI) mission. *Remote Sensing of Environment* 167: 218-228 doi.org/10.1016/j.rse.2015.05.003
- Byrnes, J. E., D. C. Reed, B. J. Cardinale, K. C. Cavanaugh, S. J. Holbrook and R. J. Schmitt. 2011. Climate-driven increases in storm frequency simplify kelp forest food webs. *Global Change Biology* 17: 2513-2524.
- Cavanaugh, K. C. 2011. Variability of Giant Kelp Forests in Southern California: Remote Assessment of Kelp Biomass and the Drivers of Kelp Forest Dynamics. University of California, Santa Barbara.
- Cavanaugh, K. C., B. E. Kendall, D. A. Siegel, D. C. Reed, F. Alberto and J. Assis. 2013. Synchrony in dynamics of giant kelp forests is driven by both local recruitment and regional environmental controls. *Ecology* 94:499-509.
- Davis, C. 1991. California Reefs. San Francisco, California: Chronicle Books.
- Carr, M. H. and D. C. Reed. 2015. Shallow rocky reefs and kelp forests. *Ecosystems of California*. University of California Press, Berkeley, California, EUA. 311-336.
- Davis, C. 1991. California Reefs. Chronicle Books. San Francisco, California.
- Foster, M. S. and D. R. Schiel. 1985. The ecology of giant kelp forests in California: a community profile. U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. 85-72.
- Global Land Cover Facility. (2016. Landsat Imagery. College Park, Maryland. <http://glcf.umd.edu/data/landsat/>. Consultado el día 17 de mayo de 2017.
- Gobierno del Estado de Baja California. 2015. Carta Estatal Pesquera. Secretaría de Pesca de Baja California. <http://www.sepescabc.gob.mx/x/salaDePrensa/difusionAcciones/docs/CartaEstatalPesquera.pdf>. Consultado el 3 de marzo de 2017.
- Graham, M. H., J. A. Vázquez and A. H. Buschmann. 2007. Global ecology of the giant kelp *Macrocystis*: from ecotypes to ecosystems. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review* 45:39-88.
- Hofmann, G. E., J. E. Smith, K. S. Johnson, U. Send, L. A. Levin, F. Micheli, A. Paytan, Ni N. Price, B. Peterson, Y. Takeshita, P. G. Matson, E. D. Crook, K. J. Kroeker, M. C. Gambi, E. B. Rivest, C. A. Frieder, P. C. Yu and T. R. Martz. 2011. High-Frequency Dynamics of Ocean pH: A Multi-Ecosystem Comparison. *PLoS ONE* 6(12):e28983. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0028983>.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2013. Summary for Policymakers. *In: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom y New York, NY, EUA.
- Mann, K. H. 1972. Ecological energetics of the seaweed zone in a marine bay on the Atlantic coast of Canada. *Mar. Biol.*
- Ramírez-Valdez, A., O. Aburto-Oropeza, N. Arafteh Dalmau, R. Beas-Luna, J. E. Caselle, M. C. Castorani and H. M. Leslie. 2017. Mexico-California Bi-National Initiative of Kelp Forest Ecosystems and Fisheries.
- Reed, D. C., A. Rassweiler and K. K. Arkema. 2008. Biomass rather than growth determines net primary production by giant kelp. *Ecology* 89:2493-2505
- Schiel, D. R. and M. S. Foster. 2015. *The Biology and Ecology of Giant Kelp Forests*. University of California Press, 2015. doi:10.1525/california/9780520278868.001.0001
- Wilmers, C. C., J. A. Estes, M. Edwards, K. L. Laidre, B. Konar, C. C. Wilmers and B. Konar. 2012. *Frontiers in Ecology and the Environment*. Research Communications. The Ecological Society of America. <https://doi.org/10.1890/110176>

4.32 El sistema del dióxido de carbono frente a Baja California en dos condiciones oceanográficas distintas

León-Santos Génesis S.¹; Hernández-Ayón José M.²; Baumgartner-McBride Timothy R.³; Durazo-Arvizu Reginaldo¹; Norzagaray-López Carlos O.² y Oliva-Méndez Norma L.²

¹Facultad de Ciencias Marinas, Universidad Autónoma de Baja California. Carretera Ensenada-Tijuana No. 3917, Fraccionamiento Playitas, 22860 Ensenada, B.C.

²Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Carretera Ensenada-Tijuana No. 3917, Fraccionamiento Playitas, 22860 Ensenada, B.C.

³Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. Carretera Tijuana-Ensenada 3918, Fraccionamiento Zona Playitas, 22860 Ensenada, B.C.

Autor para correspondencia: samanta.leon@uabc.edu.mx

Resumen

Frente a la costa de Baja California se ha observado la disminución de la profundidad del horizonte de saturación de omega aragonita (HSA) en diferentes condiciones oceanográficas, como consecuencia del aumento de la concentración de CO₂ en el agua. En este estudio se realizó un análisis del sistema del dióxido de carbono en la región Norte del programa IMECOCAL, con el fin de contrastar dos condiciones oceanográficas: 1) condición El Niño (2015) y 2) condición El Niño-Neutral (2017). Para ello, se calcularon las variables de pH, carbono inorgánico disuelto (CID) y Ω_{arag} mediante el empleo de las ecuaciones empíricas de Alin *et al.* (2012) valores que fueron validados con mediciones de muestras discretas. Los resultados muestran que durante la condición El Niño se presentó una mayor presencia de agua subártica que profundizó el HSA al Norte de la región, mientras que un mayor aporte de agua ecuatorial subsuperficial disminuyó la profundidad sobre la zona costera. La distribución del HSA durante la condición El Niño-Neutral presentó mayor variabilidad, somero en las estaciones costeras del Norte y profundo al Suroeste de la región. Durante la condición El Niño hubo mayor variabilidad de CID y pH. Las condiciones hidrográficas generan cambios en la composición química y biológica de la región, por lo que es de importancia su monitoreo para conocer la respuesta del ecosistema.

Palabras clave: *acidificación de los océanos; carbono inorgánico disuelto; omega aragonita; IMECOCAL.*

Abstract

Off the coast of Baja California, the decrease in the depth of the aragonite saturation horizon (HSA) has been observed in different oceanographic conditions, as a consequence of the CO₂ increase in the the water. In this study an analysis of the carbonate system in the North region of the IMECOCAL program, in order to contrast two oceanographic conditions: 1) El Niño condition (2015) and 2) El Niño-Neutral condition (2017). The variables of pH, dissolved inorganic carbon (CID) and Ω_{arag} were calculated by an empirical equation of Alin *et al.* (2012). The results show that during the El Niño event there was a greater presence of subarctic water that deepened the HSA to the North of the region, while a greater contribution of equatorial subsurface water decreased the depth over the coastal zone. The distribution of the HSA during the El Niño-Neutral condition showed greater variability, shallow in the coastal stations of the North and deep to the Southwest of the region. During the El Niño condition there was greater variability of CID and pH. Hydrographic conditions generate changes in the chemical and biological composition of the region, so it is important to monitor the response of the ecosystem.

Key words: *dissolved inorganic carbon; omega aragonite; empiric model; IMECOCAL.*

Introducción

El sistema de la Corriente de California (SCC), ha experimentado la disminución de la profundidad del horizonte de saturación de la omega aragonita (HSA) y se ha atribuido al aumento de la concentración de CO₂ antropogénico, el cual es considerado como un proceso de “acidificación del océano” (Feely *et al.*, 2009; Alin *et al.*, 2012). La absorción de CO₂ antropogénico por el océano conlleva a una disminución del pH del agua de mar y por lo tanto de la concentración de ion carbonato (CO₃²⁻). Lo que produce un cambio en el estado saturación del carbonato de calcio (CaCO₃) ya que la concentración del ion calcio prácticamente no varía.

$$\Omega = \frac{[Ca^{2+}][CO_3^{2-}]}{Kps} \quad (1)$$

Desde la revolución industrial, el Océano Pacífico ha sufrido un descenso de 0.11 unidades de pH, una reducción del 16% del estado de saturación y una disminución de profundidad de 1 a 2 m por año del HSA (Feely *et al.*, 2009). Así mismo, las diferencias de Carbono Inorgánico Disuelto (CID) entre las masas de agua, promueve cambios en la distribución de Ω en el SCC. En presencia de aguas con mayor CID, y menores pH, el HSA tiende a disminuir su profundidad. La cual puede cambiar también debido a variaciones en la intensidad y frecuencia de las surgencias costeras y/o a la combinación con eventos interanuales (Simón-Otero, 2016; Oliva-Méndez, 2017).

Se ha demostrado que la presencia de agua subsaturada en aragonita en la costa afecta negativamente a los organismos calcificantes, cuando el valor del Ω es próximo o menor que uno, la capacidad de los organismos de calcificar y/o desarrollarse se ve condicionada (Barton *et al.*, 2012; Simón-Otero, 2016; Oliva-Méndez, 2018). Debido a que la disminución del estado de saturación podría generar repercusiones tanto ecológicas y como resultado también económicas en el SCC, se ha generado la necesidad de desarrollar herramientas que permitan monitorear los efectos de la acidificación de forma rápida y sencilla (Simón, 2016). En el 2012 Alin y colaboradores desarrollaron un modelo reconstructivo para estimar las variables del sistema del carbono y la distribución del HSA con mediciones de CTD y con mediciones discretas de control en el sur del SCC y frente a la península de Baja California. En este trabajo se compara y discute la distribución de HSA calculado mediante el empleo del modelo de Alin *et al.* (2012) en los datos generados durante dos condiciones oceanográficas distintas: 1) El Niño 2015 y 2) El Niño-Neutral 2017.

Materiales y Métodos

Área de estudio

Este estudio se realizó en la región Norte de la malla de muestreo establecida por el programa IMECOCAL (Al norte de la latitud de 28°). Esta se encuentra en el Pacífico mexicano frente a la costa occidental de Baja California (Figura 1), donde se presenta una circulación conocida como el Sistema de la Corriente de California (SCC) que influye en la variabilidad estacional e interanual de la región.

Las condiciones oceanográficas físicas de la región descritas anteriormente (Durazo, 2015; Durazo and Baumgartner, 2012), están influenciadas por vientos del noroeste que prevalecen la mayor parte del año, promoviendo afloramientos costeros causados por el transporte de Ekman; mientras que los afloramientos o hundimientos pueden también ser afectados por una gran cantidad de remolinos (ciclónicos y anticiclónicos, respectivamente) que se presentan en la región. Además, existe el dominio de Agua Subártica (ASA), así como un flujo subsuperficial hacia el polo a lo largo de la plataforma

continental, que se conoce como Contracorriente de California (CCC) constituida por Agua Ecuatorial Subsuperficial (AESs) y también existe presencia de Agua Subtropical Superficial (AStS).

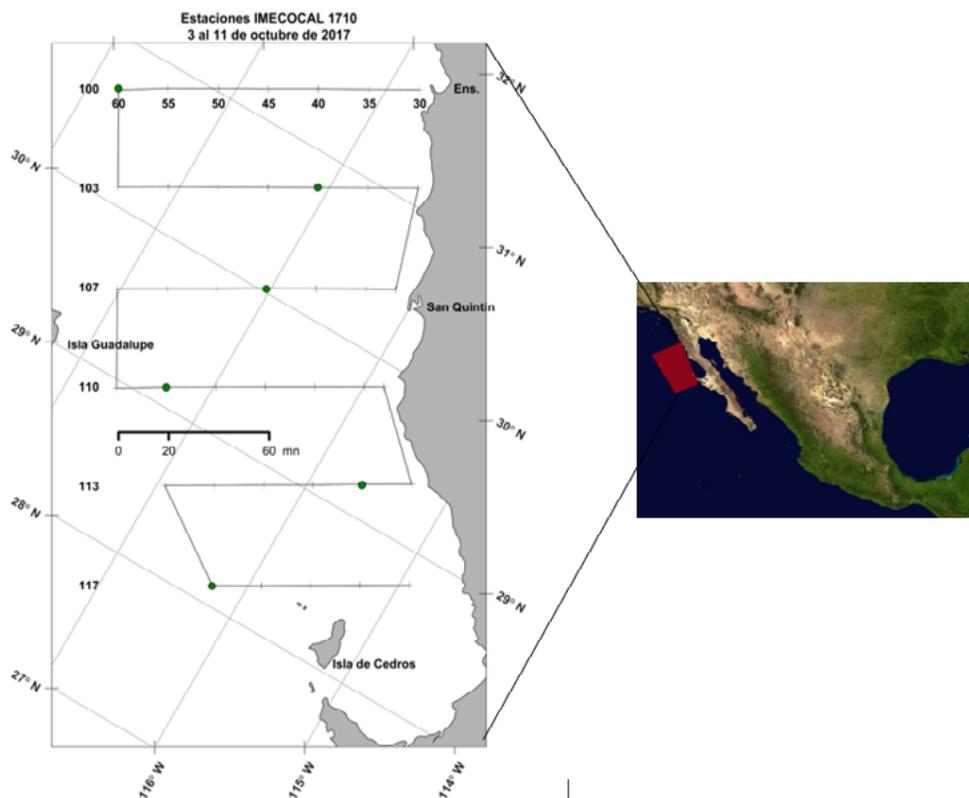


Figura 1. Área de estudio frente a la costa oeste de Baja California durante la campaña de octubre de 2017 del programa IMECOCAL. Los números de cada transecto representan la nomenclatura designada por IMECOCAL, cuyas estaciones se enumeran desde el 30 (estación más costera) al 60 (estación más oceánica). Existen 6.64 m.n. (millas náuticas) entre estaciones y 40 m.n. entre transectos.

Metodología

Se realizaron muestreos frente a Baja California durante dos campañas oceanográfica a cargo del programa IMECOCAL. Las campañas se realizaron en otoño de 2015 (condición El Niño), desde el 31 de agosto; mientras que en otoño de 2017 (condición El Niño-Neutral), desde el 3 de octubre, con una duración de siete y nueve días respectivamente. En ambas campañas se registraron datos de temperatura, salinidad, densidad y oxígeno disuelto en la columna de agua mediante un CTD Seabird 911Plus. Los datos de otoño 2015 fueron recopilados del trabajo realizado por Simón-Otero (2016), mientras que los datos de otoño de 2017 se obtuvieron mediante la colecta y medición de Carbono Inorgánico Disuelto (CID) y pH de muestras de agua colectadas en un total de 39 estaciones (línea 100 a 117).

Para ambos muestreos la concentración CID se midió utilizando un analizador de gas infrarrojo (LI-7000 CO₂/H₂O). El método tiene una precisión de 1% ($\pm 2 \mu\text{mol kg}^{-1}$).

Para las muestras de Otoño 2016 se determinó pH y Ω_{arag} . El pH en la escala total (pH_T) se obtuvo mediante un método espectrofotométrico propuesto por Clayton y Byrne (1993), el cual aplica una corrección por absorbancia de impurezas presentes en el meta cresol púrpura (mCP) (Douglas y Byrne, 2017). El método tiene una precisión de ± 0.005 unidades de pH, una exactitud de ± 0.002 y un error de medición de 0.023%. Los valores de pH_T se convirtieron a escala de agua de mar (pH_{AM}) mediante el

programa CO₂sys.xls de Lewis y Wallace (1998). Con el mismo se calculó el estado de saturación de aragonita a partir de los parámetros CID y pH anteriormente obtenidos, así como salinidad, temperatura, presión y las constantes de disociación de Mehrbach *et al.* (1973).

Por otro lado, se emplearon las relaciones empíricas descritas por Alin *et al.* (2012) para calcular pH, CID y Ω_{arag} a partir de los datos del CTD. Estos valores estimados se validaron con las mediciones discretas a partir de análisis de regresión lineal. Para la representación gráfica de los resultados se utilizaron los programas Ocean Data View y Matlab.

Resultados y Discusión

La validación realizada para datos de CID, pH y Ω_{arag} medidos contra datos estimados por el modelo empírico de Alin *et al.* (2012) correspondientes a otoño 2017, se obtuvo a partir de una buena correlación en los tres parámetros (Figura 2). Para CID se obtuvo $R^2=0.91$ y $m=1.01$ con $n=81$ por debajo de 30 m de profundidad; $R^2=0.91$ y $m=1.09$ para pH, mientras que Ω_{arag} con $R^2=0.96$ y $m=1.06$. Para los dos últimos se consideró un total de 87 muestras por debajo de 15 m hasta 100 m, límites de referencia propuestos en el trabajo de Alin *et al.* (2012). Cuatro valores de CID y siete de pH y Ω_{arag} fueron valores atípicos, por lo que no fueron incluidas en las regresiones (puntos grises en las gráficas). Estas validaciones permitieron reconstruir los valores de CID, pH y Ω_{arag} en la columna de agua del SCC. Se han obtenido correlaciones más altas en validaciones de estudios anteriores con un número mayor de muestras (Alin *et al.*, 2012; Simón-Otero, 2016; Oliva-Méndez, 2017).

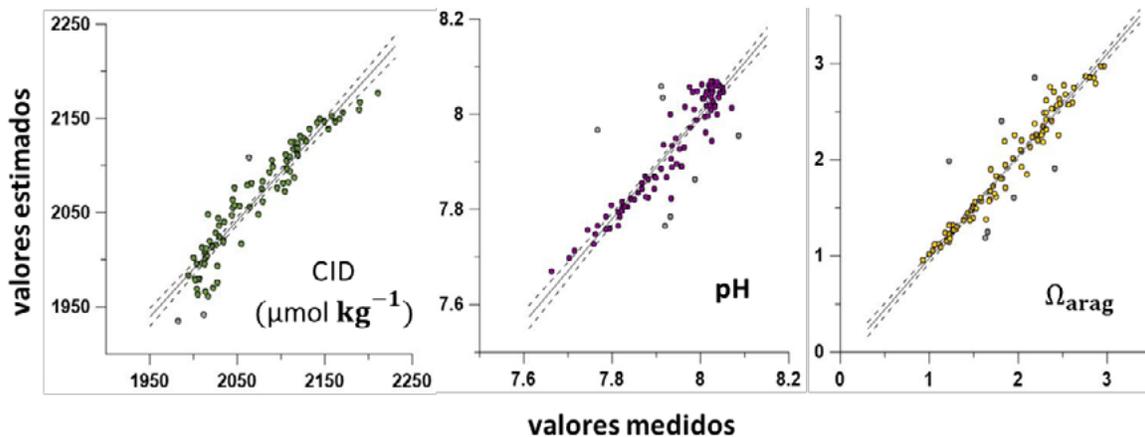


Figura 2. Regresiones de valores estimados contra valores medidos de CID, pH y Ω_{arag} . En línea continua se representa la regresión lineal para DIC ($R^2=0.91$, $n=81$, $m=1.01$), pH ($R^2=0.91$, $n=87$, $m=1.09$) y Ω_{arag} ($R^2=0.96$, $n=87$, $m=1.06$). Las líneas discontinuas delimitan el intervalo de confianza sin considerar las muestras atípicas mostradas en puntos grises.

Los diagramas T-S (Figura 3) muestran que en otoño de condición El Niño se presentó un mayor aporte de aguas cálidas y menos salinas, mayores y menores a la media climatológica (1998-2017) respectivamente, con mayor variabilidad en la salinidad. Las condiciones de otoño de 2017 muestran su neutralidad con valores ubicados dentro de la desviación estándar de la climatología. Las salinidades menores se ubicaron alrededor del mínimo relativo subsuperficial localizado en el intervalo isopical de $\sigma_\theta \sim 24-25 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$, lo que sugiere una mayor advección de ASA, sobre todo durante otoño 2015 como se ha documentado por otros autores (Simón-Otero, 2016; Durazo, 2017). Durante El Niño los valores de Ω_{arag} fueron mayores que en condiciones neutrales, con máximos de 3.13 y 2.94 respectivamente. En el intervalo característico de la AESs durante otoño de El Niño se observa una mayor dispersión de salinidad a comparación del otoño 2017, lo que podría ser resultado de una corriente subsuperficial más intensa y amplia a lo largo de la plataforma continental, lo que ocasiona

una inclinación negativa en las isopícnas costeras. Esto sucede sobre todo en verano y otoño según estudios de la hidrografía de la región (Durazo y Boumgartner, 2002; Durazo, 2015).

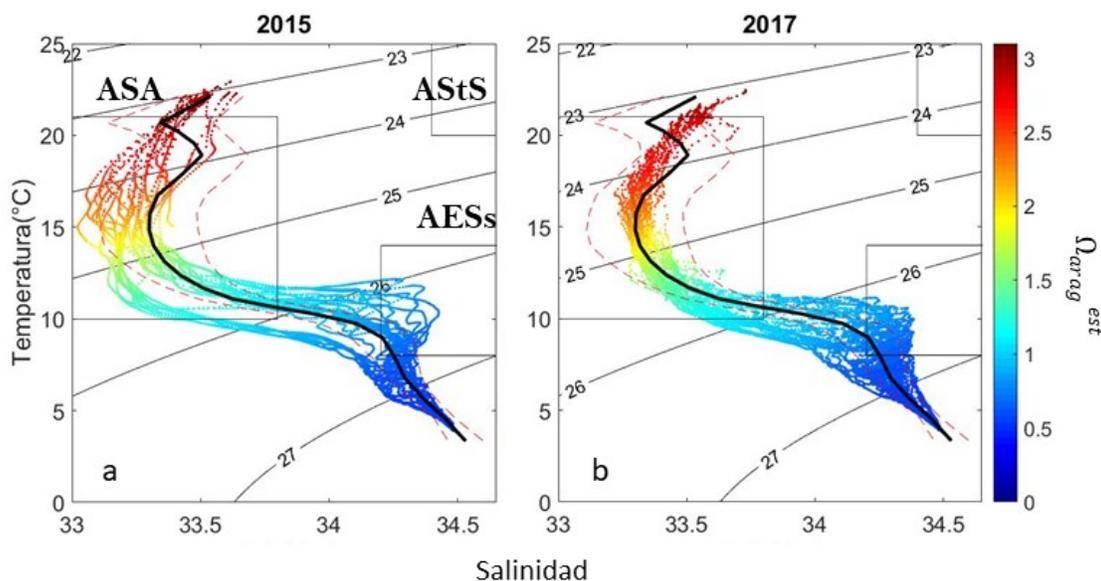


Figura 3. Diagrama Temperatura (°C) y Salinidad (UPS) de la región norte de IMECOCAL (líneas 100-110). En colores la concentración de Ω_{arag} estimada para a) otoño 2015 y b) otoño 2017. La línea negra representa la media climatológica de otoño (octubre), calculada a partir de todos los datos obtenidos en la misma región entre 1998 y 2017 y las líneas rojas discontinuas indican su desviación estándar. Los contornos representan la anomalía de densidad (kg m^{-3}) con referencia a la superficie. Los acrónimos utilizados son Agua Subártica (ASA), Agua Subtropical Superficial (AStS) y Agua Ecuatorial Subsuperficial (AESs).

La distribución del HSA se mostró ligeramente más profunda durante el otoño 2017 (102 m a 196 m) comparada con el otoño 2015 (96 m a 180 m) (Figura 4), incluso al comparar sólo las líneas 100-110. Las profundidades disminuyen hacia la costa entre la latitud 29 y 32 en 2017, lo que puede deberse al índice de surgencia registrado durante este otoño para la latitud 30° N. En 2015 la profundidad también tiende a disminuir en la costa aún con un índice negativo de surgencia. Los valores de DIC y pH asociados fueron de 2170 a 2185 $\mu\text{mol kg}^{-1}$ y 7.68 a 7.73 en 2015 y de 2169 a 2193 $\mu\text{mol kg}^{-1}$ y 7.69 a 7.44 en 2017, respectivamente. En ambos otoños la distribución de CID coincide con la distribución de valores máximos y mínimos de salinidad (desde 33.71-33.97 en 2015 y de 33.76 a 34.05 en 2017), mientras que la distribución de pH coincide con máximos y mínimos de oxígeno (de 80.78 a 134.98 $\mu\text{mol kg}^{-1}$ en 2015 y de 90.02 a 140.70 $\mu\text{mol kg}^{-1}$ en 2017). De manera general, en ambos otoños se observan los máximos valores de pH en las máximas profundidades del HSA y mínimos valores en donde el HSA es más somero, mostrando el pH como un factor principal importante en su distribución. De manera inversa lo es con los valores de CID sobre todo en 2017, mientras que en 2015 se observaron mínimos de CID ($<2170 \mu\text{mol kg}^{-1}$) en zonas donde el HSA es más somero ($<120 \text{ m}$). Esto último podrían deberse al patrón de circulación que se observa en la región durante 2015.

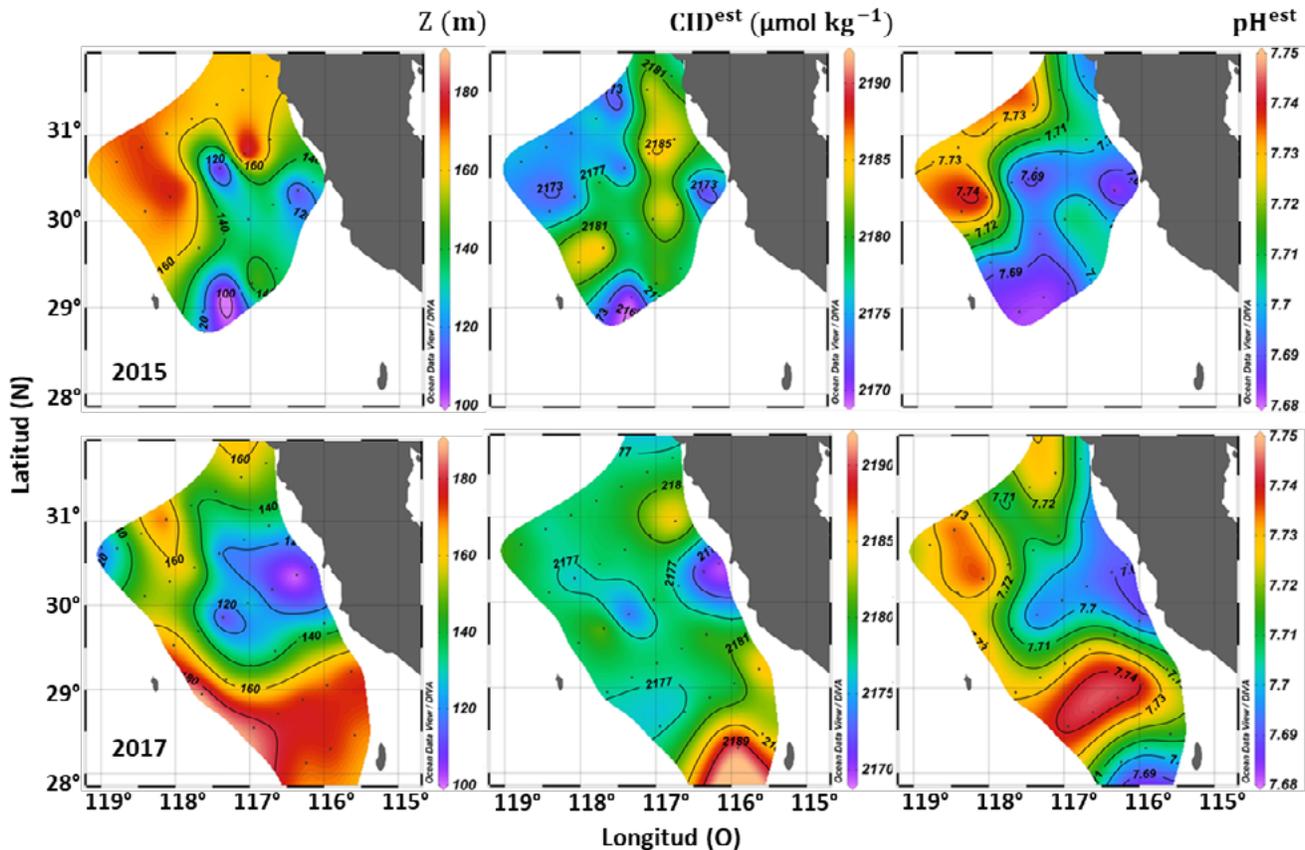


Figura 4. Mapas del horizonte de saturación de aragonita (HSA) durante el otoño de 2015 (arriba) y otoño de 2017 (abajo). Sobre el HSA se muestra (de izquierda a derecha): profundidad Z (m) de distribución, concentración de carbono inorgánico disuelto estimados o CID^{est} ($\mu\text{mol Kg}^{-1}$) y pH^{est} .

Conclusiones

La validación de los datos estimados por el modelo de Alin *et al.* (2012) se obtiene por una buena correlación para valores de CID, pH y Ω_{arag} . Un mayor número de muestras *in situ* mejora la correlación entre los valores estimados y medidos.

Las condiciones hidrográficas entre el otoño de 2015 y 2017, sugieren que durante la condición El Niño existió un mayor aporte de ASA y de AESs, asociado al flujo de la CC y la CCC respectivamente. El aporte de cada tipo de agua influye en la distribución del HSA. En condición El Niño 2015 el aporte de ASA con valores bajos de CID ($\sim 2175 \mu\text{mol kg}^{-1}$) y salinidad (33.02) y alto pH (~ 7.75) y oxígeno ($\sim 134.98 \mu\text{mol kg}^{-1}$) dominaron al Norte de la región provocando hundimiento del HSA (~ 160 m), mientras que en condición El Niño-Neutral 2017 el aporte de ASA fue menor por lo que la profundidad del HSA fue más somera (~ 140 m) pero con mayor variación.

Los datos para ambos otoños mostraron diferencias importantes en la respuesta hidrográfica ante los forzamientos de eventos interanuales como la condición El Niño. Además, la circulación y las características hidrográficas de la región afectan directamente a la distribución de las propiedades químicas del carbono, los que a su vez pudiera repercutir en la variabilidad y adaptabilidad local hacia los diferentes niveles tróficos del ecosistema.

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT), por apoyar este trabajo como parte del proyecto “Variabilidad interanual de la producción primaria en frentes oceánicos de la Corriente de California frente a Baja California”, con clave CB-2015-254745.

Literatura citada

- Alin, S. R., R. A. Feely, A. G. Dickson, J. M. Hernández-Ayón, L. W. Juraneck, M. D. Ohman, and R. Goericke. 2012. Robust empirical relationships for estimating the carbonate system in the southern California Current System and application to CalCOFI hydrographic cruise data (2005-2011). *J. Geophys. Res.* 117:1-16 DOI:10.1029/2011JC007511.
- Barton, A., B. Hales, G. G. Waldbusser, C. Langdon and R. A. Feely. 2012. The Pacific oyster, *Crassostrea gigas*, shows negative correlation to naturally elevated carbon dioxide levels: Implications for near-term ocean acidification effects. *Limnology and Oceanography* 57:698-710 DOI:10.4319/lo.2012.57.3.0698.
- Clayton, T. D. and R. H. Byrne. 1993. Spectro-photometric seawater pH measurements: Total hydrogen ion concentration scale calibration of m-cresol purple and at-sea results. *Deep-Sea Research Part I* 40: 2115-2129 DOI: 10.1016/0967-0637(93)90048-8.
- CPC/NCEP/NWS (Climate prediction center, National Centers for Environmental Prediction, NOAA/National Weather Service). 2017. El Niño/Southern Oscillation (ENSO) diagnostic discussion. http://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/expert_assessment/ENSO_DD_archive.shtml (Consulta: Diciembre, 2017.)
- Dickson, A. G., C. L. Sabine and J. R. Christian. 2007. Guide to Best Practices for Ocean CO₂ Measurements. PICES Special Publication 3:191 p.
- Douglas, N. K. and R. H. Byrne. 2017. Achieving accurate spectrophotometric pH measurements using unpurified meta-cresol purple. *Marine Chemistry* 190:66-72.
- Durazo, R. 2015. Seasonality of the transitional region of the California Current System off Baja California. *J. Geophys. Res. Ocean.* 120:1173-1196 DOI: 10.1002/2014JC010405.
- Durazo, R. and T. R. Baumgartner. 2002. Evolution of oceanographic conditions off Baja California 1997-1999. *Progress in Ocean.* 54:7-31.
- Durazo, R., R. Castro, L. E. Miranda, F. Delgadillo and A. Mejía. 2017. Anomalous hydrographic conditions off the northwestern coast of the Baja California Peninsula during 2013-2016. *Ciencias Marinas* 43:81-92.
- Feely, R. A., C. L. Sabine, J. M. Hernández-Ayón, D. Lanson and B. Hales. 2008. Evidence for Upwelling of Corrosive “Acidified” Water onto the Continental Shelf. *Science* 320:1490-1492.
- Feely, R. A., S. C. Doney and S. R. Cooley. 2009. Ocean acidification. Present Conditions and Future Changes in a high-CO₂ world. *Oceanography* 22:36-47.
- Mehrbach, C., C. H. Culbertson, J. E. Hawley and R. M. Pytkowicz. 1973. Measurement of the apparent dissociation constants of carbonic acid in seawater at atmospheric pressure. *Limnol. Oceanogr.* 18:897-907 DOI:10.4319/lo.1973.18.6.0897.
- Simón-Otero, I. 2016. Distribución del horizonte de saturación de la aragonita empleando un modelo empírico durante condiciones de El Niño en las costas de Baja California. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Marinas, Ensenada, Baja California. 17 p.
- Oliva-Méndez, N. L. 2018. Estudio de la dinámica del sistema del dióxido de carbono al norte de Baja California. Tesis de Doctorado. Facultad de Ciencias Marinas, Ensenada, Baja California 138 p.



4.33 Carbono inorgánico disuelto en el Pacífico Sur mexicano durante la temporada de tormentas tropicales y huracanes

Chapa-Balcorta Cecilia¹; Hernández-Ayón Martín^{1,2}; López-Pérez Ramón A.³ y Durazo Reginaldo³

¹Universidad del Mar. Ciudad Universitaria SN. C.P. 70902. Puerto Ángel Oaxaca, México.

²Facultad de Ciencias Marinas, Universidad Autónoma de Baja California, Apdo. Postal 453, Ensenada, Baja California, México.

³Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California, Apdo. Postal 453, Ensenada, Baja California, México.

Autor para correspondencia: jmartin@uabc.edu.mx

Resumen

El Pacífico sur mexicano es una región ciclogénica en donde se forma la mayoría de las tormentas tropicales y huracanes; sin embargo, su efecto en la biogeoquímica marina permanece poco conocido. Este trabajo reporta la distribución espacial de carbono inorgánico disuelto a partir de muestras colectadas en una campaña oceanográfica en el Golfo de Tehuantepec, llevada a cabo por la Secretaría de Marina durante el 14-29 de junio de 2010 a bordo del BI Altair. La presencia de tormentas tropicales y un remolino ciclónico alteraron la columna de agua en la región sur del área de estudio ya que en el mes de junio se concentró el 70% de la actividad ciclogénica. Durante las fechas del muestreo se presentaron el Huracán Celia y el Huracán Darby en la cercanía del GT y una depresión tropical en la frontera oeste del GoT. Se reportan la distribución espacial de CID correspondiente a los primeros 30 m de profundidad. Los máximos de CID se observaron en las estaciones más alejadas de la costa, dominadas por el remolino ciclónico. Los valores en superficie (5m) fluctuaron entre 1 698 y 2 082 $\mu\text{mol kg}^{-1}$ con los máximos localizados en las regiones donde domino la circulación ciclónica. Se observa un ligero incremento asociado a la trayectoria de la depresión tropical No. 2. Es necesario realizar mayor cantidad de mediciones durante la temporada de huracanes con el objetivo de entender más claramente el papel que estos juegan en el balance de carbono en el Pacífico sur mexicano.

Palabras clave: *Oaxaca; Pacífico mexicano; dióxido de carbono; huracanes.*

Abstract

The south region of the Mexican Pacific is a highly cyclogenetic region, where most of the tropical storms and hurricanes are formed. However, how this process affects the marine biogeochemical patterns in the region is poorly understood. This work reports the spatial distribution of dissolved inorganic carbon (DIC) concentrations from samples collected during an oceanographic campaign carried out by the Mexican Navy (Secretaría de Marina) on June 14-29, 2010, on board R/V Altair. June 2010 concentrated 70% of the season cyclogenetic activity. One tropical depression and two hurricanes (Celia and Darby) were present nearby the study area during the sampling period. These modified the water column structure, producing an increase of sigma-t and of DIC concentrations in the regions where cyclonic circulation dominated. Surface values ranged from 1 698 to 2 082 $\mu\text{mol kg}^{-1}$. Maxima occurred in the area influenced by a cyclonic eddy at the sampling sites located farthest from the coast. A slight DIC increment was associated with the trajectory of tropical depression number 2. More studies on the carbonate system during hurricane season are needed in order to better understand the role these processes play on the carbon balance of the Mexican South Pacific.

Key words: *Oaxaca; Mexican Pacific; carbon dioxide; hurricanes.*

Introducción

El Pacífico sur mexicano es una región rica en CO₂ subsuperficial (Chapa-Balcorta *et al.*, 2015), resultado de los procesos de reciclamiento de la materia orgánica, aunados a una fuerte estratificación que limita la ventilación de la región subsuperficial. La alta estratificación está dada por el calentamiento del agua superficial ya que la región de estudio se encuentra dentro de la alberca de agua cálida del hemisferio oriental (Wang y Enfield, 2001). Por lo anterior es una región altamente ciclogénica durante los meses de verano. Las condiciones permiten la formación de tormentas tropicales y huracanes. Si bien los huracanes y tormentas son efímeros, cuando existen forzamientos que rompen la estratificación el agua superficial es enriquecida de CO₂. En consecuencia, dichos meteoros pueden tener el potencial de generar pulsos de CO₂ mediante mezcla. Dada su corta duración, así como su intensidad, el estudio de la química del agua durante tormentas y huracanes es escaso. Algunos autores indican que dichos procesos son muy efímeros y no generan impactos significativos en la columna de agua. Sin embargo, pueden promover la generación de ondas atrapadas a la costa, y a su vez generar remolinos ciclónicos (Zamudio, 2002), los cuales son de mayor permanencia y afectan de manera más prolongada las características del agua y en consecuencia pueden generar cambios importantes en la distribución del CO₂ en la columna de agua.

Este trabajo pretende contribuir al conocimiento del sistema de carbonatos en el Pacífico sur mexicano durante el verano, para entender cuáles son los controles ambientales que dominan su distribución. La información resultante servirá de base para entender mejor la dinámica del carbono inorgánico en esta región tropical.

Materiales y métodos

Condiciones de muestreo

El muestreo se llevó a cabo durante junio de 2010. A pesar de que la temporada de 2010 fue de menor actividad desde 1966 (Bravo Lujano, 2010; Hernández-Unzón y Bravo Lujano, 2010), el mes de junio presentó un 70% de la actividad ciclónica de la temporada en comparación con el promedio para dicho mes (Steward y Cangialosi, 2012). Dos de los tres huracanes de la temporada coexistieron en el Pacífico tropical mexicano durante las fechas de muestreo, el Huracán Celia (categoría 5 en la escala Saffir-Simpson) y el huracán Darby (categoría 3) así mismo se presentó la depresión tropical No. 2. En las regiones por donde se desplazaron huracanes se encontraron remolinos ciclónicos y anomalías negativas de la altura del nivel del mar (Figura 1).

Colecta y análisis de muestras

Se analizaron muestras de agua tomadas en cinco transectos perpendiculares a la cota en el Golfo de Tehuantepec y alrededores (Figura 1) durante el crucero de la Secretaría de Marina COLSIMOGOT 2010-1 del 14 al 27 de junio. Se tomaron muestras 34 estaciones a profundidades estándar (0, 10, 20, 30, 50, 75, 100, 150 y 200 m), cuando la batimetría así lo permitió. Las muestras fueron colectadas en botellas Niskin de 5 L y una vez en superficie fueron extraídas y colocadas en botellas de borosilicato de sodio, fijadas con una solución concentrada de HgCl₂ (100 µl) y selladas con grasa Apiezon®. Se obtuvieron datos de temperatura y salinidad y mediante lances de CTD SBE19 los cuales fueron utilizados para el cálculo de sigma-t y DIC. La medición de DIC se llevó a cabo mediante coulometría, utilizando la técnica descrita por Johnson *et al.* (1987). Los métodos se calibraron con material de referencia certificado generado por Andrew Dickson en Scripps Institution of Oceanography, de la Universidad de California, San Diego. Las mediciones tuvieron una precisión de $\pm 3 \mu\text{mol kg}^{-1}$.

Los datos de anomalía del nivel del mar (SSHA) se obtuvieron de un conjunto de imágenes diarias de altimetría con una resolución espacial de 0.25° distribuidas por AVISO. Los datos son calculados a partir de datos multi-satélite medidos a intervalos de 5-19 días. (<http://www.aviso.altimetry.fr>). Las trayectorias de los huracanes y tormentas tropicales se obtuvo de Bravo Lujano (2010) y de Hernández-Unzón y Bravo Lujano (2010).

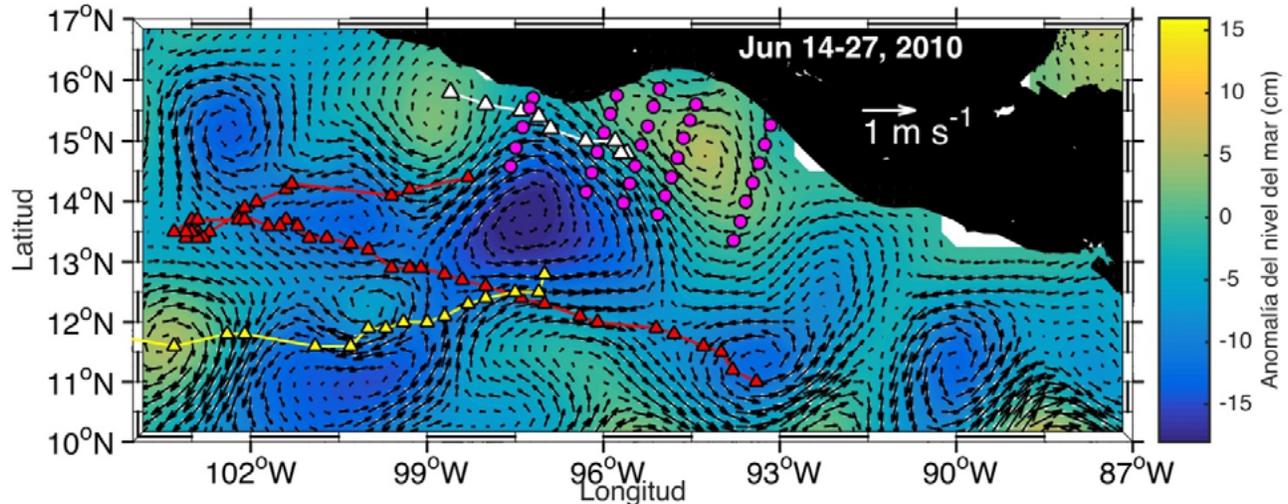


Figura 1. Área de estudio y condiciones de la anomalía de la altura del nivel del mar (SSHa) (cm, colores) y velocidad geostrofica (cm s^{-1} , flechas) durante el tiempo de muestreo. Los puntos magenta indican las estaciones muestreadas. Los triángulos blancos, rojos y amarillos representan las trayectorias de la depresión tropical No. 2, el huracán Celia y el Huracán Darby, respectivamente.

Resultados y Discusión

La región de estudio presentó circulación anticiclónica cerca de la costa y ciclónica en las estaciones más alejadas de la costa. Este patrón de circulación es contrario a lo reportado por Trasviña y Barton (2008) para junio de 2000, cuando la circulación al oeste del Golfo de Tehuantepec fue anticiclónica. Así mismo, contrasta con lo reportado para esta región en otras temporadas del año como son la temporada de Tehuanos y de Post-Tehuano (Trasviña, 1995; Chapa-Balcorta *et al.*, 2015). Se observó la presencia de un remolino ciclónico en la región suroccidental de la retícula de muestreo (Figura 1, $13-15^\circ \text{N}$ y $96-98^\circ \text{O}$), con un diámetro aproximado de 200 km y anomalías de altura del nivel del mar de hasta -19 cm . Asimismo, existieron anomalías positivas de la altura del nivel del mar dentro de Golfo de Tehuantepec (6 cm). La circulación ciclónica promueve el bombeo de agua subsuperficial hacia la superficie y el ascenso de la termoclina, mientras que la circulación anticiclónica promueve el hundimiento. La figura 2 muestra la distribución horizontal de σ_t a 5 y 30 m de profundidad. En ambas profundidades, se observa un ligero incremento en la región suroeste. En superficie la diferencia entre la costa y la región más alejada es muy ligero ($<1 \text{ kg m}^{-3}$). Mientras que a los 30 m de profundidad se observó una diferencia entre la costa hacia la parte sur de la retícula de muestreo de hasta 2 kg m^{-3} . Dicho incremento puede ser debido a procesos de mezcla o bombeo de agua subsuperficial, o ambos.

Las concentraciones de CID en superficie (5m) fluctuaron entre $1\,698$ y $2\,082 \mu\text{mol kg}^{-1}$ (Figura 3). Se observó un incremento desde la costa hacia mar adentro. Los máximos se presentaron en las estaciones más alejadas de la costa. Esta distribución similar a σ_t y fue contraria a la distribución de CID reportada para las condiciones de vientos Tehuanos y condiciones post-tehuano (Chapa-Balcorta *et al.*, 2015). Los máximos valores se presentaron en la cercanía de la zona con mayor ocurrencia de tormentas y huracanes para 2010 (Figura 2). Los mínimos valores se observan en la

región oriental del área de estudio, cerca de la costa de Chiapas. A los 30 m de profundidad se observa la misma distribución, y se observan los máximos en las estaciones alejadas de la costa, asociados a las regiones donde dominó la circulación ciclónica (Figura 1). En dichas regiones las concentraciones de CID incrementan hasta $\approx 200 \mu\text{mol kg}^{-1}$ en solo 30 m de profundidad. La distribución de las variables del sistema del CO_2 reflejan la estructura hidrográfica de la columna de agua. Tanto en las imágenes de CID como en las de $\sigma\text{-t}$ se observa un ligero incremento en la región de influencia de la depresión tropical No. 2. La ruta de los huracanes Darby y Celia se encuentra aproximadamente 200 km al sur de estación más sureña.

Según Stewart y Cangialosi (2012), el 70% del efecto acumulado de los ciclones y tormentas que ocurrieron durante la temporada de 2010 se registró en junio. Por lo anterior, el enriquecimiento de DIC en superficie en las estaciones más alejadas de la costa es producto de los procesos de mezcla y bombeo causado por las tormentas tropicales, huracanes y remolinos de mesoescala (Zamudio *et al.*, 2002). Estos eventos son efímeros, sin embargo, tienen el potencial de generar cambios importantes en la columna de agua. Por ejemplo, el huracán Julieta (categoría cuatro en la escala Saffir-Simpson) generó en 2001 una velocidad vertical de hasta 30 m d^{-1} , dos ondas atrapadas a la costa, generó remolinos anticiclónicos cerca de cabo corrientes y al entrar al Golfo de California debilitó los remolinos ciclónicos que estaban presentes, y revirtió su dirección cuando alcanzó la plataforma continental cerca de Guaymas. Estos procesos generaron un transporte de Ekman que provocó una convergencia costera y, en consecuencia, el hundimiento de la termoclina en la costa (Zamudio *et al.*, 2002).

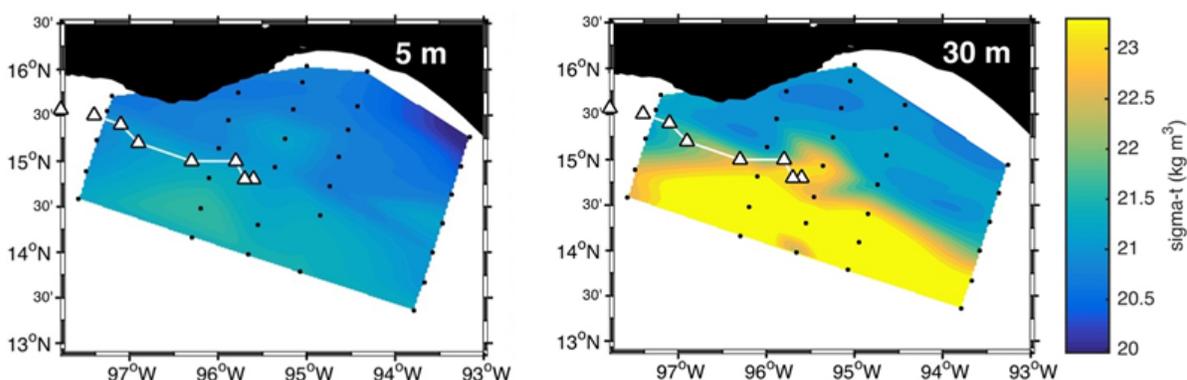


Figura 2. Distribución espacial de anomalía de densidad ($\sigma\text{-t}$) a 5 y 30 m de profundidad durante junio de 2010. Los triángulos indican la ruta de la depresión tropical No. 2 de la temporada de huracanes 2010.

Conclusiones

Si bien son eventos efímeros, las tormentas tropicales y huracanes tuvieron una alta ocurrencia durante el junio de 2010 lo que provocó un enriquecimiento de carbono inorgánico disuelto en el agua superficial. Las inestabilidades baroclínicas provocadas por los huracanes generan remolinos de mesoescala, lo que puede potenciar el enriquecimiento superficial de CID y en consecuencia promover la acidificación y el incremento de los flujos de CO_2 hacia la atmósfera. Es necesario realizar mayor cantidad de mediciones durante la temporada de huracanes con el objetivo de entender más claramente el papel que estos juegan en el balance de carbono en el Pacífico sur mexicano, la región más ciclogénica de nuestro país.

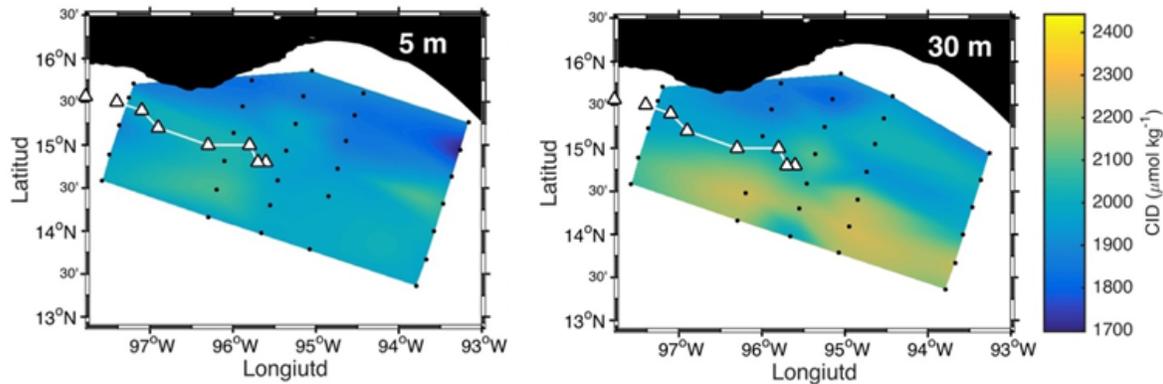


Figura 3. Distribución espacial de carbono inorgánico disuelto en a 5 y 30 m de profundidad durante junio de 2010. Los triángulos indican la ruta de la depresión tropical No. 2 de la temporada de huracanes 2010.

Agradecimientos

Los autores agradecen al Secretaría de Marina por el acceso a sus cruceros para la toma de muestras y el acceso a los datos de CTD que permitieron calcular las variables presentadas. Los datos de anomalías de nivel del mar son producidos por Segment Sun Altimétrie et Orbitographie/Developing Use of Altimetry for Climate Studies (Ssalto/Duacs) y distribuidos por Archiving Validation and Interpretation of Satellite Oceanographic Data (AVISO), con apoyo del Center National d'Etudes Spatiales (CNES) y el Copernicus Marine Environment Monitoring Service (CMEMS). Gracias a la Dra. Maria Auxilio Esparza-Alvarez y al C. Alejandro Mendoza Gutiérrez por su apoyo logístico durante los muestreos.

Literatura citada

- Bravo Lujano, 2010. Reseña de la tormenta tropical "Darby" del Océano Pacífico. Coordinación General del Servicio Meteorológico Nacional Gerencia de Meteorología Climatología/Subgerencia de Pronóstico Meteorológico. México. D.F. Comisión Nacional del Agua.
- Chapa-Balcorta C., J. M. Hernández-Ayón, R. Durazo, E. Beier, S. R. Alin and A. López-Pérez. 2015. Influence of post-Tehuano oceanographic processes in the dynamics of the CO₂ system in the Gulf of Tehuantepec, Mexico. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 120:7752-7770.
- Dickson A., J. Afghan and G. Anderson. 2003. Reference materials for oceanic CO₂ analysis: a method for the certification of total alkalinity. *Marine Chemistry* 80:185-197.
- Franco A. C., J. M. Hernández-Ayón, E. Beier, V. Garçon, H. Maske, A. Paulmier, J. Färber-Lorda, R. Castro and R. Sosa-Ávalos. 2014. Air-sea CO₂ fluxes above the stratified oxygen minimum zone in the coastal region off Mexico. *Journal of Geophysical Research: Oceans*: 119:2923-2937.
- Hernández-Unzón y G. C. Bravo-Lujano. 2010. Reseña de la tormenta tropical "Celia" del Océano Pacífico. Coordinación General del Servicio Meteorológico Nacional Gerencia de Meteorología Climatología/Subgerencia de Pronóstico Meteorológico. México. D.F. Comisión Nacional del Agua. 10 p.
- Johnson K., J. Sieburth, P. Williams and L. Brändström. 1987. Coulometric total carbon dioxide analysis for marine studies: Automation and calibration. *Marine Chemistry* 21:117-133.
- Reimer J. J., R. Vargas, S. V. Smith, R. Lara-Lara, G. Gaxiola-Castro, J. Martín Hernández-Ayón, A. Castro, M. Escoto-Rodríguez and J. Martínez-Osuna. 2013. Air-sea CO₂ fluxes in the near-shore and intertidal zones influenced by the California Current. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 118:4795-4810.
- Stewart, S. R. and J. P. Cangialosi. 2012. Annual Summary Eastern North Pacific Hurricane Season of 2010. *Monthly weather Review*. 140:2769-2781.
- Trasviña, A., E. D. Barton, J. Brown, H. S. Velez, P. M. Kosro and R. L. Smith. 1995. Offshore wind forcing in the Gulf of Tehuantepec, Mexico: The asymmetric circulation, *Journal of Geophysical Research*, 100(C10), 20,649-620,663.
- Trasviña, A. and E. D. Barton. 2008. Summer circulation in the Mexican tropical Pacific. *Deep Sea Research Part II: Oceanographic Research Papers*. 55:587-607.
- Wang, C. and D. B. Enfield. 2001. The Tropical Western Hemisphere Warm Pool, *Geophys. Res. Lett.* 28:1635-1638.
- Wanninkhof, R. 1992. Relationship Between Wind Speed and Gas Exchange Over the Ocean. *Journal of Geophysical Research* 97:7373-7382.
- Weiss R. F. 1974. Carbon dioxide in water and seawater: the solubility of a non-ideal gas. *Marine Chemistry* 2:203-215.

- Zamudio, L., H. E. Hurlburt, E. J. Metzger and O. M. Smedstad. 2002. On the evolution of coastally trapped waves generated by Hurricane Juliette along the Mexican West Coast. *Geophysical Research Letters* 29:56-51-56-54.
- Zhang H.-M., R. W. Reynolds and J. J. Bates. 2006a. Blended and Gridded High Resolution Global Sea Surface Wind Speed and Climatology from Multiple Satellites: 1987 - Present. American Meteorological Society 2006 Annual Meeting., Atlanta, GA, USA.
- Zhang H. M., J. J. Bates and R. W. Reynolds. 2006b. Assessment of composite global sampling: Sea surface wind speed. *Geophysical Research Letters* 33.

4.34 Validación del algoritmo OC2 para LANDSAT 8 aplicado al Lago Cráter de Santa María del Oro, Nayarit

Cortes-Macías Lizette Z.¹⁻; Cepeda-Morales Jushiro C.¹ y Rivera-Caicedo Juan P.²

¹Licenciatura en Biología, Universidad Autónoma de Nayarit.

¹Unidad Especializada en Percepción Remota Satelital de Ecosistemas Costeros y Oceánicos, Centro nayarita de Innovación y Transferencia de Tecnología AC. Calle 3 esquina con Av. 9 colonia Ciudad Industrial, Parque Científico Unidos por el conocimiento.

²CONACyT-UAN Secretaría de Investigación y Posgrado. Universidad Autónoma de Nayarit.

Autor para correspondencia: zareh.uan@gmail.com

Resumen

Los ecosistemas acuáticos continentales reciben, transforman y transportan nutrientes desde los ecosistemas terrestres; estos procesos biogeoquímicos tienen un papel clave en el funcionamiento de los cuerpos de agua ya que la producción primaria en éstos depende de fuentes orgánicas autóctonas. Uno de los principales indicadores de la calidad del agua en los cuerpos continentales es la biomasa y la composición de especies del fitoplancton, cuyos florecimientos poblacionales responden a una sobrecarga de nutrientes; sin embargo, es difícil estimar la biomasa de estas poblaciones de forma directa debido al alto dinamismo que presentan. La clorofila-a (Cl-a) se utiliza para hacer una estimación indirecta del contenido de la biomasa fitopláctonica debido a que es el principal pigmento fotosintético presente en las microalgas, además por ser un pigmento es posible estimar desde sensores remotos la concentración de esta molécula en los cuerpos de agua continentales mediante la aplicación de algoritmos empíricos o analíticos. El objetivo de este estudio fue validar el algoritmo OC2 propuesto por O'Reilly (1998) para la estimación de la concentración de Cl-a, con medidas superficiales *in situ* en el lago-cráter de Santa María del Oro, aplicados a datos obtenidos por el sensor OLI a bordo del satélite LANDSAT Data Continuity Mission. Los resultados obtenidos indican que es posible realizar estimaciones de Cl-a en cuerpos de agua continentales de tamaño menor a 2 km debido a la ventaja en la resolución espacial (30 m) de LANDSAT respecto a los sensores diseñados para estimar color en océanos (1 km). Sin embargo, la validación del algoritmo indicó una baja correlación entre la Cl-a *in situ* y la Cl-a satelital con un error cuadrático medio de 6.44 y un coeficiente de determinación de 0.38.

Palabras clave: *clorofila; lagos; algoritmos; teledetección.*

Abstract

The continental aquatic ecosystems receive, transform and transport nutrients from terrestrial ecosystems; these biogeochemical processes have a key role in the functioning of water bodies since the primary production in these depends on allochthonous organic sources. One of the main indicators of water quality in continental bodies is the biomass and composition of phytoplankton species, whose population growths respond to an overload of nutrients, however it is difficult to estimate the biomass of these populations directly due to the high dynamism that they present. Chlorophyll-a (Cl-a) is used to make an indirect estimation of the content of the phytoplankton biomass because it is the main photosynthetic pigment present in microalgae. Also, for being a pigment it is possible to estimate the concentration of this molecule in continental water bodies from remote sensors through the application of empirical or analytical algorithms. The objective of this study was to validate the OC2 algorithm proposed by O'Reilly (1998) for the estimation of Cl-a concentration, with surface measurements *in situ* in the Santa María del Oro lake-crater, applied to data obtained by the OLI sensor on board the satellite LANDSAT Data Continuity Mission. The results obtained indicate that it is possible to make estimates of Cl-a in continental water bodies of less than 2 km size due to the advantage in the spatial

resolution (30 m) of LANDSAT with respect to the sensors designed to estimate color in oceans (1 km). However, the algorithm validation indicated a low correlation between Cl-a *in situ* and Cl-a satellite with a root-mean-square error of 6.44, and a coefficient of determination of 0.38.

Key words: *chlorophyll; lakes; algorithms; remote sensing.*

Introducción

La eutrofización se refiere al enriquecimiento por nutrientes de los cuerpos de agua. Este enriquecimiento de nutrientes conduce al incremento de la producción de materia orgánica debido a las floraciones de algunas especies de fitoplancton, lo que deriva en bajas concentraciones de oxígeno disuelto en el agua. Además, mediante el proceso fotosintético del fitoplancton el carbono en forma inorgánica disuelta pasa a la forma orgánica particulada (productividad primaria), esta forma de carbono representa una de las fuentes principales de energía para el crecimiento de organismos unicelulares cuyos procesos biológicos (Gaxiola *et al.*, 2017), incluyendo su respiración, son responsables de transferir y modificar estos compuestos orgánicos de carbono, los cuales a su vez juegan un papel clave en la estabilización del pH y por ende en el estado de la calidad del agua (Palau *et al.*, 2010).

Hoy en día se han detectado casos de eutrofización en lagos de todo el mundo, principalmente en Europa, en el norte y centro de América, África, Indonesia, India, Japón y Nueva Zelanda (Mendonzo, 2013; Carpenter, 2005; Golterman y Oude, 1991). Sin embargo, es difícil evaluar el alcance cualitativo y cuantitativo de la eutrofización a escala global debido a que acceder a datos de campo confiables se dificulta muchas veces por las características físicas de los cuerpos de agua, así como por el costo y tiempo tan elevado que implica realizar los muestreos y el procesamiento de las muestras en laboratorio, sin mencionar la temporalidad y el hecho de que los florecimientos algales son muy impredecibles, lo que dificulta realizar un diseño de muestreo que permita caracterizar el proceso de generación de estos eventos.

Sin embargo, debido a que la Cl-a es una molécula fotosensible, las técnicas de teledetección pueden proveer los medios adecuados para integrar datos limnológicos colectados mediante muestreos tradicionales en campo con mediciones de reflectividad obtenidas a través de satélites puestos en órbita con el fin de obtener información continua y confiable acerca del estado de los florecimientos algales en regiones amplias (Duan *et al.*, 2008; Ritchie *et al.*, 1990 y Kutser *et al.*, 2006). Desde hace más de 30 años diversos sensores se han puesto en órbita y a su vez se han desarrollado una amplia variedad de algoritmos empíricos para relacionar la reflectividad obtenida por los sensores con diferentes parámetros biofísicos, tales como temperatura superficial del agua y concentración de clorofila, aspectos que a su vez permiten (a través de la realización de modelos) la estimación del reservorio y flujo del carbono en el cuerpo de agua (Gaxiola *et al.*, 2017).

Entre los nuevos sistemas de observación terrestre desarrollados se encuentran los sensores OLI y TIRS, puestos en órbita a bordo del Satélite Landsat Data Continuity Mission, (LDCM) en 2013. Estos no están espectralmente diseñados para la observación de masas de agua, sin embargo, sus características radiométricas (12 bits), su alta resolución espacial (15-30 m/píxel) y su período de revisita de 16 días abren nuevas posibilidades en los estudios de parámetros de la calidad de aguas continentales por medio de la generación de algoritmos. En la actualidad se realizan numerosas investigaciones sobre la detección de Cl-a satelital utilizando sensores de la serie Landsat (Brivio *et al.*, 2001; Brezonik *et al.*, 2005; Guan *et al.*, 2011; Tyler *et al.*, 2006).

Landsat Data Continuity Mission

La misión Landsat Data Continuity Mission (LDCM) incorpora dos instrumentos de barrido: Operational Land Imager (OLI), y un sensor térmico infrarrojo llamado Thermal Infrared Sensor (TIRS). Las bandas espectrales del sensor OLI incorporan una banda en el canal profundo del azul visible ($\lambda 443$), diseñado específicamente para los recursos hídricos e investigación en zonas costeras, y un nuevo canal infrarrojo ($\lambda 1'370$ nm) para la detección de nubes cirrus. Por otra parte, el sensor TIRS recoge dos bandas espectrales en longitudes de onda $\lambda 10'800$ nm y $\lambda 11'800$ nm (Ariza, 2013). Si bien, el ancho de las bandas de LDCM no puede definir las características espectrales prominentes debido a que el espectro de absorción de la Cl-a en la región roja (de $\lambda 670$ a $\lambda 680$ nm) está solo contenido a medias en la banda del rojo ($\lambda 630$ - $\lambda 680$ nm), mientras que el pico cercano a los $\lambda 700$ nm queda totalmente fuera de la región de la banda (Duan *et al.*, 2008). Por lo tanto, diferentes métodos deben aplicarse a los datos de los sensores para determinar la concentración de Cl-a. Investigaciones previas sugieren que combinaciones de bandas incluyendo promedios, multiplicación y proporciones pueden proveer relaciones útiles (Duan *et al.*, 2007). Ya que la Cl-a actúa principalmente como absorbente diferencial, causando una disminución en la respuesta espectral principalmente en las longitudes de onda más cortas, o sea, en el azul del espectro y el sensor LDCM adquiere información espectral en las bandas ópticas (incluida la parte del azul) y en la región termal del espectro electromagnético, sus datos siguen siendo útiles para desarrollar relaciones consistentes y de confianza entre sus bandas y la concentración clorofila (Duan *et al.*, 2007).

Algoritmo (chlor_a OCx) Ocean Color

El objetivo de este estudio es validar la función polinómica de cuarto grado (OC2) propuesta por O'Reilly (1998) y desarrollado por el Ocean Biology Processing Group (OBPG). Este algoritmo entrega la concentración de clorofila-a (mg/m^3) que hay en la superficie usando una relación empírica derivada a partir de mediciones *in situ* de Cl-a y reflectancias obtenidas a través de sensores remotos dentro de la zona azul-verde en la región del espectro visible. OCx es aplicable para todos los sensores actuales destinados a color del océano de modo que esta implementación del azul-verde depende de la disponibilidad de tres o más bandas en los sensores que abarquen el régimen espectral de $\lambda 440$ - $\lambda 670$ nm (Cuadro 2).

Cuadro 2. Bandas y coeficientes predeterminados para la aplicación del algoritmo OCx a datos de Landsat LDCM.

| Sensor | OLI |
|--------|---------------|
| Azul | $\lambda 482$ |
| Verde | $\lambda 561$ |
| a0 | 0.1977 |
| a1 | -1.8117 |
| a2 | 1.9743 |
| a3 | -2.5635 |
| a4 | -0.7218 |

Materiales y Métodos

Área de estudio

El Lago de Santa María del Oro (SAMAO) se localiza a 750 msnm en la zona Occidental dentro del Cinturón Volcánico Mexicano en las coordenadas $21^{\circ} 22'$ N y $104^{\circ} 34'$ W, dentro de una estructura

volcánica Armienta *et al.* (2008) en el Estado de Nayarit. Es un lago-cráter endorreico de edad pleistocénica (Sosa-Nájera *et al.*, 2010). Con un diámetro aproximado de 2 km, una superficie de área de 3.7 km² y una profundidad media de 58 m registrada durante el 2015. SAMAO tiene un régimen monomítico cálido, lo que significa que el agua de la columna se mezcla en invierno mientras que el resto del año se encuentra estratificada; sin embargo, en 2015 la estratificación se mantuvo durante el ciclo afectando la distribución de los nutrientes inorgánicos disueltos, el oxígeno y el pH; lo que indicó que el lago responde fuertemente a cambios en el clima.

Diseño de muestreo

La toma de muestras *in situ* para determinación de Cl-a se realizó mensualmente durante el año 2015. Una red de estaciones de muestreo georreferenciadas (13) fue diseñada para abarcar orillas y centro del lago como lo muestra la Figura 1. Ya que el crecimiento del fitoplancton se limita generalmente a la capa superficial de los lagos, que cuenta con mayor incidencia de luz y una temperatura más alta (Golterman y De Oude, 1991), los muestreos de agua se realizaron superficialmente usando contenedores opacos con tapa limpios de aproximadamente 600 ml.

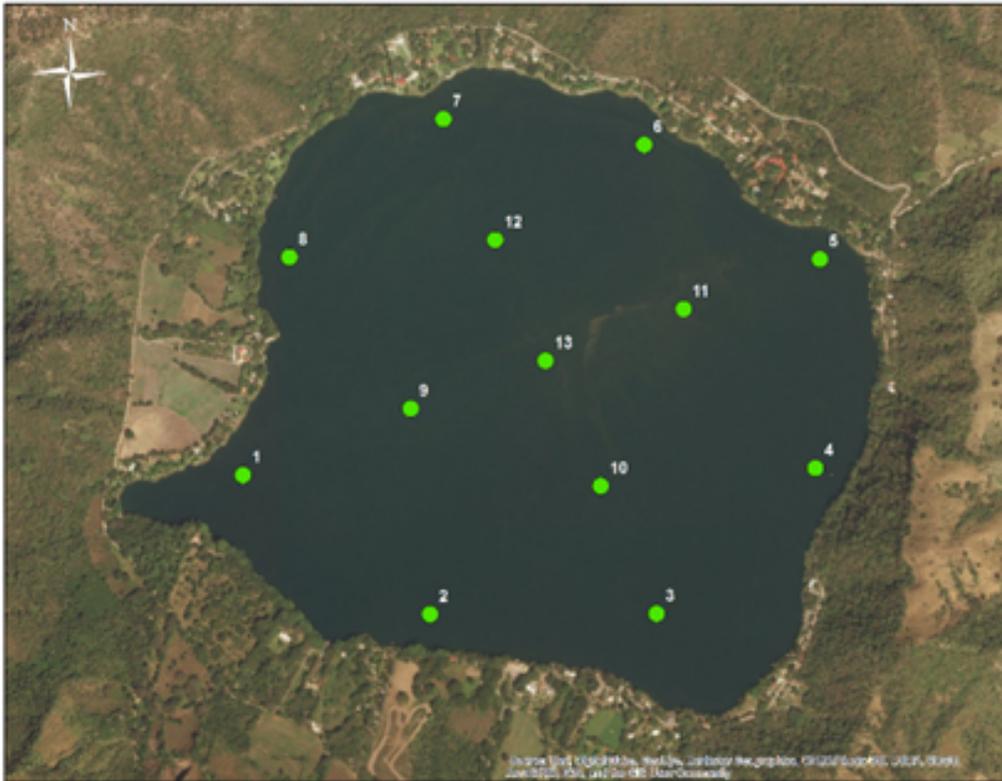


Figura 1. RGB Lago-cráter de Santa María del Oro mostrando ubicación espacial de las 13 estaciones de muestreo (mapa elaborado con el software ArcMap).

Tratamiento de muestras in situ

El procedimiento a utilizar para la determinación de Cl-a en las muestras sigue los lineamientos propuestos por Holm-Hansen *et al.*, (1965). Las muestras se filtraron utilizando un equipo Millipore con un filtro de 2.5 mm y una membrana de fibra de vidrio, con tamaño de poro de 0.7 µm. La

extracción de la Cl-a de los filtros se realizó usando acetona al 90% como solvente, la centrifugación se realizó con el equipo Labogene 1248R configurado a 4 000 RPM con 20°C durante 10 minutos.

Las concentraciones de Cl-a en SAMAO se obtuvieron mediante los métodos de espectrometría para los muestreos de enero a junio y por fluorimetría para los muestreos realizados entre julio a diciembre. Para realizar las lecturas de enero a junio se utilizó el espectrómetro Genesys 8 modelo 100-240 de Thermo Spectronic. Se leyeron 2 ml de cada muestra 3 veces en 4 diferentes longitudes de onda (λ 750, λ 664, λ 647 y λ 630) y un blanco de 2 ml de solución de acetona al 90% entre cada lectura para calibrar el equipo. La lectura de las muestras de los meses julio a diciembre se realizó con el equipo de Turner Design, Trilogy Fluorometer modelo 7200-000, empleando el módulo para clorofila no acidificada “CHLA-NA” modelo 7200-046. Se leyeron dos mililitros de la muestra extraída en acetona al 90% usando el modo RAW y posteriormente se realizó una curva de calibración para el método.

Validación del algoritmo

A través de la página <https://earthexplorer.usgs.gov> se obtuvieron 12 escenas nivel L1 de LDCM (una por cada mes de muestreo) del área de estudio y se realizaron correcciones radiométricas y atmosféricas utilizando el software ENVI.

A partir de la base de datos espectrales extraídos de las escenas Landsat y la concentración de clorofila medida *in-situ* en los 13 puntos de muestreo, se realizó la validación del algoritmo OC2 con el objeto de determinar el ajuste de los parámetros del algoritmo para las condiciones de la dinámica de SAMAO. Se implementó un script con el software MATLAB (MATrix LABORatory) y se calculó el error cuadrático medio (RMSE) y el coeficiente de determinación (R^2), realizando un diagrama de dispersión de los datos estimados por el algoritmo y los valores medidos en campo para evaluarlo.

Resultados y Conclusiones

Análisis de la concentración de Cl-a in-situ en SAMAO

La Figura 2 muestra la concentración de clorofila medida en laboratorio a partir de los métodos de espectrometría y fluorimetría. Se observa que la mayor variabilidad en la concentración de clorofila se encuentra en los primeros cuatro meses del año, aunque noviembre y diciembre muestran resultados más homogéneos se pueden distinguir del bloque de meses 5 a 10 donde la mayoría de los valores están por debajo de 2 μ g/L.

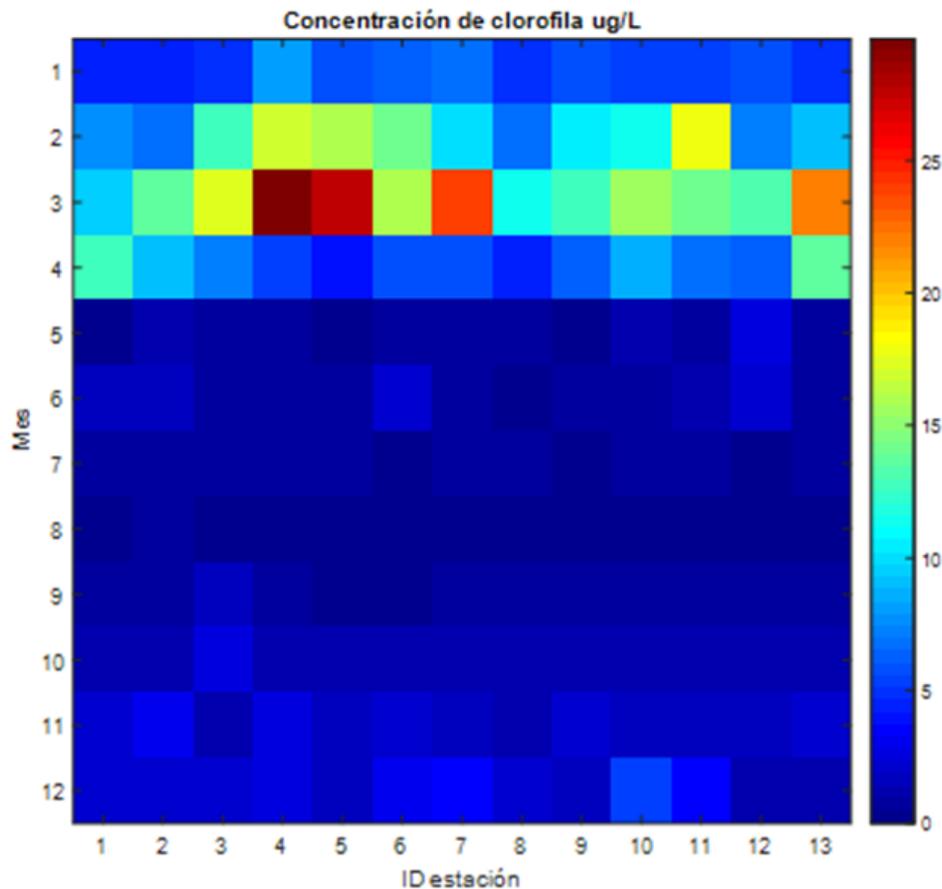


Figura 2. Concentración de Cl-a ($\mu\text{g/L}$) medida durante el año 2015 en el Lago de Santa María del Oro. El eje 'x' indica el número de cada estación de muestreo mientras que en el eje 'y' se identifican los meses de realización de cada muestreo.

De acuerdo a las concentraciones de clorofila encontradas podemos definir dos estacionalidades en la productividad del lago: el primero es el período mayo-diciembre con niveles de producción primaria bajos, mientras que en los meses de enero a abril se obtuvieron altos niveles de producción.

Validación del algoritmo OCx

La Figura 3 muestra el diagrama de dispersión entre los valores estimados por el modelo OC2 usando los parámetros propuestos por el OBPG y los valores obtenidos en campo. El coeficiente de determinación resultó en 0.38 mientras que el error cuadrático medio tuvo un valor alto de 6.42, esto indica que hay una baja correlación entre la clorofila medida en campo y la estimada por el modelo, por lo tanto, estos resultados confirman la necesidad de la calibración del modelo OC2 para las condiciones de SAMAO.

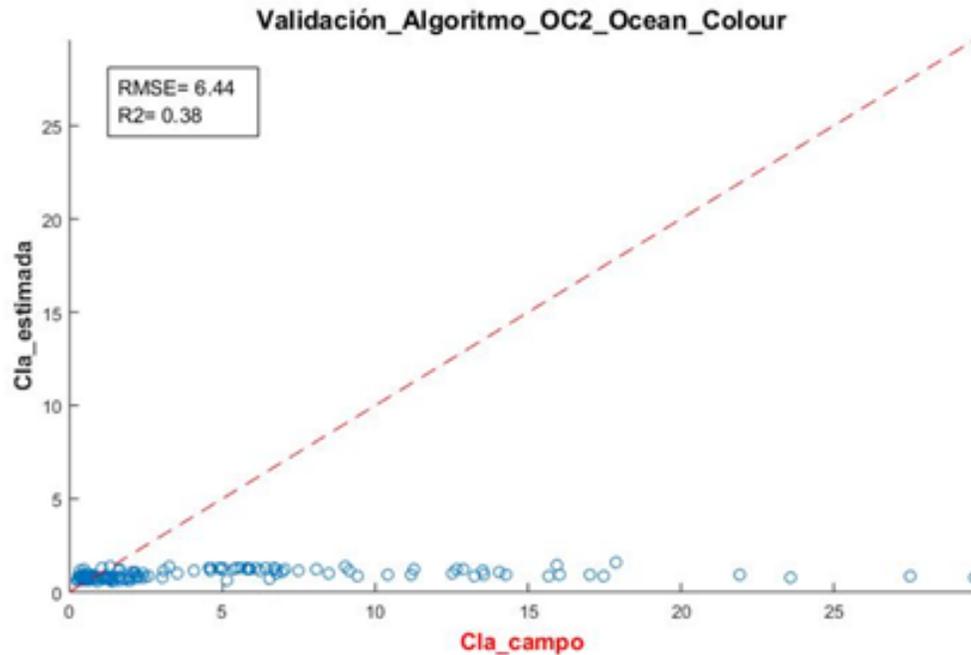


Figura 3. Análisis de regresión usado para evaluar el algoritmo. En el eje de las 'x' se encuentran la Cl-a medida en el laboratorio, la cual se considera como valor verdadero, en el eje de las 'y' la Cl-a estimada por el modelo.

La cuantificación de la concentración de clorofila superficial permitió, determinar dos ciclos definidos de producción primaria en el lago: uno alto de enero a abril y diciembre, con un máximo en marzo de 29.6 en la estación 13 y un ciclo de producción primaria bajo de mayo a noviembre con un máximo de 3.05 durante noviembre tomado en la estación 2.

Por otro lado, la validación del algoritmo OC2 indicó una baja correlación entre cla_{campo} y cla_{OC2} así que los coeficientes propuestos por Ocean Color para determinar Cl-a empleando el algoritmo OCx con LDCM no son adecuados para estimar clorofila en SAMAO. Sin embargo, se propone desarrollar en trabajos futuros una calibración para adecuar los coeficientes del algoritmo a las propiedades de SAMAO, debido al conocido potencial de LDCM para la determinación de Cl-a en aguas continentales.

Literatura citada

- Ariza, A. 2013. Productos LDCM -Landsat 8. Instituto Geográfico Agustín Codazzi Bogotá, Colombia.
- Armienta, M., G. Vilaclara, S. de la Cruz-Reyna, S. Ramos, N. Ceniceros, O. Cruz, A. Aguayo and F. Arcega-Cabrera. 2008. Water chemistry of lakes related to active and inactive Mexican volcanoes. *Journal of Volcanology and Geothermal Research*. 178. 249-258. 10.1016/j.jvolgeores.2008.06.019.
- Brezonik, P., K. D. Menken and M. Bauer. 2005. Landsat-based remote sensing of lake water quality characteristics, including chlorophyll and colored dissolved organic matter (CDOM). *Lake and Reservoir Management* 21:373-382.
- Brivio, P. A., C. Giardino and E. Zilioli. 2001. Determination of chlorophyll concentration changes in Lake Garda using an image-based radiative transfer code for Landsat TM images. *International Journal of Remote Sensing* 22:487-502.
- Carpenter, S. R. 2005. Eutrophication of aquatic ecosystems: bistability and soil phosphorus. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 102:10002-10005.
- Duan, H., Y. Zhang, B. Zhang, K. Song and Z. Wang. 2007. Assessment of chlorophyll-a concentration and trophic state for Lake Chagan using Landsat TM and field spectral data. *Environmental monitoring and assessment* 129:295-308.
- Duan, H., Y. Zhang, B. Zhang, K. Song, Z. Wang, D. Liu and F. Li. 2008. Estimation of chlorophyll-a concentration and trophic states for inland lakes in Northeast China from Landsat TM data and field spectral measurements. *International Journal of Remote Sensing*, 29:767-786.
- Gaxiola-Castro G., J. M. Hernández-Ayón, J. R. Lara-Lara, R. Sosa-Ávalos y J. A. Cépeda-Morales. 2017. Importancia del intercambio y reservorio de carbono en los mares y costas mexicanas.
- Golterman, H. L. and De Oude, N. T. 1991. Eutrophication of lakes, rivers and coastal seas. In *Water Pollution*. pp. 79-124. Springer Berlin Heidelberg.

- Guan, X., J. Li and W. G. Booty. 2011. Monitoring Lake Simcoe water clarity using Landsat-5 TM images. *Water resources management*, 25:2015-2033.
- Holm-Hansen, O., C. J. Lorenzen, R. W. Holmes and J. D. Strickland. 1965. Fluorometric determination of chlorophyll. *Journal du Conseil* 30:3-15.
- Kutser, T. 2004. Quantitative detection of chlorophyll in cyanobacterial blooms by satellite remote sensing. *Limnology and Oceanography* 49:2179-2189.
- Mendiondo, E. M. 2013. Global review of lake and reservoir eutrophication and associated management challenges.
- O'Reilly, J., S. Maritorena, B. G. Mitchell, D. Siegel, K. Carder, S. A. Garver, M. Kahru and C. McClain. 1998. Ocean color chlorophyll algorithms for SeaWiFS. *Journal of Geophysical Research*. 103. 937-953.
- Palau, A., M. Alonso y D. Corregidor. 2010. Análisis del ciclo del carbono en embalses y su posible efecto en el cambio climático. Aplicación a embalse de Susqueda. España.
- Ritchie, J. C., C. M. Cooper and F. R. Schiebe. 1990. The relationship of MSS and TM digital data with suspended sediments, chlorophyll, and temperature in Moon Lake, Mississippi. *Remote Sensing of environment* 33:137-148.
- Sosa-Nájera, S., S. Lozano-García, P. D. Roy and M. Caballero. 2010. Registro de sequías históricas en el occidente de México con base en el análisis elemental de sedimentos lacustres: El caso del lago de Santa María del Oro. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana* 62:437-451.
- Tyler, A. N., E. Svab, T. Preston, M. Présing and W. A. Kovács, 2006. Remote sensing of the water quality of shallow lakes: A mixture modelling approach to quantifying phytoplankton in water characterized by high-suspended sediment. *International Journal of Remote Sensing* 27:1521-1537.

4.35 Variación temporal (2007-2016) de la producción primaria y biomasa del fitoplancton en una estación costera al sur de la Corriente de California

Lara-Lara J. Rubén¹; Bazán-Guzmán Carmen¹; de la Cruz-Orozco Martín¹; Mirabal-Gómez Uriel¹; Linacre-Rojas Lorena¹ y Sánchez-Robles Citlalli¹

¹Departamento de Oceanografía Biológica, División de Oceanología del CICESE. Carretera Ensenada-Tijuana Número 3918, Zona Playitas, Ensenada B.C., México C.P.22860
Autor para correspondencia: rlara@cicese.mx

Resumen

En la región sureña de la Corriente de California (SCC) y en la zona costera del Noroeste de B.C., México, en un sitio denominado estación ENSENADA, ubicado al sur de la Bahía de Todos Santos, B.C., México, se realizó una serie de monitoreo de 12 campañas oceanográficas del 2007 al 2016 de las concentraciones de clorofila *a* (C_{la}) y de las tasas de producción primaria (PP), con el objeto de entender la respuesta de las comunidades del fitoplancton a las variaciones interanuales del clima, como lo son los eventos ENSO y el warm blob. En general se observaron, dos periodos, uno de condiciones normales y frías (La Niña), con máximas concentraciones de C_{la} y de PP; y el otro caliente (El Niño y el warm blob) con mínimas concentraciones de C_{la} y tasas de PP.

Palabras clave: *fitoplancton; producción primaria; clorofila; Corriente de California.*

Abstract

In the southern region of the California Current (SCC) and in the coastal area of the Northwest of BC, Mexico, at a site called the ENSENADA station, located south of the Bay of Todos Santos, BC, Mexico, a series of monitoring of 12 oceanographic cruises were performed from 2007 to 2016 of the concentrations of chlorophyll *a* (Ch_{la}) and primary production rates (PP), in order to understand the response of phytoplankton communities to interannual climate variability, as are the ENSO events and the warm blob. In general, two periods were observed, one of normal and cold conditions (La Niña), with maximum concentrations of Ch_{la} and PP; and the other a warm period (El Niño and warm blob) with minimal concentrations of both Ch_{la} and PP rates.

Key words: *phytoplankton; primary production; chlorophyll; California Current.*

Introducción

La fotosíntesis es el proceso de mayor importancia en el planeta, mediante el cual el fitoplancton transforma, utilizando la energía solar, los pigmentos y los nutrientes, el carbono inorgánico a compuestos orgánicos. Por otro lado, la productividad primaria, es el cambio de la biomasa fitoplanctónica con respecto al tiempo. La cantidad de biomasa disponible para los siguientes niveles tróficos, depende del balance de los procesos de crecimiento y consumo o pérdidas, tales como el pastoreo por el zooplancton, el hundimiento de las células y la mortalidad, entre otros.

La Estación Ensenada se caracteriza por ser un sitio de referencia de procesos oceanográficos de fuerte variabilidad estacional e interanual de la Corriente de California (CC). Las aguas superficiales al norte de 28°N están dominadas por agua subártica de la CC con baja salinidad y agua fría, mientras que a lo largo del borde la plataforma cercana a las profundidades de 100-300 m fluye agua hacia el norte llevando agua rica en nutrientes inorgánicos, alta salinidad y pobre en oxígeno. La mayor parte del año

prevalecen los vientos del noreste que conducen a las surgencias costeras, las cuales, se intensifican durante la primavera (Linacre *et al.*, 2010). El ciclo estacional de surgencia frente a esta zona modula la biomasa del fitoplancton (Gaxiola-Castro *et al.*, 2010), y la biomasa de los organismos en los niveles tróficos superiores (Lavaniegos *et al.*, 2015). La biomasa de fitoplancton más alta se ha observado durante la primavera y el verano, aunque los eventos interanuales como El Niño y La Niña pueden alterar significativamente este patrón (Gaxiola-Castro *et al.*, 2010, Linacre *et al.*, 2012).

Evaluar la variabilidad la biomasa y las tasas de productividad primaria del fitoplancton en una región costera constituyen el papel central dentro del ciclo del carbono marino. Asimismo, estas son centrales para entender, por un lado, la fertilidad de un ecosistema y por el otro para entender el papel de la bomba biológica en las estimaciones de los flujos de carbono entre la atmósfera y el océano. Uno de los grandes retos dentro del ciclo del carbono marino, es entender los procesos responsables de la variabilidad temporal y para esto se requiere la generación de series de tiempo. Es así que con el propósito de avanzar el conocimiento de la variabilidad de la biomasa y tasas de productividad primaria y su influencia en los flujos de carbono frente a las costas de Baja California, dentro de la región sureña de la Corriente de California, se inició en el 2006 un programa de monitoreo de diversas variables, relacionadas con el ciclo del carbono marino, denominado FLUCAR (Flujos de carbono: fuentes y sumideros).

En el presente trabajo se describe la variabilidad temporal de la biomasa (clorofila *a*) y tasas de productividad fitoplanctónica entre el 2007 al 2016, en una estación costera en la región sur de la Corriente de California.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El área de estudio se encuentra localizada en la región costera del Noroeste de B.C., México, en el sitio denominado como ENSENADA, ubicado al sur de la Bahía de Todos Santos, B.C., México. ($31^{\circ}40.105' N$, $116^{\circ}41.596' W$) (Figura 1).

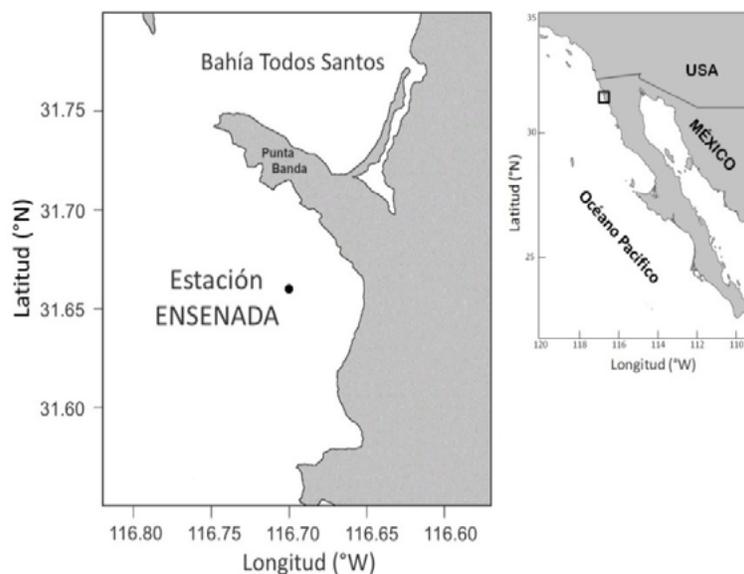


Figura 1. Sitio del Observatorio de Monitoreo Costero estación Ensenada, localizado en las aguas costeras de la región norte de Baja California, México.

Metodología

Con el propósito de caracterizar la variabilidad estacional e interanual de la producción primaria del fitoplancton y otras variables relacionadas, se realizaron un total de 12 campañas oceanográficas a bordo de los B/O Francisco de Ulloa y Alpha Helix, de septiembre del 2007 a abril de 2016. Se realizaron lances de Roseta-CTD con sensores acoplados para registros de temperatura, conductividad, fluorescencia y PAR, así como para la colecta de agua para realizar experimentos de producción primaria y para el análisis de pigmentos fotosintéticos, y determinar la abundancia del fitoplancton.

Las muestras se colectaron con botellas Niskin de 5 litros de capacidad, en 7 niveles de profundidades, correspondientes a los siguientes porcentajes de luz superficial: 100-90, 50, 30, 20, 10, 1 y 0.1%, estos fueron calculados a partir de la información obtenida con sensor PAR y con el Disco de Secchi. Los experimentos de producción primaria *in situ* se realizaron con la técnica de asimilación del ^{14}C , descrito por Steemann-Nielsen (1952). Los cálculos de la producción primaria expresados en $\text{mg C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ se hicieron de acuerdo a las formulas descritas por Strickland y Parsons (1972). Para el cálculo de la integración de la producción primaria en $\text{mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, se utilizó el método trapezoidal descrito por Nielsen *et al.* (1984). Los cálculos de las mediciones de productividad diarias se realizaron de acuerdo a los modelos de las curvas fotosíntesis-luz descrito por Vollenweider (1965). Para el análisis de clorofila *a*, se colectaron muestras de agua entre 250 a 500 ml en botellas de plástico oscuras (NALGENE) para cada nivel de profundidad, en el laboratorio se filtraron por vacío (sin exceder de 100 mm Hg) a través de filtros GF/F de 2.5 cm de diámetro y se conservaron en nitrógeno líquido hasta su análisis en laboratorio. Para el análisis se utilizó la técnica de fluorimetría sin acidificación descrita por Welshmeyer (1994).

Resultados y Discusión

La serie temporal de temperatura (Figura 2) muestra dos eventos de calentamiento, uno en el 2008, el segundo más fuerte en el 2015 al 2016.

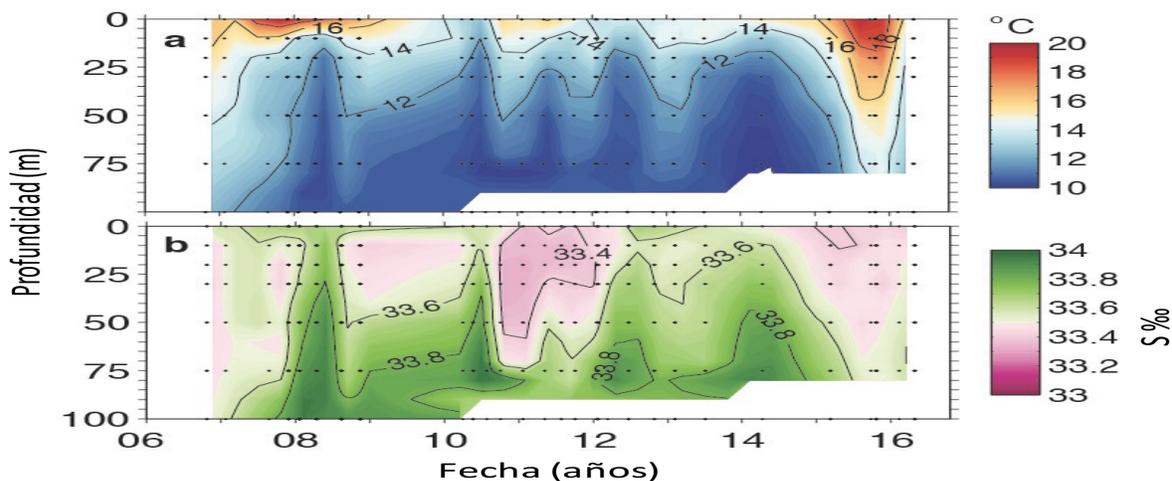


Figura 2. Diagramas Hovmöller de temperatura TSM ($^{\circ}\text{C}$) y Salinidad para la estación ENSENADA (2007-2016).

En los últimos años la región ha estado sujeto a intensos eventos interanuales de calentamiento anómalo (“The warm Blob 2013-2015” y “El Niño 2015-2016”; Cavole *et al.*, 2016; Jacox *et al.*, 2016). Estos eventos modificaron la estructura fisicoquímica de la columna de agua y ocasionaron importantes efectos biológicos dentro del Sur de la Corriente de California (SCC) (Zaba y Rudnick 2016, Gomez-Ocampo *et al.*, 2017). Las observaciones se realizaron en un sitio costero (estación

ENSENADA) que ha sido descrito como representativo de las condiciones químico-físicas de la parte norte de Baja California, México, y susceptible a las variaciones temporales (estacionales e interanuales) que ocurren en la costa (< 50 km) (Linacre *et al.*, 2010b). La concentración de clorofila *a* integrada (Figura 3) a través de la zona eufótica (mg Cla m^{-2}) mostró una variabilidad temporal con mayores concentraciones entre otoño y primavera, hasta de 110 mg m^{-2} , durante el período del 2007 y el 2010, por otro lado, entre el 2011 y el 2016, estas concentraciones disminuyeron significativamente hasta en un 50% con valores máximos de 60 mg m^{-2} .

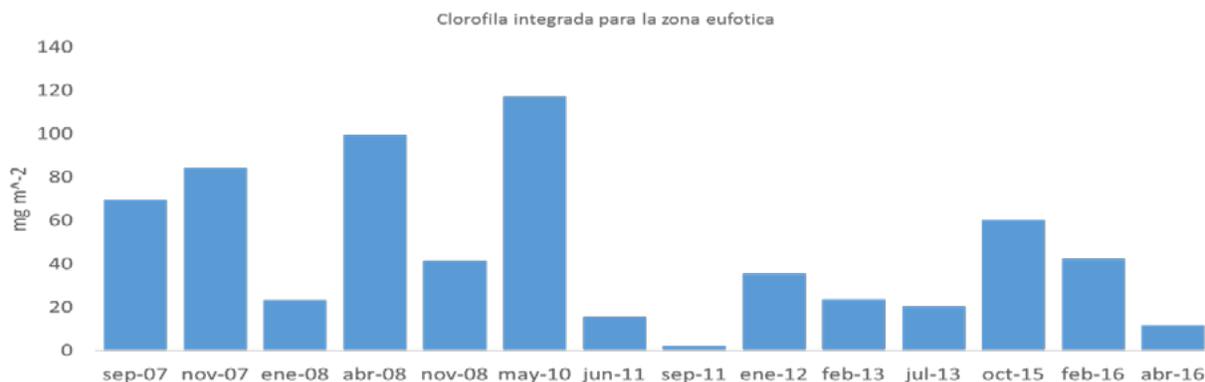


Figura 3. Clorofila integrada (mg m^{-2}) en la zona eufótica durante el período 2006-2016 en la estación Ensenada.

Igualmente, la serie de tasas de producción primaria (PP) ($\text{mg C m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$) (Figura 4) mostró dos periodos, el primero entre el 2007 al 2012 con tasas máximas de PP hasta de $3000 \text{ mg C m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$, y el segundo del 2011 al 2016 con valores máximos hasta de $2500 \text{ mg C m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$. Esto respondió a dos eventos durante la serie de monitoreo, un periodo normal y frío y otro caliente, claramente acoplados a los eventos ENSO y el warm blob, como se mencionó anteriormente.

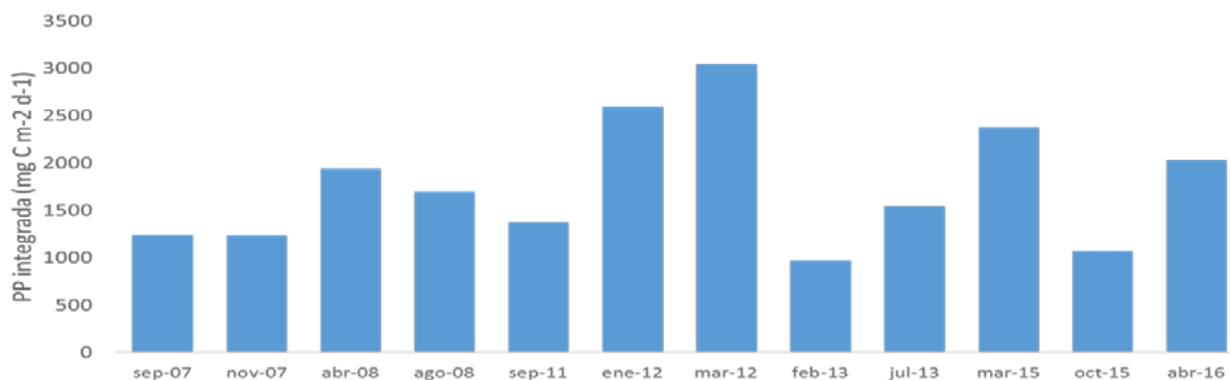


Figura 4. Producción primaria integrada ($\text{mg C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) en la zona eufótica durante el período 2006-2016 en la estación Ensenada.

Conclusiones

La variabilidad de la biomasa y tasas de producción del fitoplancton estuvieron bien acoplados a la variabilidad climática de la región. En general se observaron, dos periodos, uno de condiciones normales y frías (La Niña), con máximas concentraciones de Cla y de PP; y el otro caliente (El Niño y el warm blob) con mínimas concentraciones de Cla y tasas de PP.



Agradecimientos

Al CONACyT, por el apoyo otorgado a través de los proyectos Flujos de Carbono: fuentes y sumideros en los Márgenes Continentales del Pacífico Mexicano y Red Nacional de Monitoreo de Flujos de Carbono en los Ecosistemas Costeros del Pacífico Mexicano y el Golfo de México (CB-2011-01-167361). A la Tripulación de los B/O Francisco de Ulloa y Alpha Helix del CICESE por su apoyo durante las campañas oceanográficas.

Literatura citada

- Cavole, L., A. Demko, R. Diner, A. Giddings, I. Koester, C. Pagniello, M. Paulsen, A. Ramirez-Valdez, S. Schwenck, N. Yen, M. Zill and P. Franks. 2016. Biological impacts of the 2013–2015 warm-water anomaly in the Northeast Pacific: Winners, losers, and the future. *Oceanogr.* 29:273-285
- Gaxiola-Castro, G.; J. Cepeda-Morales, S. Nájera-Mártinez, T. L. Espinosa-Carreón, M. E. De la Cruz Orozco, R. Sosa-Avalos, E. AguirreHernández y J. P. Cantú-Ontiveros. 2010. Biomasa y producción del fitoplancton. *In: Gaxiola-Castro, G. y R. Durazo (eds.). Dinámica del ecosistema pelágico frente a Baja California: 1997-2007.* SEMARNAT, INE, CICESE, UABC.
- Gómez-Ocampo, E, G. Gaxiola-Castro, R. Durazo and E. Beier. 2017. Effects of the 2013-2016 warm anomalies on the California Current phytoplankton. *Deep-Sea Res II.* dx.doi.org/10.1016/j.dsr2.2017.01.005
- Jacox, M, E. Hazen, K. Zaba, D. Rudnick, C. Edwards, A. Moore and S. Bograd. 2016. Impacts of the 2015–2016 El Niño on the California Current System: Early assessment and comparison to past events. *Geophys. Res. Lett* 43:7072–7080.
- Lavaniegos, B. E., O. Molina-González and M. Murcia-Riaño. 2015. Zooplankton functional groups from the California Current and climate variability during 1997-2013. *CICIMAR, Océánides* 30:45-62.
- Linacre, L. P., R. Durazo, M. Hernández-Ayón, F. Delgadillo-Hinojosa, G. Cervantes-Díaz, J. R. Lara-Lara and V. Camacho-Ibar. 2010. Temporal variability of the physical and chemical water characteristics at a coastal monitoring observatory: Station ENSENADA. *Cont. Shelf. Res.* 30:173001742.
- Monger, B. C. and M. R. Landry. 1993. Flow cytometric analysis of marine bacteria with Hoechst 33342. *Appl Environ Microbiol.* 59:905-911.
- Nielsen, G. E. y A. M. Bresta. 1984. Guidelines for the measurement of Phytoplankton primary production. :12-17.
- Steemann-Nielsen, E. 1952. The Use of Radio-Active Carbon (¹⁴C) for Measuring Organic Production in the Sea. *J. Cons. Int. Mer.* 18:117-140.
- Strickland, J. D. H. y T. R. Parsons, 1972. A practical handbook of sea water analysis. 2nd edition. Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada. 167. 310p.
- Thomas, C. R. 1997. Identifying Marine Phytoplankton. Florida Department of Environmental Protection Florida Marine Research Institute. 857 p.
- Thronsen, J. 1978. Phytoplakton preservation and storage. pp. 69-74. *In: Sournia, A. (ed.). Phytoplankton Manual.* UNESCO, Paris..
- Vollenweider, R. A. 1965. Calculations models of photosynthesis-depth curves and some implications regarding day rate estimates in Primary Productivity measurements. pp. 425-457. *In: Goldman, C. R. (ed.). Primary Productivity in Aquatic Environments.* 1st. Ital. Idrobiol. 18 Suppl. University of California. Press., Berkeley. 464p.
- Van Heukelem, L. y C. S. Thomas. 2001. Computer-assisted high-performance liquid chromatography method development with applications to the isolation and analysis of phytoplankton pigments. *J. Chromatogr.* 910:31-49.
- Utermöhl, H. 1958. Zur Vervollkommung der quantitativen phytoplankton-methodik. *Mitt. Internat. Verein. Limnol.* 9:1-38.
- Welshmeyer, N. 1994. Fluorometric analysis of chlorophyll a in the presence of chlorophyll b and pheopigments. *Limnology and Oceanography.* 39:1985-1992.
- Zaba, K. D. and D. L. Rudnick. 2016. The 2014–2015 warming anomaly in the Southern California Current System observed by underwater gliders. *Geophys. Res. Lett.* 43:1241-1248.

4.36 Biomasa de los macroinvertebrados bentónicos en tres lagos urbanos del Bosque de Chapultepec, México

Rendón-Neydar Verónica¹; Cortés-Guzmán Daniela²; Alcocer Javier³ y Oseguera Luis A.³

¹Licenciatura en Biología, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. Universidad 3000, Delegación Coyoacán, CP 04510, Ciudad de México.

²Programa de Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. Universidad 3000, Delegación Coyoacán, CP 04510, Ciudad de México.

³Proyecto de Investigación en Limnología Tropical, FES Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. De los Barrios 1, Los Reyes Iztacala, CP 54090, Tlalnepantla, Estado de México.

Autor para correspondencia: jalcocer@unam.mx

Resumen

Se analizó la variación temporal de la biomasa (expresada como mg de C) de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos (MIB) en tres lagos urbanos del Bosque de Chapultepec, Ciudad de México. Se encontraron 1 125 individuos de 11 especies, de los cuales el 92% pertenecieron a dos familias: Chironomidae y Naididae. La biomasa promedio fue de $2\,430.5 \pm 5\,619.7$ mg C m⁻² (0-34 530 mg C m⁻²); el Lago Viejo tuvo los valores mayores ($7\,857.9 \pm 8\,779.2$ mg C m⁻²), seguido por el Lago Menor (427.7 ± 577.4 mg C m⁻²) y al final el Lago Mayor (362.8 ± 317.4 mg C m⁻²). En general, las biomásas mayores ($7\,337.8 \pm 11\,652.0$ mg C m⁻²) se encontraron en enero y los menores valores (166.5 ± 198.9 mg C m⁻²) en noviembre. La dominancia por quironómidos y oligoquetos se asocia a que pueden tolerar bien condiciones de hipoxia/anoxia que se presentan en el fondo de los lagos. Las biomásas mayores encontradas en el Lago Viejo seguramente están relacionadas con su fondo natural y más antiguo que el de los otros lagos con fondo de concreto y menor contenido de sedimentos. Los valores de biomasa fueron mayores a los reportados en lagos urbanos templados, pero menores a los de otros lagos urbanos tropicales.

Palabras clave: lagos eutróficos; lagos someros; lagos urbanos; lagos tropicales.

Abstract

We analyzed the temporal variation of the benthic macroinvertebrate community (BMI) biomass (expressed as mg C) in three urban lakes of the Bosque de Chapultepec, Mexico City. We found 1 125 individuals from 11 species, of which 91% belong to two families: Chironomidae and Naididae. The mean biomass was $2\,430.5 \pm 5\,619.7$ mg C m⁻² (0- 34 530 mg C m⁻²); the Lago Viejo has the highest values ($7\,857.9 \pm 8\,779.2$ mg C m⁻²), followed by Lago Menor (427.7 ± 577.4 mg C m⁻²) and at last Lago Mayor (362.8 ± 317.4 mg C m⁻²). Overall, the largest biomasses ($7\,337.8 \pm 11\,652.0$ mg C m⁻²) were found in January and the smallest (166.5 ± 198.9 mg C m⁻²) in November. The dominance by the chironomids and oligochaetes is explained by the tolerance of both groups to hypoxic/anoxic conditions found in the bottom of the lakes. The Lago Viejo displayed the largest biomass most likely related to its natural and oldest bottom, compared to a concrete bottom and lower sediment content in the other two lakes. The biomasses were higher compared to temperate urban lakes, but lower than in other urban tropical lakes.

Key words: eutrophic lakes; shallow lakes; urban lakes; tropical lakes.

Introducción

Los lagos urbanos son sistemas lénticos, de origen natural o artificial, que se definen de acuerdo con su superficie (< 2.6 km), profundidad (< 6 m), origen del agua y tipo de cuenca de depósito (Schueler y Simpson, 2003; Novoa *et al.*, 2006). Se consideran ecosistemas que proveen actividades recreativas, educativas y culturales, que debido a su ubicación y a sus características morfológicas, son especialmente vulnerables a la acción humana (Mancini *et al.*, 2012). La biomasa de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos (MIB) ha sido señalada como un factor importante para entender los patrones estacionales y flujos de energía en las redes tróficas (Rigler y Downing, 1984). Esta comunidad está regulada por factores abióticos regionales y locales (Giere, 2009, Wetzel, 1981; Reyes-Morales, 2013) y las interacciones bióticas (Williams y Felmate, 1992).

El adecuado manejo de los ecosistemas urbanos, su protección, conservación y restauración se fundamenta en el entendimiento de los procesos que los regulan (Palma *et al.*, 2013), por lo cual el conocimiento integrado de la ecología y variabilidad de las comunidades de MIB presentes en los lagos de Chapultepec es una herramienta fundamental para establecer los lineamientos científicos básicos que garantizarán su preservación e integridad ecológica. El objetivo del presente estudio fue analizar comparativamente la variación espacial y temporal de la biomasa de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en tres lagos urbanos del Bosque de Chapultepec, Ciudad de México.

Materiales y Métodos

Área de estudio

Los tres lagos urbanos estudiados se encuentran en el Bosque de Chapultepec, un parque urbano al oriente de la Ciudad de México. Está dividido en tres secciones, la primera es natural y tiene al menos 700 años de antigüedad, la segunda se construyó en 1962 y la tercera en 1974. El clima es templado con lluvias en verano, la temperatura promedio anual es de 14°C y la precipitación media anual de 672 mm (Villalobos *et al.*, 1982; García, 2004). En la 1ª sección del parque está el Lago Viejo mientras que en la 2ª Sección se encuentran los Lagos Mayor y Menor (Figura 1). Los lagos han sido caracterizados como sistemas acuáticos someros, de circulación limitada, muy alta productividad y tendencia a la hipertrofia, debido a que son alimentados por aguas residuales tratadas secundariamente (Alcocer *et al.*, 2007). El sedimento de los lagos es predominantemente autóctono, de textura fina dominada por lodos, con un gran contenido de materia orgánica (Alcocer *et al.*, 1988).

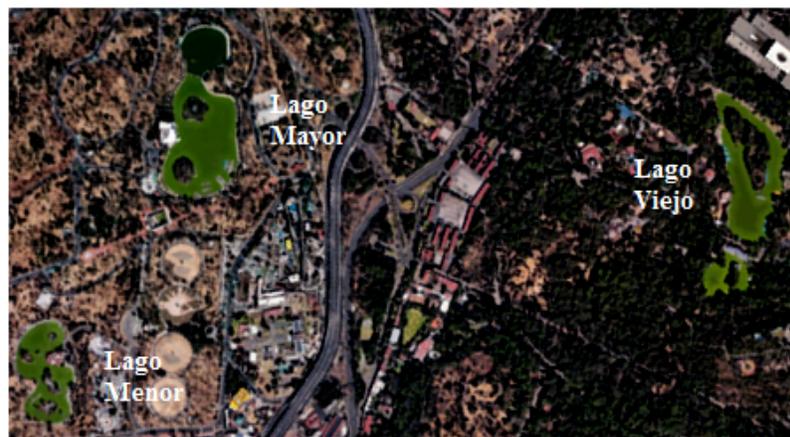


Figura 1. Imagen satelital de los Lagos Viejo, Mayor y Menor del Bosque de Chapultepec, Ciudad de México (Modificado de Google Earth, 2017).

Metodología

Se realizaron muestreos mensuales en los tres lagos durante ocho meses (agosto de 2015 a marzo de 2016). En cada uno se registraron los parámetros fisicoquímicos con una sonda multiparamétrica YSI a lo largo de la columna de agua. Los MIB se recolectaron con una draga Ekman (0.0225 m²), por triplicado en cada estación. Las muestras se pasaron por un tamiz (250 µm) y se fijaron en alcohol etílico (96%) adicionado con rosa de bengala. Los ostrácodos fueron identificados en el laboratorio de Micropaleontología y Paleocenografía del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología y los demás grupos se determinaron empleando las claves de Edmonson (1959), Pennak (1978), Merritt *et al.* (2008) y Heiri (2013). La biomasa se calculó mediante conversiones de longitud corporal a peso seco, y de peso seco a mg de carbono siguiendo los trabajos de Benke *et al.* (1999) y Giere (2009). Las diferencias temporales y espaciales se evaluaron mediante ANDEVAS.

Resultados y Discusión

Parámetros fisicoquímicos

Los lagos son someros, con profundidades medias menores a 130 cm, la profundidad del disco de Secchi (Z_{DS}) varió entre 2 y 40 cm, las temperaturas son cálidas aunque variables, entre 11.2 y 26.7°C, con concentraciones de OD muy variables, entre 1.0 y 22.9 mg L⁻¹, y usualmente sobresaturados, pH básicos, entre 7.2 y 11.0 y K_{25} entre 330 y 669 µS cm⁻¹ (Cuadro 1). El Lago Mayor tuvo los valores más altos de Z_{DS} , temperatura, OD y K_{25} , el Lago Viejo tuvo los valores más bajos de temperatura, OD y pH y el Lago Menor tuvo los menores valores de Z_{DS} y K_{25} , pero los mayores de pH (Cuadro 1). A pesar de que la concentración de OD medida fue en general elevada, en el fondo de los mismos se registraron valores tan bajos como 1.0 mg L⁻¹.

Cuadro 1. Parámetros fisicoquímicos de la columna de agua de los tres lagos de Chapultepec, Ciudad de México.

| Lago | Z (cm) | Z_{DS} (cm) | T (°C) | OD % | OD mg L ⁻¹ | pH | K_{25} µS cm ⁻¹ |
|-------|-----------|------------------|-------------|----------|--------------------------|------------|---------------------------------|
| Viejo | 119 ± 9 | 18.0 ± 9.8 | 18.1 ± 2.7 | 140 ± 62 | 9.8 ± 4.8 | 8.9 ± 0.5 | 477 ± 52 |
| | 100 - 130 | 7.5 - 40.0 | 12.0 - 25.8 | 14 - 292 | 1.0 - 22.9 | 7.3 - 10.0 | 381 - 614 |
| Mayor | 108 ± 18 | 30.0 ± 5.3 | 21.5 ± 2.4 | 182 ± 72 | 12.0 ± 5.2 | 8.7 ± 0.7 | 510 ± 52 |
| | 60- 130 | 20.0 - 40.0 | 15.6 - 25.2 | 18 - 311 | 1.2 - 25.6 | 7.2 - 11.0 | 418 - 610 |
| Menor | 74 ± 20.5 | 6.5 ± 4.0 | 19.5 ± 3.9 | 142 ± 85 | 10.5 ± 5.6 | 9.7 ± 0.6 | 458 ± 66 |
| | 40 - 110 | 2.0 - 15.0 | 11.2 - 26.7 | 9 - 301 | 1.2 - 21.9 | 7.8 - 11.0 | 330 - 669 |

Z: profundidad; Z_{DS} : profundidad del disco de Secchi; T: temperatura; OD: oxígeno disuelto; K_{25} : conductividad eléctrica estandarizada a 25°C.

Composición faunística

Se recolectaron 1 125 organismos pertenecientes a nueve familias y once especies. Las familias más abundantes fueron Naididae (49%) y Chironomidae (43%) que en conjunto representan el 92% de la abundancia total. Los tres taxones más abundantes fueron *Limnodrilus hoffmeisteri* (48%) *Tanypus* sp. (28%) y *Chironomus* sp. (15%); el primer taxón estuvo presente en los lagos Viejo y Menor, mientras que los otros dos taxones estuvieron presentes en los tres lagos. El Lago Viejo tuvo las mayores abundancias (863 ind., 76.7%), seguido por el Lago Mayor (204 ind., 18.1%) y finalmente el Lago Menor (58 ind., 5.2%) (Fig. 2). En general, las mayores abundancias se obtuvieron en enero (38%) y las menores entre septiembre y noviembre (1-3%) (Figura 2).

La eutrofización disminuye la diversidad puesto que incrementa la descomposición y disminuye el oxígeno y el espacio donde la fauna aerobia puede habitar, compensando la falta de diversidad, con pocas especies tolerantes y un aumento en su abundancia relativa (Newrkla y Wijegoonawardana, 1987). De forma similar a los lagos de Chapultepec (con predominio de Chironomidae y Naididae), el lago Monte Alegre, un lago eutrófico de Brasil, se encontró que la comunidad estaba dominada por Chaoboridae y Chironomidae (Cleto-Filho y Arcifa, 2006). En sistemas lénticos con eutrofización, la dominancia de oligoquetos y quironómidos, es mayor cuando el fondo es anóxico y los grupos que lo toleran pueden proliferar (Roldán y Ramírez, 2008; Trama *et al.* 2009).

Biomasa de MIB

La biomasa de los MIB en los lagos tuvo un rango de 0 – 34 530 mg C m⁻², con un promedio de 2 430.5 ± 5 619.7 mg C m⁻². El Lago Viejo tuvo valores 10 veces mayores con respecto a los otros dos lagos (Figura 2), a éste le siguió el Lago Menor y después el Lago Mayor (Cuadro 2). Sólo en el Lago Viejo se encontró una correlación negativa de la biomasa con la temperatura ($r = -0.54$, $p = 0.02$).

Teniendo en cuenta los tres lagos, en enero se encontró la mayor biomasa con 7 337.8 ± 11 652.0 mg C m⁻² (0.0 - 34 530) y en noviembre los valores menores con 166.5 ± 198.9 mg C m⁻² (0.0 – 411.0) (Cuadro 2, Fig. 2). Así mismo, la temperatura en enero fue la más baja con respecto a los demás meses. Las diferencias entre lagos no fueron estadísticas ($H = 3.6$, $p > 0.05$), probablemente debido a la heterogeneidad de varianzas. En el Lago Mayor, el promedio más alto también se encontró en enero y el menor valor fue en marzo, mientras que en el Lago Menor el valor más alto fue en febrero y el más bajo en diciembre (Cuadro 2). Las diferencias entre los meses fueron significativas ($H = 22.8$, $p = 0.002$).

Cuadro 2. Valores promedio (± D.E) de biomasa (mg C m⁻²) de los tres lagos durante los ocho meses de estudio.

| | Lago Viejo | | Lago Mayor | | Lago Menor | |
|-----------|------------|----------|------------|---------|------------|---------|
| | \bar{X} | DE | \bar{X} | DE | \bar{X} | DE |
| Ago | 5 606.7 | 4 903.4 | 634.3 | 677.8 | 144.3 | 250.0 |
| Sep | 1 195.7 | 1 117.6 | 186.0 | 181.2 | 432.3 | 389.4 |
| Oct | 2 080.7 | 1 048.5 | 231.0 | 244.5 | 266.7 | 461.9 |
| Nov | 2 965.7 | 979.3 | 62.7 | 108.5 | 270.3 | 234.2 |
| Dic | 3 850.7 | 910.2 | 618.0 | 300.3 | 134.0 | 232.1 |
| Ene | 20 583.7 | 12 118.5 | 899.0 | 1 067.6 | 530.8 | 459.4 |
| Feb | 7 652.3 | 7 650.3 | 271.3 | 106.3 | 1 386.7 | 1 146.0 |
| Mar | 8 258.3 | 9 063.3 | 0.1 | 0.1 | 256.7 | 89.1 |
| \bar{X} | 7 857.9 | 8 779.2 | 362.8 | 317.4 | 427.7 | 577.4 |

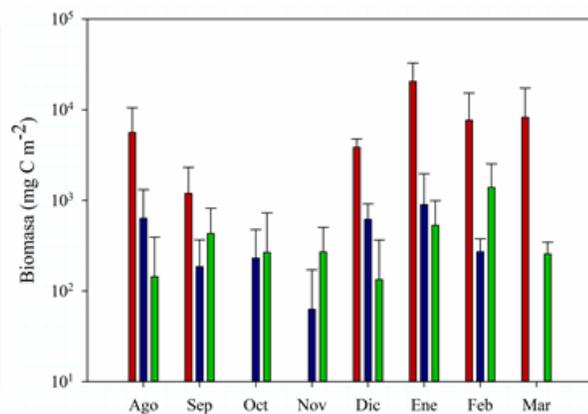
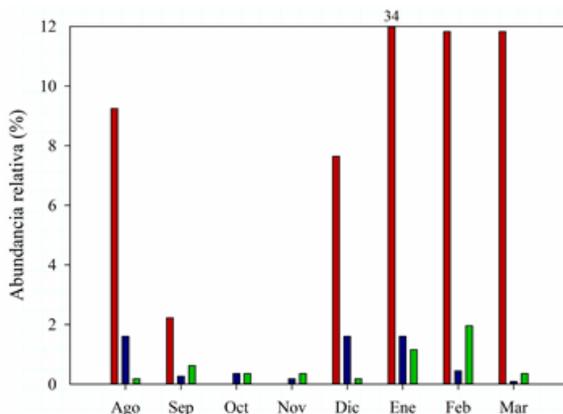


Figura 2. Abundancia relativa de los organismos recolectados (Izq.) y valores promedio (\pm DE) de la biomasa de MIB (Der.) durante los meses de estudio del Lago Viejo (barras rojas), Lago Mayor (barras azules) y Lago Menor (barras verdes) de Chapultepec.

Los valores de biomasa encontrados en los lagos de Chapultepec son mayores en comparación con otros lagos urbanos templados, pero menores con relación a lagos urbanos eutróficos tropicales. En los lagos de Sudbury (Canadá) se encontraron biomásas menores, entre 679.0 y 627.9 mg m⁻² (\sim 543.2 – 502.3 mg C m⁻²) y atribuyen su distribución a la química del agua y a la depredación por parte de los peces (Luek *et al.*, 2015). En el lago Monte Alegre (Brasil) se encontraron biomásas de 23 200 mg m⁻² (\sim 18 560 mg C m⁻²) (Cleto- Filho y Arcifa, 2006), mientras que en el humedal urbano Jaboque (Colombia) se encontraron biomásas de 5300 mg m⁻² (\sim 4240 mg C m⁻²), con los mayores valores en la temporada seca, causado probablemente por el aumento de nitrógeno, que acelera las tasas de descomposición y aumentan el contenido proteínico de la materia orgánica (Rivera-Usme *et al.*, 2015).

Tal como la abundancia, teóricamente la biomasa de los quironómidos y oligoquetos aumenta al disminuir el OD debido probablemente a que estos son de los pocos macroinvertebrados bentónicos tolerantes a bajas concentraciones de oxígeno disuelto (Toro *et al.*, 2003). El aumento marcado de biomasa entre enero y marzo se presentó con las temperaturas más bajas, especialmente en el Lago Viejo. De forma similar, en el Lago Monte Alegre, encontraron más del 50% de la biomasa en los meses fríos y secos, con dominancia de Chironomidae, probablemente relacionado con que esta es la época de circulación del lago (Cleto- Filho y Arcifa, 2006). Por el contrario, en el humedal Jaboque se observó que las correlaciones de la biomasa de los macroinvertebrados bentónicos con cada variable fisicoquímica varían dependiendo del gremio trófico (Rivera-Usme *et al.*, 2015), por lo que se hace complejo concluir acerca de la relación de los parámetros fisicoquímicos con la comunidad de MIB en general.

Las biomásas elevadas observadas en el Lago Viejo pueden estar asociadas con que éste presenta un fondo natural a diferencia de los otros lagos, en donde la cuenca es de concreto. Se ha encontrado que la textura del sedimento (Hernández *et al.*, 2008) influye en la distribución de los MIB, de forma que sedimentos más gruesos, con mayor cantidad y calidad de materia orgánica, aumentan la biomasa de los organismos. Este es el caso del sustrato natural del Lago Viejo, contrario al sustrato de cemento que se encuentra en los otros dos lagos, que no ha permitido la acumulación de sedimento suficiente para aumentar el desarrollo de los MIB. Como agravante, el Lago Mayor fue vaciado en el año 2006, lo que perjudicó la acumulación del sedimento y por ende el desarrollo de los macroinvertebrados. Adicionalmente, en el Lago Mayor se presenta una elevada densidad de peces (carpas, tilapias y goodeidos) que deben estar ejerciendo una presión elevada de depredación sobre los MIB. En el Lago Menor se encontró un “falso fondo” de sedimento acuoso que no permite el desarrollo adecuado de la mayoría de MIB, excepto por *Chaoborus* (Chaoboridae), que fue especialmente abundante en este lago (43 ind.) y que es indicador de este tipo de fondo, debido a su metabolismo anaerobio y su comportamiento migratorio.

En lagos finlandeses eutróficos, Jyväsjärvi *et al.* (2009) encontraron que la variación en los MIB está determinada por factores ambientales como la profundidad y la temperatura de fondo, pero no con efectos directos de las actividades humanas. Se hace evidente que los procesos de las comunidades de MIB no se pueden explicar completamente con los parámetros ambientales.

Conclusiones

La comunidad de MIB en los lagos de Chapultepec está dominada en abundancia y biomasa por Chironomidae y Naididae. Los valores de biomasa mayores se encontraron en el Lago Viejo, seguido por el Lago Menor y finalmente el Lago Mayor. Estos valores fueron mayores a los reportados lagos urbanos templados, pero menores a los de otros lagos urbanos tropicales. A lo largo del periodo de

estudio, los mayores valores se encontraron los meses fríos (enero-marzo) de forma similar a lo reportado en otros lagos eutróficos tropicales. Las elevadas biomásas encontradas en el Lago Viejo se relacionan probablemente con su fondo natural y antiguo, que ha permitido una mayor acumulación de sedimento y con ello el desarrollo de la fauna bentónica, en comparación con el fondo de concreto de los otros dos lagos. Seguramente otras variables (p.ej., depredación) juegan un papel relevante para explicar la dinámica de los MIB en los lagos de Chapultepec.

Agradecimientos

Se agradece el apoyo financiero a través del proyecto 189194 del Fondo Mixto CONACYT-Gobierno del Distrito Federal “Estudio de la productividad primaria de los Lagos Menor y Mayor de la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec a través de imágenes satelitales en tiempo real y sobre el impacto de los tóxicos y contaminantes en especies nativas”. Al M. en C. Alejandro Rodríguez Ramírez por la identificación de los ostrácodos.

Literatura citada

- Alcocer, J., E. Kato, E. Robles y G. Vilaclara. 1988. Estudio preliminar del efecto del dragado sobre el estado trófico del Lago Viejo de Chapultepec. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 4:43-56.
- Alcocer, J., A. Lugo, G. Vilaclara, M del R. Sánchez y M. Chávez. 2007. Los lagos de Chapultepec, Ciudad de México. Las aguas interiores de México: conceptos y casos. pp. 114-124. AGT Editor. México.
- Benke, A. C., A. D. Huryn, L. A. Smock and J. B. Wallace. 1999. Length mass relationships for freshwater macroinvertebrates in North America with particular reference to the southeastern United States. *Journal of the North American Benthological Society* 18:308-343.
- Cleto-Filo, S. E. N. and M. S. Arcifa. 2006. Horizontal distribution and temporal variation of the zoobenthos of a tropical Brazilian lake. *Acta Limnol. Bras.* 18:407-421.
- De Ferrads, B. R., F. J. Kaisin and A.S. Bosnia. 1987. Seasonal variation of density and biomass of hydracarina (acari) in a north-patagonian reservoir (neuquén, argentina). *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 22:113-127.
- Edmonson, W. T. 1959. *Fresh water Biology*. Ed. John & Sons. New York. 1248 p.
- García, E. 2004. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen.
- Giere, O. 2009. *Meiobenthology. The microscopic motil fauna of aquatic sediments*. 2da edición. Springer. 527 p.
- Heiri, O. 2013. The Larvae of Chironomidae of the Holarctic Region—Keys and diagnoses. *CHIRONOMUS Journal of Chironomidae Research* 26.
- Hernández, M. C., J. Alcocer, L.A. Oseguera and E. Escobar. 2014. Profundal benthic invertebrates in an oligotrophic tropical lake: different strategies for coping with anoxia. *Journal of Limnology* 73:387-399.
- Jyväsjärvi, J., K. Tolonen and Hämäläinen. 2009. Natural variation of profundal macroinvertebrate communities in boreal lakes is related to lake morphometry: implications for bioassessment. *Can. J. Fish Aquat. Sci.* 66:589-601.
- Jiménez, C. and M. Springer. 1996. Depth related distribution of benthic macrofauna in a Costa Rican crater lake. *Rev. Biol. Trop.* 44:673-678.
- Luek, A., G. E. Morgan and C.W. Ramcharan. 2015. Biomass of benthic invertebrates unaffected by industrial damage to lakes despite effects on species composition. *Hidrobiología* 744:101-114.
- Mancini, M., S. Crichigno, M. Ortiz y J. Haro. 2012. Lagos urbanos: importancia, dinamismo y multiplicidad de usos. El caso del lago Villa Dalcázar (Córdoba, Argentina). *Biología Acuática* 27:175-189.
- Merritt, R. W., K. W. Cummins and y M. B. Berg. 2008. *An introduction to the aquatic insects of North America*. EEUU. Kendall/Hunt Publishing Company.
- Newrkla, P. and Wijegoonawardana. 1987. Vertical distribution and abundance of benthic invertebrates in profundal sediments of Mondsee, with special reference to oligochaetes. *Hydrobiologia* 155:227-234.
- Novoa, M., D. Luque y A. Martínez. 2006. Estudio ficológico de lagos urbanos artificiales del sur de la provincia de Córdoba. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 41:203-231.
- Palma, J., J. González-Barrientos, A. Reyes y R. Ramos-Jiliberto. 2013. Biodiversidad y estructura comunitaria de ríos en las zonas árida, semiárida y mediterránea-norte de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 86:1-14.
- Pennak, W. R. 1989. *Freshwater invertebrates of the United States. Protozoa to Mollusca*. John Wiley and Sons, Inc., Nueva York, EEUU.
- Reyes-Morales, F. 2013. Macroinvertebrados acuáticos de los cuerpos lénticos de la Región Maya, Guatemala. *Revista Científica* 23:7-16.
- Rigler, F. H. and J. A. Downing. 1984. The calculation of secondary productivity. pp.19-58. *In: Downing, J. A. and F. H. Rigler (eds.). A manual on methods for the assessment of secondary productivity in fresh waters*. Blackwell, Oxford. IBP Handbook.
- Rivera-Usme, J. J., G. A. Pinilla, J. O. Rangel-Churio, M. I. Castro and D. L. Camacho-Pinzón. 2015. Biomass of macroinvertebrates and physicochemical characteristics of water in an Andean urban wetland of Colombia. *Brazilian Journal of Biology* 75:180-190.

- Roldán-Pérez, G. y J. Ramírez-Restrepo. 2008. Fundamentos de limnología neotropical. 2da edición. Editorial Universidad de Antioquia. 440 p.
- Schueler, T. and J. Simpson. 2003. Why urban Lakes are different. *Watershed Protection Techniques* 1:747-750.
- Toro, J., J. Schuster, J. Kurosawaj, E. Araya y M. Contreras. 2003. Diagnóstico de la calidad del agua en sistemas lóticos utilizando diatomeas y macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores del río Maipú (Santiago: Chile). *In: XVI Congreso Chileno de Ingeniería Hidráulica, 2003*. Santiago. Santiago: Sociedad Chilena de Ingeniería Hidráulica. 11 p.
- Trama, F. A., V. F. Rizo y M. Springer. 2009. Macroinvertebrados bentónicos del humedal de Palo Verde, Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.* 54:275-284.
- Villalobos, G., A. Fernández y H. Velasco. 1982. El sistema hidráulico del Distrito Federal. Departamento del Distrito Federal: un servicio público en transición. México Dep. del Distrito Federal, Secretaría de Obras y Servicios, Dirección General de Construcción y Operación Hidráulica. 600 p.
- Wetzel, R. G. 1981. *Limnología*. Editorial Omega. 680 p.
- Williams, D. D. y B. W. Felmate. 1992. *Aquatic Insects*. C. A. B. International. Wallingford, Oxon. 358 p.



4.37 Producción primaria nueva y regenerada en un lago oligotrófico profundo

Alcocer Javier¹ y Oseguera Luis A.¹

¹Proyecto de Investigación en Limnología Tropical, FES Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. De los Barrios 1, Los Reyes Iztacala, CP 54090, Tlalnepantla, Estado de México.
Autor para correspondencia: jalcocer@unam.mx

Resumen

Se analizó la variación temporal de la productividad primaria (PP) del lago Alchichica, Puebla, en dos ciclos anuales. Se distinguió la contribución de la PP nueva (PN) y la regenerada (PR) a la PP total. En 2011 la PN constituyó el 35 % de la PP mientras que la PR el 65% restante; para 2012, la PN fue de 45% mientras que la PR fue del 55%. Los valores más elevados de PP se presentaron entre diciembre y enero, fin de la estratificación e inicio de la circulación, cuando se desarrolla el florecimiento invernal de diatomeas. La presencia de un máximo profundo de clorofila de julio a noviembre incrementa el aporte de la PN a la producción global.

Palabras clave: *lago cráter; lago tropical; México; Puebla.*

Abstract

We studied the temporal variation of the primary productivity (PP) in Lake Alchichica, Puebla, along two annual cycles. The individual contribution of the new PP (NP) and regenerated PP (RP) to total PP was differed. In 2011 the NP constituted 35% while the RP comprised 65%; in 2012, the NP covered 45% while the RP reached 55%. The highest PP values were found in December-January, the end of the stratification and the onset of the mixing period, when the winter diatom bloom takes place. The development of a deep chlorophyll maximum between July and November increases the NP contribution to gobal production.

Key words: *crater lake; tropical lake; Mexico; Puebla.*

Introducción

Los sistemas acuáticos epicontinentales constituyen un componente importante en el ciclo global del carbono, funcionando como sumideros o fuentes de carbono. Los productores primarios son la fuente de entrada del carbono a las redes tróficas acuáticas y a pesar de ello, este proceso fundamental es aún poco conocido en los cuerpos acuáticos epicontinentales tropicales. Los conceptos de producción nueva (PN) y producción regenerada (PR) fueron introducidos por Dugdale y Goering (1967) asociados al origen de la fuente de nitrógeno disponible para el fitoplancton en la zona eufótica (Z_{EU}). La PN es la producción primaria que emplea nutrientes provenientes de fuentes externas a la zona eufótica (Z_{EU}), en particular del ascenso (“upwelling”) de las aguas profundas, pero también pueden proceder de fuentes alóctonas tanto terrestres como atmosféricas. La PN depende de los procesos advectivos asociados con la circulación, donde los nutrientes derivados de la remineralización de la materia orgánica en las aguas profundas (p.ej., hipolimnion) son transportados a la Z_{EU} a través de la mezcla vertical del cuerpo acuático. En contraparte, la producción regenerada (PR) emplea los nutrimentos derivados de materia orgánica que fue metabolizada por organismos y retornados a la columna de agua dentro de la Z_{EU} . La fuente de N principal utilizado por el fitoplancton para la PN es el nitrito (NO_3^-), mientras que la de la PR es principalmente el amonio (NH_4^+).

Los lagos tropicales profundos se estratifican más fácil y rápidamente y por periodos de tiempo más prolongados que los templados (Lewis, 1996). Los lagos tropicales profundos son monomícticos cálidos con un periodo de circulación asociado al invierno hemisférico (Lewis, 1987). La termoclina constituye una barrera prácticamente infranqueable de forma que una vez que la materia orgánica alcanza el hipolimnion, se evita su reincorporación a la zona productiva del lago. De esta forma, los nutrientes se agotarán en el epilimnion mientras que tras su remineralización éstos se acumularán en el hipolimnion. El lago Alchichica es oligotrófico, con reducida disponibilidad de nutrientes en la zona de mezcla (Z_{MIX}) (Ramírez-Olvera *et al.*, 2009). Una vez que el lago se estratifica (abril-diciembre) los nutrientes prácticamente se agotan en la Z_{MIX} y así permanecen hasta que se presenta nuevamente la época de circulación (enero-marzo). La materia orgánica se comienza a remineralizar en el hipolimnion tan pronto se estratifica el lago como demuestra la formación rápida de una capa anóxica en el fondo, la cual se extiende rápidamente para abarcar toda la capa hipolimnética (Adame *et al.*, 2008).

De esta manera, las características hidrodinámicas de Alchichica permiten inferir que durante el periodo de circulación la PP estará fundamentalmente alimentada por NO_3^- y por ende constituirá PN. Por otro lado, una vez establecida la estratificación, al agotarse los nutrientes y no haber intercambio de nutrientes entre el hipolimnion y el epilimnion, la PP que se presente en la Z_{MIX} estará alimentada por NH_4^+ y por ende constituirá PR.

Materiales y Métodos

Área de estudio

Alchichica es un lago cráter (maar) localizado en la cuenca Oriental, en el Altiplano Mexicano. Por su ubicación latitudinal es tropical ($19^\circ 24' \text{N}$, $97^\circ 24' \text{W}$), atemperado por su elevada altitud (2 340 msnm). El clima es semi-árido con < 500 mm de precipitación anual y una temperatura promedio de 12.9°C (García, 2004).

Alchichica es un lago monomíctico cálido y oligotrófico con concentraciones de clorofila “a” $< 5 \mu\text{g L}^{-1}$ (Ramírez-Olvera *et al.*, 2009), profundo (62 m), con área superficial de 2.3 km^2 y un volumen de $94\,214\,080 \text{ m}^3$ (Filonov *et al.*, 2006) de agua salina (K_{25} : $12.8\text{-}12.94 \text{ mS cm}^{-1}$; STD: 8.5 mg L^{-1} , Na-Mg, Cl-HCO_3^-) y alcalina (alcalinidad total: $2\,104\text{-}2\,123 \text{ mg L}^{-1} \text{ CaCO}_3$; pH: $8.8\text{-}8.9$) (Armienta *et al.*, 2008).

Metodología

Se realizaron muestreos mensuales a lo largo de dos ciclos anuales (2011-2012) en una estación ubicada en la zona central y más profunda del lago. Para calcular la Z_{EU} y la Z_{MIX} se midieron perfiles verticales de temperatura y oxígeno disuelto con una sonda multiparamétrica de calidad de agua Hydrolab modelo DS5 y de radiación fotosintética activa (PAR) y fluorescencia natural de la clorofila *a* con un perfilador de fluorescencia natural Biospherical modelo PNF-300.

Para la medición de la PP se utilizó el método de las botellas claras y oscuras que evalúan las tasas de cambio en la concentración de oxígeno disuelto (Wetzel y Likens, 1991). Se colocó una línea de soportes en un anclaje ubicado en la parte central del lago. Antes de colocar las botellas en los soportes e iniciar la incubación, se midió la concentración de oxígeno disuelto inicial en cada una de ellas con ayuda de un oxímetro marca HACH modelo HQ40d equipado con una sonda LDO, concentración que se utilizó como la concentración de OD al tiempo cero (T_0).

Se incubaron las botellas entre 8 y 9 horas para posteriormente recuperarlas y medir la concentración de oxígeno disuelto nuevamente (T_f). Con base en estas mediciones se determinaron la producción y el consumo de oxígeno disuelto. Para determinar las tasas de PPB se consideró el método

de Wetzel y Likens (1991). Con el fin de obtener las tasas de PP por unidad de área ($\text{mg C m}^{-2} \text{d}^{-1}$) se realizaron integraciones verticales utilizando el programa Sigma Plot 12.0.

Resultados y Discusión

La temperatura en la Z_{MIX} varió entre 14.4°C (enero) y 19.5°C (junio) con un promedio de $17.2 \pm 1.8^\circ\text{C}$ (Figura 1). Las temperaturas más bajas –por debajo del promedio– se presentaron entre noviembre y marzo-abril, mientras que las más elevadas –por encima del promedio– se registraron de marzo-abril a octubre-noviembre. A lo largo del periodo de estratificación la termoclina planar estuvo acoplada con la Z_{MIX} y a excepción de diciembre, dentro de la Z_{EU} (Figura 2).

La concentración de OD en la Z_{MIX} varió entre 3.8 mg L^{-1} (enero) y 7.7 mg L^{-1} (abril) con un promedio de $6.5 \pm 1.0 \text{ mg L}^{-1}$ (Figura 1). Las concentraciones de OD más bajas –por debajo del promedio– se presentaron entre noviembre y marzo, mientras que las más elevadas –por encima del promedio– se registraron de marzo-abril a octubre-noviembre.

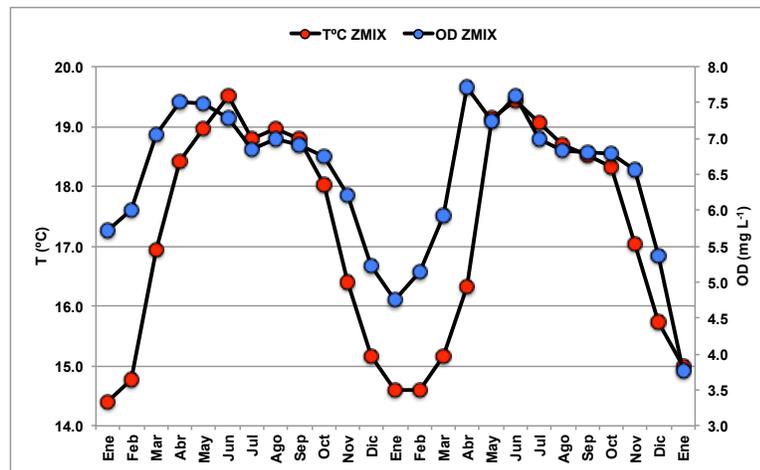


Figura 1. Variación de la temperatura ($T^\circ\text{C}$) y la concentración de oxígeno disuelto (OD) en la capa de mezcla (Z_{mix}) del lago Alchichica.

Las concentraciones más bajas de OD se presentan durante la época de circulación que es en la cual se mezclan las aguas anóxicas hipolimnéticas –y seguramente con un superávit de materia por ser oxidada– con las oxigenadas del epilimnion y por ende la concentración general de la Z_{MIX} disminuye. A lo anterior se suman la respiración del fitoplancton (que presenta un florecimiento invernal de diatomeas, dominado por *Cyclotella alchichicana*) al que se acopla uno de zooplancton, principalmente del copépodo *Leptodiptomus novamexicanus*. Justo cuando termina la mezcla y con la materia orgánica ya oxidada, aumenta el OD por lo que los valores más altos se presentan entre abril y junio. El resto del año la Z_{MIX} se mantiene saturada o cerca de la saturación ($\approx 6.5 \text{ mg L}^{-1}$).

La Z_{MIX} varió entre 10 (mayo) y 60 m (enero a marzo) con un promedio de $32 \pm 20 \text{ m}$ (Figura 2). Los valores más altos de la Z_{MIX} abarcan toda la columna de agua y se presentan durante la época de circulación (enero a marzo), mientras que los menores se dan en la estratificación temprana (abril a junio). Una vez que se establece la estratificación, la Z_{MIX} se va engrosando de forma continua de abril a diciembre donde alcanza $> 40 \text{ m}$, para dar paso a la circulación en enero.

Con respecto a la Z_{EU} , ésta varió entre 21.0 (enero) y 39.3 m (noviembre) con un promedio de $29.5 \pm 5.1 \text{ m}$ (Figura 2). Las Z_{EU} más bajas se presentaron entre enero y marzo, durante la circulación, mientras que las más elevadas se registraron de septiembre a noviembre. Una vez que termina la circulación, donde los valores de Z_{EU} son bajos, ésta comienza a aumentar de abril a noviembre llegando casi a los 40 m, para volver a disminuir en diciembre y dar paso a la circulación en enero. Se

pueden distinguir dos épocas de acuerdo a la Z_{EU} : época de aguas turbias de enero a marzo durante la circulación y época de aguas claras de abril a diciembre durante la estratificación.

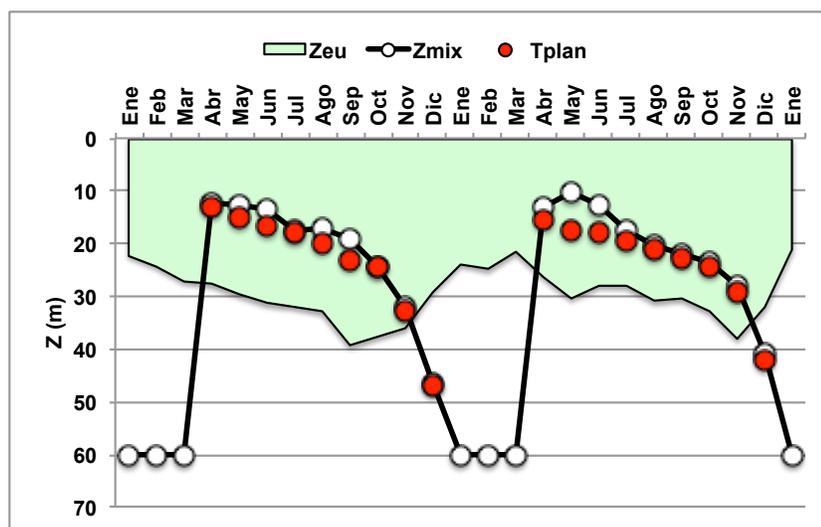


Figura 2. Variación de la zona eufótica (Z_{eu}) la profundidad de la capa de mezcla (Z_{mix}) y ubicación de la termoclina planar (T_{plan}) en el lago Alchichica, Puebla.

La productividad primaria (PP) promedio fue de $2\,915 \pm 796 \text{ mg C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ($1\,672 - 4\,392 \text{ mg C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$); en 2011 fue mayor –aunque no significativamente diferente– ($2\,915 \pm 796 \text{ mg C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) que en 2012 ($2\,623 \pm 973 \text{ mg C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$). En 2011 los valores de PP mayores ($>$ promedio anual) se registraron en seis de los doce meses: enero, abril-junio, octubre y diciembre. En 2012 los valores mayores se registraron en tan solo cuatro de los 12 meses: enero, agosto, octubre y noviembre. Las coincidencias temporales entre ambos años se dan en enero asociado al florecimiento invernal de diatomeas, en octubre cuando se registró un máximo profundo de clorofila (DCM) intenso y en diciembre que es el final de la estratificación con el inicio del florecimiento de diatomeas de la circulación (Figura 3). Los valores más elevados de PP se presentaron en ambos diciembres, transición entre la estratificación y la circulación y cuando da inicio el florecimiento de diatomeas. De lo anterior destacan dos puntos:

La PP más elevada se presenta en diciembre-enero que es el paso de la estratificación tardía (cuando la Z_{mix} se amplía y va erosionando la termoclina) y la mezcla de la columna de agua; esta dinámica conlleva a que se liberen y recirculen los nutrientes remineralizados en el hipolimnion a lo largo de la estratificación.

De julio a noviembre se registra la presencia de un DCM, el cual alcanza la máxima intensidad entre septiembre y noviembre. El desarrollo del DCM y su ubicación en el metalimnion, implica una inyección de nutrientes procedentes del hipolimnion –remineralizados–, que alcanzan el metalimnion vía la turbulencia generada por la presencia de ondas internas que en Alchichica alcanzan 1.4 m de amplitud (Filonov y Alcocer, 2002).

Si se considera que para que se forme el DCM los nutrientes que sostienen éste deben proceder prioritariamente del hipolimnion, la PP generada en ésta sería considerada PN. De acuerdo a lo anterior, en 2011 la PN fue de $12\,260 \text{ mg C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (35%) mientras que la PR de $22\,710 \text{ mg C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (65%); para 2012 la PN fue de $14\,132 \text{ mg C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (45%) mientras que la PR de $17\,315 \text{ mg C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (55%) (Figura 4).

Es importante aclarar que, aunque la intensidad del DCM (en función de la concentración de clorofila *a*) va en aumento de julio-agosto a septiembre-noviembre (Adame *et al.*, 2008), la PP sigue el patrón opuesto disminuyendo de julio a noviembre. Al parecer, aunque existe una concentración de clorofila *a* cada vez más elevada en el DCM, la eficiencia de conversión a PP va a la baja.

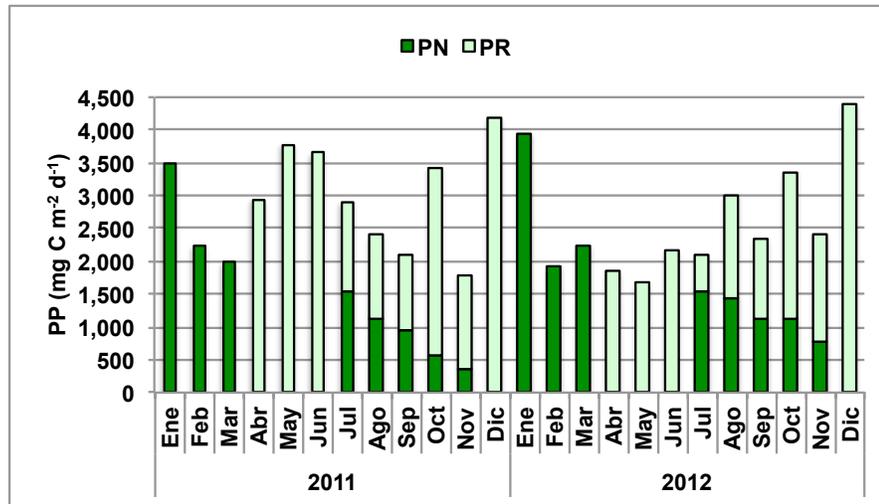


Figura 3. Variación de la productividad primaria (PP) en el lago Alchichica, Puebla. (PN = PP nueva, PR = PP regenerada).

Con base en un patrón térmico recurrente de monomixis cálida (Alcocer *et al.*, 2000), la contribución por estadio hidrodinámico (circulación y estratificación temprana, bien establecida y tardía) varía de un año al otro (Figura 4). En 2011 fue de 22.1%, 29.7%, 21.3% y 27.0%, respectivamente; para el 2012 fue de 25.8%, 18.1%, 23.7% y 32.3%, respectivamente.

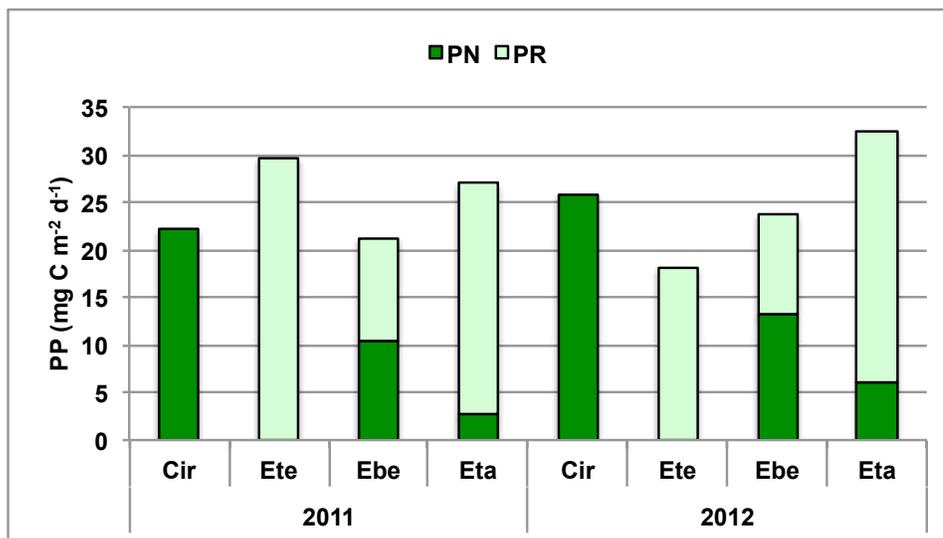


Figura 4. Contribución de la producción nueva (PN) y regenerada (PR) a la PP total del lago Alchichica por estadio hidrodinámico (Cir = circulación, Ete = estratificación temprana, Ebe = estratificación bien establecida, Eta = estratificación tardía).

Conclusiones

Durante la mezcla del lago, la PN domina la PP total ya que aprovecha los nutrientes regenerados en el hipolimnion a lo largo de la estratificación. Por otra parte, cuando el lago se estratifica, la presencia de la termoclina constituye una barrera casi infranqueable para el intercambio de nutrientes de manera que éstos se agotan en el epilimnion y la materia orgánica que se deposita al fondo, se remineraliza liberando nutrientes en el hipolimnion. De esta manera, a lo largo de la estratificación, la PP del sistema se restringe a la PR. Sin embargo, en los lagos oligotróficos transparentes en donde la luz

alcanza el metalimnion, se desarrolla un máximo profundo de clorofila que aprovecha nutrientes regenerados en el hipolimnion que alcanzan el metalimnion mediante la turbulencia generada por las ondas internas. Lo anterior incrementa la contribución de la PN a la PP total.

Agradecimientos

Se agradece el apoyo financiero para la realización de esta investigación a través de los proyectos CONACYT-103332, PAPIIT IN215512 y PAPIIT IN225517.

Literatura citada

- Adame, M. F., J. Alcocer and E. Escobar. 2008. Size-fractionated phytoplankton biomass and its implications for the dynamics of an oligotrophic tropical lake. *Freshwater Biology* 53:22-31.
- Alcocer, J., A. Lugo, E. Escobar, M. R. Sánchez and G. Vilaclara. 2000. Water column stratification and its implications in the tropical warm monomictic lake Alchichica, Puebla, Mexico. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 27:3166-3169.
- Armienta, M. A., G. Vilaclara, S. De la Cruz-Reyna, S. Ramos, N. Ceniceros, O. Cruz, A. Aguayo and F. Arcega-Cabrera. 2008. Water chemistry of lakes related to active and inactive Mexican volcanoes. *Journal of Volcanology and Geothermal Research* 178:249-258.
- Dugdale, R. C. and J. J. Goering. 1967. Uptake of new and regenerated forms of nitrogen in primary productivity. *Limnology and Oceanography* 12:196-206.
- Filonov, A. E. and J. Alcocer. 2002. Internal waves in a tropical crater-lake: Alchichica, Central Mexico. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie*. 28:1857-1860.
- Filonov, A., I. Tereshchenko and J. Alcocer. 2006. Dynamic response to mountain breeze circulation in Alchichica, a crater lake in Mexico. *Geophysical Research Letters* 33.
- García, E. 2004. Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen. Ciudad de Mexico. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Hama, T., K. Matsunaga, N. Handa and M. Takahashi. 1990. Nitrogen budget in the euphotic zone of Lake Biwa from spring to summer, 1986. *Journal of Plankton Research* 12:125-131.
- Hansen, H. P. and F. Koroleff. 1999. Determination of nutrients. pp. 159-228. *In: Grasshoff, K., K. Kremling and M. Ehrhardt (eds.). Methods of seawater analysis. Weinheim. Wiley-Verlag.*
- Lewis, W. M. 1987. Tropical Limnology. *Annual Review of Ecology and Systematics* 18:159-184.
- Lewis, W. M. Jr. 1996. Tropical lakes: How latitude make a difference. pp. 43-64. *In: Shiemer, F., and K. T. Boland (eds.) Perspectives in Tropical Limnology. SPB Academic Publishing.*
- Ramírez-Olvera, M. A., J. Alcocer, M. Merino and A. Lugo. 2009. Nutrient limitation in a tropical saline lake: a microcosm experiment. *Hydrobiologia* 626:5-13.
- Wetzel, R. G. and G. E. Likens. 1991. *Limnological analyses*. W. B. Saunders. Nueva York. 391 p.

4.38 Redes tróficas y flujo de carbono en dos lagos tropicales de alta montaña

Jiménez-Seinos José L.¹; Alcocer Javier²; Planas Dolores³ y Oseguera Luis A.²

¹Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México Av. de los Barrios No. 1, Los Reyes Iztacala 54090 Tlalnepantla, Edo. de México.

²Laboratorio de Investigación en Limnología Tropical, Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México Av. de los Barrios No. 1, Los Reyes Iztacala 54090 Tlalnepantla, Edo. de México.

³GEOTOP-Université du Québec a Montréal CP 8888, Succursale Centre-Ville Montréal, PQ H3C 3P8, Canada.

Autor para correspondencia: jalcocer@unam.mx

Resumen

Los lagos de alta montaña son utilizados como indicadores del cambio global. Con el fin de entender cómo se ven afectados a nivel ecosistémico, es fundamental reconocer su estructura trófica e identificar los flujos de carbono (C) en éstos. Existen pocos estudios de redes tróficas en lagos tropicales y menos aún en lagos tropicales de alta montaña. El Sol y La Luna, Estado de México, son los únicos lagos de alta montaña (> 4 000 msnm) en México. Con el objetivo de reconocer su estructura trófica, los principales compartimentos de C y sus vías de flujo, se elaboró una red trófica teórica que fue complementada con el análisis de isótopos estables de C de los principales gremios ecológicos de ambos lagos. Se utilizaron modelos de mezcla para isótopos estables de C ($\delta^{13}\text{C}$), con el fin de reconocer las fuentes de C relacionadas a cada gremio. Los parámetros de la red trófica de El Sol indican una mayor complejidad ecológica con 12 compartimentos de C mientras que La Luna solo presentó tres. Los valores de $\delta^{13}\text{C}$ indican vías diferentes entre la zona pelágica y la bentónica de ambos lagos; adicionalmente hay un enriquecimiento mayor en los gremios ecológicos de El Sol. La introducción de la trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*) en El Sol, aparentemente alteró las interacciones en este lago, vinculando la red trófica pelágica con la red bentónica, lo que derivó en un reciclamiento mayor de carbono.

Palabras clave: *isótopos estables de carbono; modelos de mezcla; Oncorhynchus mykiss; México.*

Abstract

High mountains lakes are good indicators of climate change. The knowledge of trophic web structure and carbon fluxes is important to understand the influence of climate change on lakes at the ecosystem level. There are few studies of food webs in Mexico and fewer in high mountain lakes. El Sol and La Luna are the only high mountain lakes in Mexico (> 4 000 masl). We used a theoretical web analysis approach complemented with stable isotopes analysis of the principal ecologic guilds, to assess the trophic web structure and the principal carbon fluxes within lakes. Trophic web parameters of El Sol showed the highest ecological complexity with 12 different carbon compartments upon La Luna with just 3. $\delta^{13}\text{C}$ values showed two different pathways for pelagic and benthic organisms. All ecologic guilds are enriched in El Sol compared with La Luna. Finally, the human introduction of rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* in El Sol apparently altered the trophic web dynamics in this lake, linking pelagic and benthic food webs, promoting the carbon recycling.

Key words: *carbon stable isotopes; mixing models; Oncorhynchus mykiss; Mexico.*

Introducción

Una parte crucial para el entendimiento del ciclo del carbono (C) y el impacto que tiene el cambio climático en los ecosistemas acuáticos epicontinentales, es el estudio del flujo de C a través de los diferentes compartimentos que conforman la red trófica, desde productores primarios hasta consumidores tope (Belle *et al.*, 2018). Los lagos de alta montaña son considerados “centinelas del cambio climático” con base en su alta comparabilidad y condiciones prístinas, por ser lugares relativamente aislados, que son altamente susceptibles a alteraciones en la cuenca de captación, así como a la contaminación atmosférica (Catalan y Donato, 2016). Solo existen dos lagos perennes de alta montaña en México, El Sol y La Luna, ubicados dentro del cráter del volcán Nevado de Toluca, Estado de México.

Es indispensable estudiar su dinámica trófica para reconocer su susceptibilidad a condiciones ambientales fluctuantes asociadas al cambio global. La proporción de isótopos estables de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) permite identificar el flujo de C a través de la red trófica. El $\delta^{13}\text{C}$ varía dependiendo de la manera en que asimila el C cada organismo y las rutas metabólicas por las cuales lo aprovecha y almacena; también varía dependiendo de su procedencia, permitiendo identificar las fuentes de alimento más próximas en cada reservorio (acuático y terrestre) o bien la interfase entre estos dos, ya que el fraccionamiento isotópico entre la fuente y el consumidor es pequeño. Además, permite estimar si el C que sostiene cada compartimento de la red trófica es de origen autóctono o alóctono (Briones *et al.*, 1998; Marty y Planas, 2008). Los modelos de mezcla para isótopos estables permiten asimismo reconocer las fuentes de C que conforman el $\delta^{13}\text{C}$ de un determinado gremio ecológico (Phillips *et al.*, 2014). El objetivo de este estudio fue reconocer los principales componentes de la red trófica de los lagos El Sol y La Luna, identificando sus fuentes de carbono y las rutas por las cuales circula.



Figura 1. Localización del área de estudio (*) en México y Estado de México (modificado de http://www.goni.mx/Estado-de-Mexico,1182_1) y detalle de los lagos El Sol a la izquierda y La Luna a la derecha (tomado de Google Earth).

Materiales y Métodos

Área de estudio

Los lagos El Sol y La Luna se ubican dentro del cráter del volcán inactivo Nevado de Toluca ($19^{\circ}06' \text{ N}$, $99^{\circ}45' \text{ W}$) que forma parte de las regiones elevadas del Eje Neovolcánico Transmexicano (Figura 1), con una altura de 4 200 msnm. Estas zonas se caracterizan por un clima templado Cwb (zonas altas templadas tropicales con inviernos secos), pero particularmente los picos (p.ej., Nevado de

Toluca = 4 200 msnm y Popocatépetl = 4 452 msnm) han sido clasificados como climas Ew (polares o alpinos) (Peel *et al.*, 2007).

Metodología

Se siguieron dos métodos para modelar las redes tróficas y el flujo de C en ambos lagos:

1. Información bibliográfica existente sobre ambos lagos complementada con información de distintas bases de datos globales.
2. Análisis de las proporciones de isótopos estables de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) de los principales gremios ecológicos (fórmula 1)

$$\delta^{13}\text{C}(\text{‰}) = \left[\left(\frac{(^{13}\text{C}/^{12}\text{C})_{\text{muestra}}}{(^{13}\text{C}/^{12}\text{C})_{\text{estándar}}} - 1 \right) \times 1000 \right] \quad (1)$$

Para el análisis de las proporciones de $\delta^{13}\text{C}$ cada muestra fue separada, liofilizada y molida, para después ser analizada en un espectrómetro de masas para isótopos estables Isotopic Ratio Mass Spectrometer (IRMS) Isoprime 100TM, CF-E GEOTOP Université du Québec a Montréal – McGill University, Montreal).

Basados en los valores de $\delta^{13}\text{C}$ se identificaron las principales fuentes de C correspondiente a los organismos productores primarios y secundarios. Para analizar los resultados obtenidos se utilizaron los modelos de mezcla propuestos por Phillips y Gregg (2003, fórmula 2) con el objetivo de conocer la proporción de contribución de cada fuente a los consumidores secundarios, así como para conocer las relaciones entre los diferentes compartimentos de la red y las vías de flujo de C.

$$\delta_M = f_A \delta_A + f_B \delta_B + f_C \delta_C \quad (2)$$

$$1 = f_A + f_B + f_C$$

donde:

δ_M = mezcla isotópica

f_A = proporción de contribución del isótopo A δ_A = valor de de $\delta^{13}\text{C}$ de la fuente A

f_B = proporción de contribución del isótopo B δ_B = valor de de $\delta^{13}\text{C}$ de la fuente B

f_C = proporción de contribución del isótopo C δ_C = valor de de $\delta^{13}\text{C}$ de la fuente C

Resultados y Discusión

El Sol presentó una mayor complejidad ecológica que La Luna, por ejemplo, en el número total de especies, tanto de productores primarios (182 y 59) como de consumidores primarios (50 y 34) y secundarios (10 y 7). Esta menor complejidad está asociada con que La Luna tiene muy poca diversidad y abundancia de organismos en la zona litoral, la falta de vegetación litoral, la ausencia de la trucha la cual, como se verá adelante, altera la red trófica de interacciones, así como probablemente un menor pH que ha mostrado influir en una menor riqueza taxonómica en La Luna (p.ej., Caballero-Miranda, 1996 para fitoplancton y Dimas-Flores *et al.*, 2008 para zooplancton).

Tanto *Daphnia* sp. (-28.8‰) como el fitoplancton (-21.72‰) de La Luna están menos enriquecidos en C^{13} con respecto a *Dapnnia* sp. (-21.05‰) y al fitoplancton (-17.67‰) de El Sol; asimismo, las macroalgas en La Luna (-15.9‰) están menos enriquecidas que las de El Sol (-21.92‰).

La Luna presentó tres compartimentos principales de C (Figura 2): macroalgas, fitoplancton y zooplancton, éste último representado principalmente por una sola especie de *Daphnia*. La vía que sigue el C en La Luna, estimada por la similitud en el $\delta^{13}\text{C}$ ($\pm 6\text{‰}$) es de fitoplancton a zooplancton, aunque con un fraccionamiento isotópico alto. Mientras que las macroalgas tienen un valor extremo de C (-15.89 ‰); por esto no se considera como fuente de C para *Daphnia*, ni está relacionado con el fitoplancton.

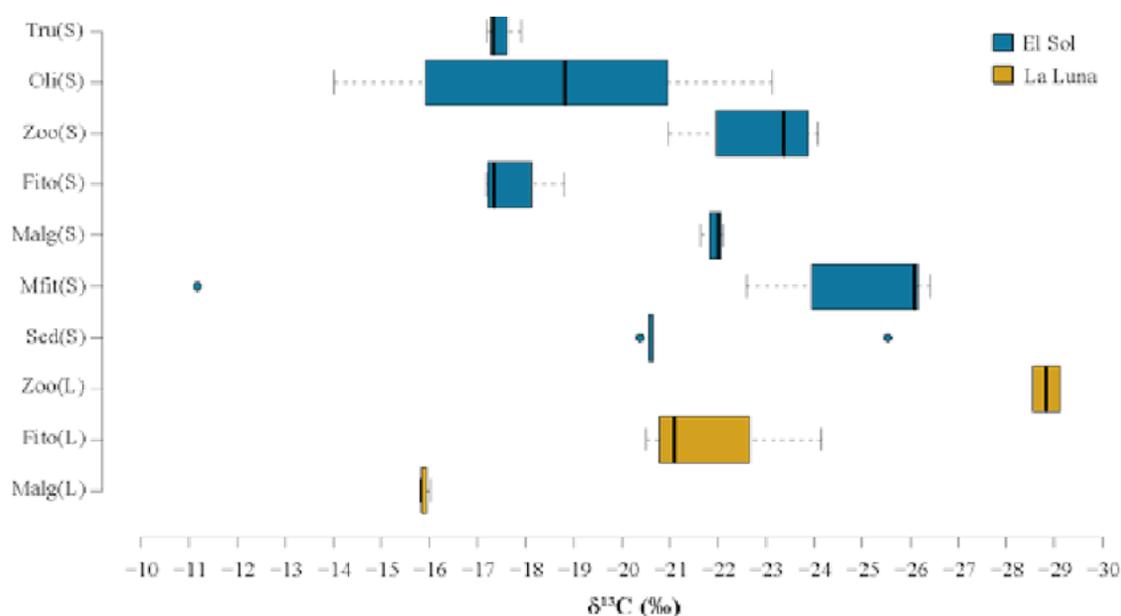


Figura 2. $\delta^{13}\text{C}$ de los gremios ecológicos las especies más representativas de los lagos El Sol (S) y La Luna (L). (Tru= *O. mykiss*, Zoo= mezcla de zooplancton, Dap= *Daphniasp.*, Cop= *Leptodiptomuscuahtemoci*, Oli= oligoquetos, Sed= detrito, Mfit= macrofitas, Malg= macroalgas). (S = El Sol, L = La Luna).

El Sol presentó doce compartimentos de C separados entre sí por su proporción de C^{13} (Figura 3). Se observaron dos vías principales para el flujo de C: la bentónica y la pelágica. La primera va de detrito (restos de macrofitas y macroalgas) a los oligoquetos (Oli1 y Oli3) y finalmente a la trucha arcoíris (consumidor secundario). La segunda vía va del fitoplancton al zooplancton, principalmente *Daphnia* y *Leptodiptomus cuauhtemoci* y finalmente a la trucha arcoíris (Figura 3).

Tanto los rotíferos, incluidos en la mezcla de zooplancton, como dos de oligoquetos están menos enriquecidos en ^{13}C ($>4\text{‰}$) que la trucha y los modelos de mezcla confirman que su aportación a su dieta es nula; por esto son excluidos de las vías principales de flujo de C tanto bentónica como pelágica.

Los modelos de mezcla confirman que la trucha adulta tiene como fuente de C organismos tanto de la zona bentónica ($\pm 70\%$) como pelágica ($\pm 30\%$), siendo un puente de flujo de C entre ambas zonas.

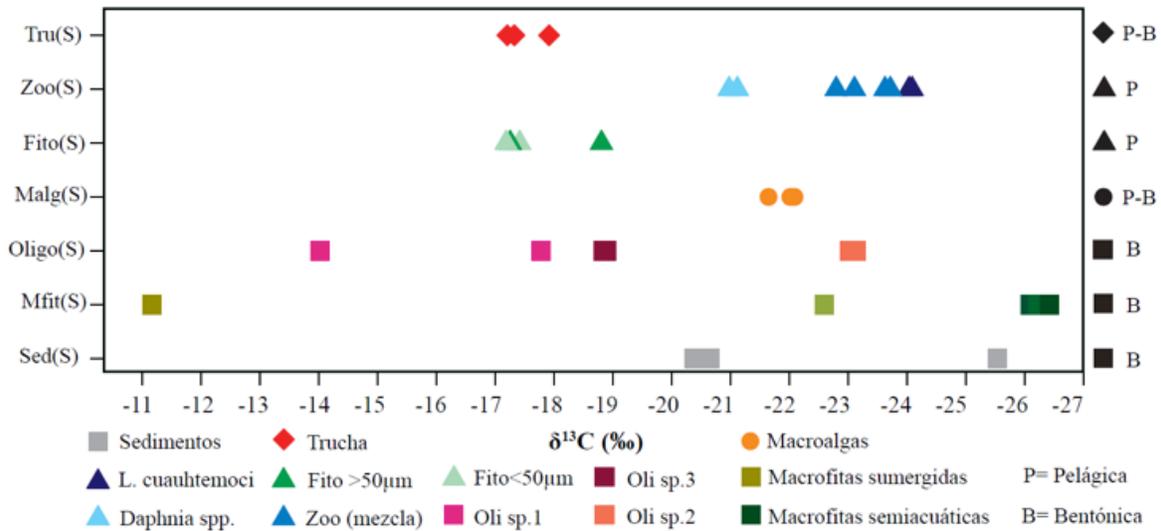


Figura 3. Gráfico de dispersión con los valores de $\delta^{13}C$ de los principales gremios ecológicos de El Sol separados por grupo. Las figuras sombreadas indican la zona donde habitan los diferentes gremios la mayoría de su ciclo de vida, B= zona bentónica y P= zona pelágica.

Al igual que en este estudio, se ha observado (p.ej., Sánchez-Hernández *et al.*, 2015) que la influencia de una zona litoral desarrollada y con vegetación, así como la presencia de peces introducidos de manera artificial, hacen más complejas las redes tróficas de lagos de alta montaña, diversificando las fuentes de C y sus vías de flujo.

Conclusiones

La red trófica de El Sol con doce gremios ecológicos es más compleja que la de La Luna en la cual solo se reconocieron tres. En El Sol existe un mayor número de compartimentos de C, lo cual se refleja en que la mayoría de los gremios ecológicos de El Sol están enriquecidos en C^{13} , con respecto los de La Luna. A diferencia de La Luna donde solo se reconoció la red trófica pelágica, en El Sol se reconocieron dos rutas de transferencia de C, la pelágica y la bentónica; ambas confluyen en el nivel tope constituido por la trucha arcoíris que consume presas tanto planctónicas como bentónicas. Al parecer, la introducción de la trucha arcoíris alteró la red de interacciones tróficas y los flujos de C en la zona bentónica y pelágica de El Sol.

Agradecimientos

Se agradece al Fondo Sectorial de Investigación Ambiental SEMARNAT-CONACYT proyecto 262970 por el apoyo financiero para desarrollar la presente investigación y una extensión de beca de posgrado. Al Programa de Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, por el apoyo económico otorgado para la estancia de investigación en la UQaM. Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca de posgrado otorgada. Al equipo del PILT FES Iztacala por su apoyo en campo y laboratorio, así como a la Dra. Margarita Caballero Miranda por su apoyo en el laboratorio de Paleolimnología del Instituto de Geofísica UNAM.

Literatura citada

Belle, S., S. Musazzi and A. Lami. 2017. Glacier dynamics influenced carbon flows through lake food webs: evidence from a chironomid $\delta^{13}C$ -based reconstruction in the Nepalese Himalayas. *Hydrobiologia* 809:285-295

- Briones, E. E., J. Alcocer, E. Cienfuegos and P. Morales. 1998. Carbon stable isotopes ratios of pelagic and littoral communities in Alchichica crater-lake, Mexico. *International Journal of Salt Lake Research* 7:345-355.
- Caballero-Miranda. 1996. The diatom flora of two acid lakes in central Mexico. *Diatom Research* 11:227-240.
- Catalan, J. and J. C. Donato. 2016. Perspectives for an integrated understanding of tropical and temperate high-mountain lakes. *Journal of Limnology* 75:215-234.
- Cuna, E., E. Zawisza, M. Caballero, A. C. Ruiz-Fernández, S. Lozano-García and J. Alcocer. 2014. Environmental impacts of Little Ice Age cooling in central Mexico recorded in the sediments of a tropical alpine lake. *Journal of Paleolimnology* 51:1-14.
- Dimas-Flores, N., J. Alcocer and J. Ciro-Pérez. 2008. The structure of the zooplankton assemblages from two neighboring tropical high mountain lakes. *Journal of Freshwater Ecology* 23:21-31.
- Marty, J. and D. Planas. 2008. Comparison of methods to determine algal $\delta^{13}\text{C}$ in freshwater. *Limnology and Oceanography: Methods* 6:51-63.
- Peel, M. C., B. L. Finlayson and T. A. McMahon. 2007. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions, European Geosciences Union* 4:439-473.
- Phillips, D. L., R. Inger, S. Bearhop, A. L. Jackson, J. W. Moore, A. C. Parnell, B. X. Semmens and E. J. Ward. 2014. Best practices for use of stable isotope mixing models in food-web studies. *Canadian Journal of Zoology* 92:823-835
- Phillips D. L. and J. W. Gregg. 2003. Source partitioning using stable isotopes: coping with too many sources. *Oecologia* 136:261-269.
- Sánchez-Hernández, J., F. Cobo and P. Amundsen. 2015. Food Web Topology in High Mountain Lakes. *Plos One* 10:1-17.

4.39 Variación de la biomasa fitoplanctónica a lo largo del Río Usumacinta durante temporadas hidrológicas contrastantes

Cuevas-Lara Daniel¹; Cortés-Guzmán Daniela¹; Oseguera Luis A.² y Alcocer Javier².

¹Programa de Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. Universidad 3000, Delegación Coyoacán, CP 04510, Ciudad de México.

²Proyecto de Investigación en Limnología Tropical, FES Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. De los Barrios 1, Los Reyes Iztacala, CP 54090, Tlalnepanitla, Estado de México.

Autor para correspondencia: jalcocer@unam.mx

Resumen

El Río Usumacinta es el principal sistema fluvial de México. El objetivo de este estudio es evaluar la concentración y variación de la biomasa fitoplanctónica, expresada como clorofila “a” (Clor-a), a lo largo de la cuenca del Río Usumacinta en dos temporadas hidrológicas contrastantes (temporada de secas TS y de lluvias TL). Se encontró una mayor concentración de Clor-a en la TS ($6.3 \pm 5.5 \mu\text{g L}^{-1}$) que en la TL ($1.9 \pm 1.4 \mu\text{g L}^{-1}$); en ambas temporadas se observó un aumento en los valores de Clor-a hacia la cuenca baja del río. Estos valores son similares o menores a los reportados para otros ríos tropicales. La mayor concentración de Clor-a en la TS puede explicarse por la disminución del caudal, que aumenta los tiempos de retención, así como por la disminución de la turbidez, condiciones que favorecen el desarrollo de las algas planctónicas.

Palabras clave: *clorofila a; río tropical; temporada de lluvias; temporada de secas; México.*

Abstract

Usumacinta River is the most important fluvial system in Mexico. The aim of this study is to assess the phytoplanktonic biomass concentration and variation, expressed as chlorophyll “a” (Chl-a), along the basin of the Usumacinta River in two contrasting seasons (dry seasons DS and wet seasons WS). We found a larger concentration of Chl-a during DS ($6.3 \pm 5.5 \mu\text{g L}^{-1}$) than during WS ($1.9 \pm 1.4 \mu\text{g L}^{-1}$), in both seasons we observed an increase in Chl-a values toward low section of the river. These values are similar or smaller than those reported in other tropical rivers. The greater concentration of Chl-a during DS may be due to discharge diminish, which enhance residence times, and to a decrease in turbidity, which favored the development of planktonic algae.

Key words: *chlorophyll a; tropical river; wet season; dry season; Mexico.*

Introducción

El Río Usumacinta es el principal sistema fluvial en México; su cuenca de drenaje es un área prioritaria de conservación debido a la importancia de sus recursos hídricos y a su alta biodiversidad (Arriaga *et al.*, 2000). Los ríos con grandes descargas tienen un papel importante en el transporte de materiales; a través de su recorrido tienen lugar importantes variaciones en su caudal y en la concentración de los materiales transportados (Ward *et al.*, 2017).

De acuerdo con diversos autores, la biomasa algal se puede aproximar a través de la concentración de clorofila "a" (Clor-a) (Neal *et al.*, 2006; Calijuri *et al.*, 2008; Ouffoué *et al.*, 2013). Algunos trabajos se han realizado en ambientes lóticos acerca de la calidad del agua, pero no se han obtenido resultados consistentes que relacionen la cantidad de nutrientes y el crecimiento de algas (Calijuri *et al.*, 2008). Debido a esto, se ha optado por explorar las relaciones potenciales entre la clorofila y la disponibilidad

de luz, temperatura del agua, interacciones bióticas (Neal *et al.*, 2006; Bowes *et al.*, 2012) y las condiciones hidráulicas como el área de captación, caudal y los tiempos de residencia, que podrían explicar de forma más adecuada la distribución del fitoplancton en los ríos (Koch *et al.*, 2004; Hardenbicker *et al.*, 2014).

El trabajo de Reynolds (2000) ha demostrado la importancia de los tiempos de residencia, la retención del canal y la distribución de las velocidades de descarga (Neal *et al.*, 2006). Reynolds (2000) señala que mientras la ecología lacustre del plancton ha sido el enfoque principal de los investigadores por más de un siglo, su contraparte fluvial (o potamoplancton) sólo ha recibido atención esporádicamente. Más aún, la mayoría de los estudios se centran en latitudes templadas y muy poco se conoce de los ríos tropicales. El objetivo del presente estudio fue evaluar la concentración y variación de la biomasa fitoplanctónica (concentración de Clor-a) a lo largo de la cuenca del Río Usumacinta en dos temporadas hidrológicas contrastantes: secas y lluvias.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El Río Usumacinta, ubicado en el sureste mexicano, nace en Guatemala y en territorio mexicano atraviesa los Estados de Chiapas y Tabasco. Constituye el sistema fluvial más importante de México, la totalidad de la cuenca tiene una longitud de $\sim 1\,100$ km, un área de $\sim 112\,000$ km² y una descarga anual de $\sim 2\,678$ m³s⁻¹ (Benke, 2009). La cuenca del río se caracteriza por una importante descarga pluvial asociada al clima húmedo de la región, con una precipitación media anual de más de 2 000 mm (Arriaga *et al.*, 2000; Muñoz-Salinas *et al.*, 2016). La temporada de lluvias (TL) tiene lugar entre mayo y octubre, y la temporada de secas (TS) entre noviembre y abril (Grosky y Carton, 2003).

Metodología

Se llevaron a cabo dos campañas de muestreo: en mayo (TS) y en noviembre (TL) de 2017. Debido a problemas logísticos durante la temporada de secas, sólo fue posible muestrear ocho estaciones, mientras que en temporada de lluvias se muestrearon 18 estaciones. Sólo se consideró la porción mexicana del río, la cual se dividió en tres secciones, cuenca alta (A1- A8), media (M1-M5) y baja (B1-B5) (Figura 1).

En cada estación se estableció un transecto transversal y se realizó un perfil batimétrico con una Ecosonda Garmin GPSMap 526S. Se posicionaron tres puntos: uno en el centro y dos a 1/3 de ambas orillas, donde se midieron *in situ* parámetros físicoquímicos con una sonda multiparamétrica Hydrolab DS5, la profundidad del disco Secchi y la velocidad de la corriente con un flujómetro Swoffer 3000. Los perfiles batimétricos junto con las velocidades de la corriente se usaron para calcular los caudales (m³ s⁻¹). En los mismos puntos, a 1/3 de la máxima profundidad, se tomaron muestras de agua con una botella horizontal tipo Van Dorn. Para la evaluación de la concentración de Clor-a se siguió el método 445.0 de la EPA (Arar y Collins, 1997). Un volumen conocido de cada muestra fue filtrado a través de filtros GF/F de 13 mm de diámetro, se extrajo la Clor-a con 10 mL de acetona al 90% durante un periodo entre 12 y 24 horas en oscuridad y refrigeración. La Clor-a extraída se evaluó en un fluorómetro digital marca Turner Designs modelo 10-AU. Las diferencias estadísticas entre estaciones se probaron mediante ANDEVAS y se aplicaron pruebas de correlación de Pearson entre concentraciones y las variables físicoquímicas.

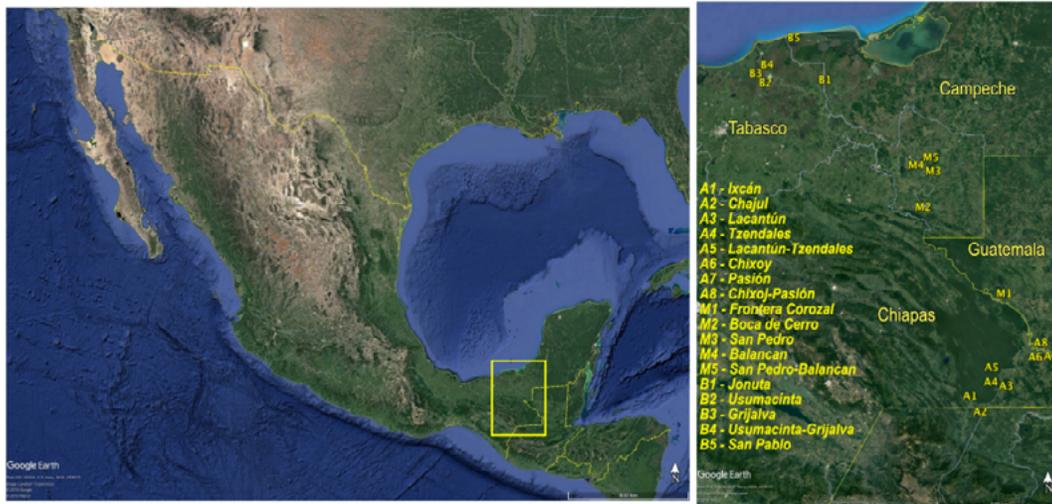


Figura 1. Ubicación de las estaciones de muestreo sobre el Río Usumacinta.

Resultados y Discusión

Parámetros fisicoquímicos

Las mayores profundidades se registraron en la cuenca media. Como era de esperarse, durante la TL las profundidades fueron mayores que durante la TS (Cuadro 1). La temperatura fue más elevada durante la TS, tuvo el menor valor en la zona alta y valores similares en las zonas media y baja. En la TL fue aumentando desde la zona alta hacia la baja (Cuadro 1). El oxígeno disuelto fue mayor en la TS con respecto a la TL. En ambas temporadas mostró valores similares en la cuenca alta y media y una disminución en la baja (Cuadro 1). La K_{25} fue mayor durante la TS y fue aumentando desde la cuenca alta hasta alcanzar valores 50 veces mayores en la cuenca baja. Adicionalmente, en la cuenca baja fue 100 veces mayor en la TS que en la TL, debido a la cuña salina que se genera durante la TS. Durante la TL la K_{25} se mantuvo estable a lo largo del río (Cuadro 1). Por el contrario, la turbidez fue mayor durante las lluvias, y de manera correspondiente la Z_{DS} fue mayor en la TS (Cuadro 1).

Cuadro 1. Parámetros fisicoquímicos medidos en las estaciones de muestreo durante la época de secas (TS) y lluvias (TL) en el Río Usumacinta.

| | | Z_{MAX} (m) | | Temp (°C) | | OD (mg l ⁻¹) | | K_{25} ($\mu S\ cm^{-1}$) | | Turb (UNT) | | Z_{DS} (m) | |
|---|-----------|------------------|------|--------------|------|-----------------------------|-----|----------------------------------|-----|---------------|-----|-----------------|-----|
| | | TS | TL | TS | TL | TS | TL | TS | TL | TS | TL | TS | TL |
| A | \bar{X} | 2.4 | 6.8 | 27.4 | 24.0 | 6.5 | 5.6 | 512 | 330 | 57 | 57 | 1.0 | 0.4 |
| | D.E | 1.5 | 3.8 | 0.6 | 1.5 | 0.4 | 2.7 | 223 | 53 | 35 | 38 | 0.6 | 0.4 |
| M | \bar{X} | 15.0 | 19.1 | 30.7 | 25.1 | 6.5 | 6.2 | 789 | 386 | 9 | 45 | 1.7 | 0.6 |
| | D.E | 14.2 | 9.4 | 0.1 | 0.7 | 0.1 | 0.5 | 65 | 100 | 3 | 13 | 0.4 | 0.5 |
| B | \bar{X} | 9.8 | 10.6 | 30.0 | 27.3 | 3.8 | 3.0 | 34 192 | 358 | 36 | 50 | 1.2 | 0.3 |
| | D.E | 4.5 | 5.9 | 0.8 | 0.5 | 2.1 | 1.5 | 17 944 | 19 | 92 | 17 | 0.7 | 0.1 |
| T | \bar{X} | 9.2 | 11.3 | 29.6 | 25.2 | 5.8 | 5.2 | 10 625 | 357 | 26.3 | 51 | 1.3 | 0.4 |
| | D.E | 8.2 | 7.9 | 1.4 | 1.7 | 1.5 | 2.3 | 19 322 | 73 | 43.4 | 27 | 0.6 | 0.4 |
| | Min | 1.4 | 1.4 | 27.3 | 20.8 | 1.2 | 1.3 | 393 | 317 | 5 | 2 | 0.4 | 0.1 |
| | Max | 25.0 | 35.0 | 31.1 | 28.0 | 7.2 | 8.6 | 58 072 | 438 | 339 | 110 | 2.0 | 1.5 |

A: parte alta; M: parte media; B: parte baja; Zmax: profundidad máxima; Temp: temperatura; OD: oxígeno disuelto; K_{25} : conductividad eléctrica; Turb: turbidez; Z_{DS} : profundidad de Disco de Secchi.

El caudal del río mostró mayores valores durante la TL, que oscilaron entre $197 - 5\,550 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, éste último valor se registró en la confluencia entre los ríos Grijalva y Usumacinta (B4). Mientras que el flujo de agua durante la TS tuvo un rango entre $23 - 527 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ de caudal, en donde el máximo valor correspondió a B3 (Cuadro 2).

Concentración de Clor-a

Durante la TS la concentración de Clor-a varió entre 0.8 y $20.2 \mu\text{g L}^{-1}$ y en general fue mayor que en la TL (Cuadro 2). El valor máximo se obtuvo en B5, con un promedio de $17.6 \pm 2.2 \mu\text{g L}^{-1}$ y el valor mínimo en A4 con un promedio de $0.8 \pm 0.1 \mu\text{g L}^{-1}$. Se observaron diferencias en las concentraciones entre estaciones ($H = 56.8$, $p < 0.001$) y se encontraron correlaciones positivas entre la Clor-a y la K_{25} ($r = 0.9$, $p < 0.05$) y la turbidez ($r = 0.9$, $p < 0.05$). En la TL, M3 tuvo el mayor valor promedio, $4.0 \pm 0.4 \mu\text{g L}^{-1}$, mientras que A4 tuvo el menor valor, $0.1 \pm 0.1 \mu\text{g L}^{-1}$. Los valores variaron entre 0.1 y $4.8 \mu\text{g L}^{-1}$ (Cuadro 2) y se encontraron diferencias estadísticas en las concentraciones entre las estaciones ($H = 120.8$, $p < 0.001$). Los valores de Clor-a durante esta temporada se correlacionaron con la temperatura ($r = 0.8$, $p < 0.001$) y negativamente con el OD ($r = -0.7$, $p < 0.001$). La tendencia general (Figura 2) durante ambas temporadas es un aumento de las concentraciones de Clor-a desde la parte alta hacia la parte baja del río (Figura 2, Cuadro 2).

Cuadro 2. Concentración de Clor-a ($\mu\text{g L}^{-1}$) y caudal ($\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$) en cada estación (E) de muestreo durante TS y TL.

| E | TS | | | | | TL | | | | |
|----------|-----------|------|------|------|--------|-----------|------|-----|-----|--------|
| | \bar{X} | D.E. | Min | Max | Caudal | \bar{X} | D.E. | Min | Max | Caudal |
| A1 | - | - | - | - | - | 1.1 | 0.1 | 0.9 | 1.2 | 228 |
| A2 | - | - | - | - | - | 0.3 | 0.0 | 0.2 | 0.3 | 197 |
| A3 | 4.7 | 0.5 | 4.1 | 5.4 | 312 | 0.4 | 0.1 | 0.3 | 0.6 | 1 170 |
| A4 | 0.9 | 0.1 | 0.8 | 1.0 | 23 | 0.1 | 0.0 | 0.1 | 0.1 | 141 |
| A5 | - | - | - | - | - | 0.3 | 0.0 | 0.3 | 0.4 | 1624 |
| A6 | - | - | - | - | - | 1.8 | 0.1 | 1.7 | 2.0 | 1 981 |
| A7 | - | - | - | - | - | 1.3 | 0.1 | 1.1 | 1.4 | 1 416 |
| A8 | - | - | - | - | - | 1.2 | 0.1 | 1.0 | 1.4 | 1 859 |
| Subtotal | 3.7 | 1.8 | 0.8 | 5.4 | - | 0.9 | 0.6 | 0.1 | 2.0 | - |
| M1 | 3.0 | 0.4 | 2.5 | 3.6 | 396 | 0.8 | 0.1 | 0.6 | 0.9 | - |
| M2 | 1.9 | 0.4 | 1.5 | 2.4 | 364 | 0.7 | 0.1 | 0.6 | 0.9 | 4 869 |
| M3 | 2.7 | 0.2 | 2.5 | 2.9 | - | 4.0 | 0.4 | 3.5 | 4.4 | 380 |
| M4 | - | - | - | - | - | 1.4 | 0.1 | 1.1 | 1.6 | 4 042 |
| M5 | - | - | - | - | - | 1.4 | 0.7 | 0.8 | 2.5 | - |
| Subtotal | 2.5 | 0.6 | 1.5 | 3.6 | - | 1.4 | 1.0 | 0.6 | 4.4 | - |
| B1 | - | - | - | - | - | 3.5 | 0.1 | 3.3 | 3.6 | 400 |
| B2 | 8.3 | 0.8 | 7.3 | 9.3 | 432 | 3.4 | 0.3 | 3.0 | 3.8 | 2 555 |
| B3 | 4.0 | 1.0 | 3.2 | 6.6 | 527 | 3.3 | 0.3 | 2.8 | 3.8 | 1 947 |
| B4 | - | - | - | - | - | 4.1 | 0.4 | 3.5 | 4.8 | 5 550 |
| B5 | 17.6 | 2.2 | 14.6 | 20.2 | 78 | 3.7 | 0.5 | 3.0 | 4.4 | 368 |
| Subtotal | 10.0 | 5.9 | 3.2 | 20.2 | - | 3.6 | 0.5 | 2.8 | 4.8 | - |
| Total | 6.3 | 5.5 | 0.8 | 20.2 | - | 1.9 | 1.4 | 0.1 | 4.8 | - |

E: estación; TS: temporada de secas; TL: temporada de lluvias; \bar{X} : promedio, D.E.: desviación estándar; Min: mínimo; Max: máximo.

Otros estudios en ríos tropicales reportan valores similares a los encontrados en el Río Usumacinta; por ejemplo, de < 0.5 a $17 \mu\text{g Clor-a L}^{-1}$ en el Río Almada, Brasil (Santana *et al.*, 2016) o de 1.4 a $12 \mu\text{g Clor-a L}^{-1}$ en los ríos subtropicales de la cuenca del Iguapé, Brasil (Calijuri *et al.*, 2008). Sin embargo, en otros ríos tropicales se encontraron valores mayores tales como $6.7 \pm 10.05 \mu\text{g Clor-a L}^{-1}$ (0.47 a $66 \mu\text{g Clor-a L}^{-1}$) en la cuenca del Río Poxim, Brasil (Oliveira *et al.*, 2013) ó bien $14.6 \text{ mg Clor-a L}^{-1}$ (7.6 a $27.1 \text{ mg Clor-a L}^{-1}$) en el Río Boubo, Costa de Marfil (Ouffoué *et al.*, 2013).

Tal y como se observó en el Río Usumacinta, en los ríos Almada, Poxim y Boubo, tanto en la temporada de secas como la de lluvias, se encontró un aumento de la concentración de Clor-a desde la cuenca alta hacia la cuenca baja. Aunque no se observó en el Usumacinta, estos autores atribuyen la tendencia a la presencia de macrófitas en la cuenca alta, que limitan el desarrollo del fitoplancton. Por otro lado, las diferencias estacionales mostraron los mayores valores en la temporada de lluvias (Oliveira *et al.*, 2013; Ouffoué *et al.*, 2013; Santana *et al.*, 2016), contrario a lo observado en el Río Usumacinta, a pesar de que en ambos casos se asocia al bajo caudal.

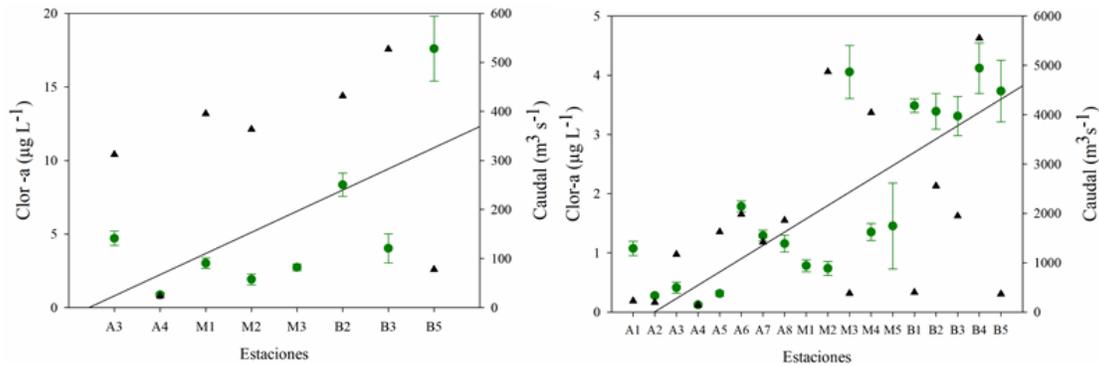


Figura 2. Concentraciones de clorofila “a” (Clor-a) (círculos verdes) y caudales (triángulos negros) en las estaciones de muestreo en la TS (izquierda) y TL (derecha).

En los ríos subtropicales de la cuenca de Iguapé (Brasil) no se encontraron relaciones consistentes entre la concentración de fósforo y la Clor-a, señalando que otros factores como la luz y tiempos de residencia cortos pueden restringir el desarrollo de las algas (Calijuri *et al.*, 2008). En este sentido, la mayor cantidad de Clor-a encontrada en TS en el Río Usumacinta puede estar relacionada con los menores caudales. En general, las descargas bajas incrementan los tiempos de retención del agua, mejorando las condiciones de crecimiento del fitoplancton en los ríos (Reynolds y Descy, 1996). El flujo de agua puede influir en las condiciones ambientales, tales como la turbidez y la turbulencia que restringen la cantidad de luz y perjudican el desarrollo del fitoplancton (Hilton *et al.*, 2006; Smith, 2009). Así mismo, la Z_{DS} indica que la disponibilidad de luz fue mayor durante la TS en comparación con la TL, lo que puede favorecer el desarrollo del fitoplancton y aumentar la Clor-a. En la TS, el aumento en las concentraciones de Clor-a estuvo acompañado por un aumento de la turbidez, aunque éste no alcanzó los valores de turbidez de la TL, durante la cual los sólidos suspendidos aumentan en tal cantidad que restringen la cantidad de luz. En general, las condiciones de luz más favorables durante la TS podrían ayudar a explicar las mayores concentraciones de Clor-a en el Río Usumacinta.

En el Río Poxim encontraron correlaciones bajas de la Clor-a con el oxígeno disuelto, la conductividad eléctrica y los sólidos suspendidos totales (Oliveira *et al.*, 2013), mientras que en el Río Támesis (Inglaterra) encontraron que sólo en flujos bajos, las concentraciones de Clor-a se correlacionan de manera positiva principalmente con el área de captación y el caudal (Neal *et al.*, 2006), y durante estas temporadas las concentraciones de Clor-a fueron especialmente altas, de 2 a 9 veces mayores, debido al aumento en la actividad biológica, lo que se atribuye en gran medida a las algas planctónicas debido a que durante bajos caudales hay poca re-suspensión de algas bentónicas (Neal *et al.*, 2006). En el Río Usumacinta se observó un fenómeno muy similar: las mayores concentraciones se presentaron durante la temporada seca, pero a lo largo del río las concentraciones fueron mayores en la cuenca baja, donde los caudales son mayores.

Se ha observado que la estructura de la comunidad es afectada por cambios en el flujo de agua (Santana *et al.*, 2016). Como se encontró en el Río Usumacinta, durante la temporada de flujo bajo la concentración de Clor-a puede relacionarse con la disminución de la turbidez y el consiguiente

aumento en la disponibilidad de luz, mientras que otros mecanismos podrían influir en su distribución en la temporada de mayores caudales.

Conclusiones

La concentración de Clor-a durante la TS tuvo un rango de 0.8-20.2 $\mu\text{g Clor-a L}^{-1}$; en la TL se obtuvieron menores valores, entre 0.1-4.8 $\mu\text{g Clor-a L}^{-1}$. En ambas temporadas se observó un aumento de las concentraciones río abajo. Estas concentraciones son similares o menores a los reportados en otros ríos tropicales. Los valores más elevados de Clor-a en el Río Usumacinta se encontraron en la TS, de forma contraria a lo reportado en otros ríos tropicales. Lo anterior puede atribuirse a que durante la TS los caudales son bajos e incrementan los tiempos de residencia al mismo tiempo que hay una mayor disponibilidad de luz, relacionada con una disminución de la turbidez, factores que favorecen el desarrollo del fitoplancton.

Agradecimientos

Se recibió apoyo financiero del proyecto FORDECYT-CONACYT 273646 “Fortalecimiento de las capacidades científicas y tecnológicas para la gestión territorial sustentable de la Cuenca del Río Usumacinta y su Zona Marina de Influencia (CRUZMI), así como su adaptación ante el cambio climático”, y del proyecto PAPIIT IN216818 “Flujos de carbono, nutrientes y sedimentos en un sistema lótico tropical”. Jorge Ramírez, Julio Díaz, Regina Ramírez y Hugo González colaboraron con el trabajo de campo y el procesamiento de datos.

Literatura citada

- Arar, E. J. and G. B. Collins. 1997. Method 445.0 In Vitro Determination of Chlorophyll a and Pheophytin in Marine and Freshwater Algae by Fluorescence. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. 22 p.
- Arriaga, L. et al. 2000. Aguas continentales y diversidad biológica en México. Ciudad de México: Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la biodiversidad.
- Benke, A. C. 2009. Streams and rivers of North America: western, northern and Mexican basins. pp. 425-437. *In*: Likens (eds.). Encyclopedia of Inland Waters. First Edition. Ed. Elsevier Boston.
- Bowes, M. J., E. Gozzard, A. C. Johnson, P. M. Scarlett, C. Roberts, D. S. Read, L. K. Armstrong, S. A. Harman and H. D. Wickham 2012. Spatial and temporal changes in chlorophyll-a concentrations in the River Thames basin, UK: Are phosphorus concentrations beginning to limit phytoplankton biomass? *Science of the Total Environment*. 426:45-55.
- Calijuri, M. C., D. G. F. Cunha, L. A. Queiroz, J. Moccellini and A. C. P. Miwa. 2008. Nutrients and chlorophyll-a concentrations in tropical rivers of Ribeira de Iguape Basin, S P, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*. 2:131-138.
- Oliveira, A., G. C. A. Borges, A. J. Do-Patrocínio, A. R. Ferreira y M. Gonzaga. 2013. Physical and chemical characteristics of water from the hydrographic basin of the Poxim River, Sergipe State, Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*. 185:4417-4426.
- Hardenbicker, P., S. Rolinski, M. Weitere and H. Fischer. 2014. Contrasting shifts and long-term trends in phytoplankton dynamics in two large rivers. *Int Rev Hydrobiol* 99:287-299.
- Hilton, J., M. O'Hare, M. J. Bowes and J. I. Jones. 2006. How green is my river? A new paradigm of eutrophication in rivers. *The Science of the Total Environment*. 1-3:66-83.
- Koch, R.W., D. L. Guelda and P.A. Bukaveckas. 2004. Phytoplankton growth in the Ohio, Cumberland and Tennessee rivers, USA: inter-site differences in light and nutrient limitation. *Aquat Ecol* 38:17-26.
- Neal, C., J. Hilton, A. J. Wade, M. Neal and H. Wickham. 2006. Chlorophyll-a in the rivers of eastern England. *Science of the Total Environment* 365:84-104.
- Muñoz-Salinas, E., M. Castillo, D. Sanderson, T. Kinnaird and E. Cruz-Zaragoza. 2016. Using three different approaches of OSL for the study of young fluvial sediments at the coastal plain of the Usumacinta-Grijalva river basin, southern Mexico. *Earth Surfaces Processes and Landforms* 41:823-834.
- Grodsky, S. A. and J.A. Carton. 2003. The intertropical convergence zone in the South Atlantic and the equatorial cold tongue. *Journal of Climate* 16:2052-2065.
- Ouffoué, K. S., M. Salla, D.Y. Kicho, D. Soro, K.P. Da and Z.F. Tonzibo. 2013. Water quality assessment of the Coastal Tropical River 'Sboubo (Côte d' Ivoire): physico-chemical and biological aspects.
- Reynolds, C. S. 1996. The plant life of the pelagic. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*. 26:97-113.
- Reynolds, C. S. 2000. Hydroecology of river plankton: the role of variability in channel flow. *Hydrological Processes*. 14:3119-3132.
- Reynolds, C. S. and J. P. Descy. 1996. The production, biomass and structure of phytoplankton in large rivers. *Archiv für Hydrobiologie-Supplement* 113:161-187.



- Santana, L. M., M. E. B. Morales, D. M. L. Silva and C. Ferragut. 2016. Spatial and temporal variation of phytoplankton in a tropical eutrophic river. *Braz. J. Biol.*
- Smith, V. H. 2009. Eutrophication. En *Encyclopedia of Inland Waters*. Likens, G. E. Elsevier, Amsterdam. 61-73.
- Ward, N. D. 2017. Where carbon goes when water flows: carbon cycling across the aquatic continuum. *Frontiers of Marine Science* 4:1-27.

4.40 Tasas de producción primaria en las regiones de Coatzacoalcos y Perdido en el Golfo de México

Lara-Lara J. Rubén¹; de la Cruz-Orozco Martín¹; Bazán-Guzmán Carmen¹; Mirabal-Gómez Uriel¹; Linacre-Rojas Lorena¹ y Sánchez-Robles Citlalli¹

¹Departamento de Oceanografía Biológica, División de Oceanología del CICESE. Carretera Ensenada-Tijuana Número 3918, Zona Playitas, Ensenada B.C., México C.P.22860
Autor para correspondencia: rlara@cicese.mx

Resumen

Del 3 al 25 de marzo del 2016 se realizó un crucero oceanográfico en las regiones de Coatzacoalcos y Perdido en el Golfo de México. En este se realizaron 10 experimentos *in situ* para medir las tasas de producción primaria (PP) en la zona eufótica y 4 experimentos de curvas fotosíntesis-Irradiancia (PI) a 30 y 10% de la irradiancia superficial para determinar los parámetros fotosintéticos. El objetivo fue determinar la variabilidad de la PP y de los parámetros fotosintéticos del fitoplancton mediante experimentos *in situ* en estaciones costeras y oceánicas ubicadas en las regiones de Perdido y Coatzacoalcos en el Golfo de México durante la primavera del 2016, con el propósito de entender la vulnerabilidad de este ecosistema ante un potencial derrame de petróleo. Los valores promedio de (PP) integrada mostraron que la región de Perdido ($99 \text{ mgC m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) fue 37% más productiva que la región de Coatzacoalcos ($72.7 \text{ mgC m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), por el contrario, el contenido de clorofila *a* integrada fue 30% mayor en la región de Coatzacoalcos que en Perdido. La razón P/B fue 89% mayor en Perdido que en Coatzacoalcos, esto indicó que Perdido fue una región con mayor eficiencia en la producción de carbono orgánico por las comunidades del fitoplancton.

Palabras clave: *fitoplancton; producción primaria; clorofila; Golfo de México.*

Abstract

From 3 to March 25, 2016, an oceanographic cruise was carried out in the Coatzacoalcos and Perdido regions of the Gulf of Mexico. In this, 10 *in situ* experiments were carried out to measure the rates of primary production (PP) in the euphotic zone and 4 experiments of photosynthesis-Irradiance (PI) curves at 30 and 10% of the surface irradiance to determine the photosynthetic parameters. The objective was to determine the variability of PP and photosynthetic parameters of phytoplankton through *in situ* experiments in coastal and oceanic stations located in the Perdido and Coatzacoalcos regions of the Gulf of Mexico during the spring of 2016. The purpose was to understand the vulnerability of this ecosystem to a potential oil spill. The integrated (PP) average values showed that the Perdido region ($99 \text{ mgC m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) was 37% more productive than the Coatzacoalcos region ($72.7 \text{ mgC m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), on the contrary, the integrated chlorophyll *a* content was 30% higher in the Coatzacoalcos region than in Perdido. The P/B ratio was 89% higher in Perdido than in Coatzacoalcos, this indicated that Perdido was a region with greater efficiency in the production of organic carbon by the phytoplankton communities.

Key words: *phytoplankton; primary production; chlorophyll; Gulf of Mexico.*

Introducción

El Golfo de México (GoM) es un cuerpo de agua semi-cerrado que se conecta al Océano Atlántico por el estrecho de Yucatán y el estrecho de Florida. En su litoral de ~4000 km, presenta la desembocadura de varios ríos siendo el Grijalva-Usumacinta el más importante en cuanto a su aporte (55%) de las descargas fluviales en la vertiente del Golfo, 10 veces más que el río Bravo (Bassols, 1977). La gran diversidad de ecosistemas costeros y oceánicos presentes en el GoM están sometidos a una combinación de factores de alto riesgo no naturales que los hacen vulnerables o susceptibles a ser modificados o eliminados por completo (Sullivan y Bustamante, 1999). Entre las amenazas se encuentran la intensa actividad petrolera, plataformas de extracción, refinerías y súper buques tanques que transportan el crudo, lo que hace que el GoM sea altamente vulnerable a los derrames de hidrocarburos, como fue el caso del Pozo ITOXC I en 1979 el cual durante 10 meses arrojó cerca de 475 000 ton de crudo (Sun *et al.*, 2015), o el ocasionado por la explosión de la plataforma Deepwater Horizon en 2010 que vertió a las aguas del golfo 4 400 0000 barriles de crudo (Thiffeault, 2010). El objetivo de este trabajo fue determinar la variabilidad de las tasas de producción primaria (PP) y de los parámetros fotosintéticos del fitoplancton mediante experimentos *in situ* en estaciones costeras y oceánicas ubicadas en las regiones de Perdido y Coatzacoalcos en el Golfo de México durante la primavera del 2016, con el propósito de entender la vulnerabilidad de este ecosistema ante un potencial derrame de petróleo.

Materiales y Métodos

Área de estudio

Durante el crucero oceanográfico realizado del 3 al 25 de marzo del 2016, se realizaron 10 experimentos *in situ* para medir las tasas de producción primaria (PP) en la zona eufótica y 4 experimentos de curvas fotosíntesis-Irradiancia (PI) a 30 y 10% de la irradiancia superficial para determinar los parámetros fotosintéticos. Los experimentos se realizaron en estaciones ubicadas en 2 transectos (costa-oceano) localizados en las Cuencas de perdido (CP) y Coatzacoalcos (CC, Figura 1). Ambos experimentos se realizaron con el método de radiocarbono descrito por Steemann-Nielsen (1952).

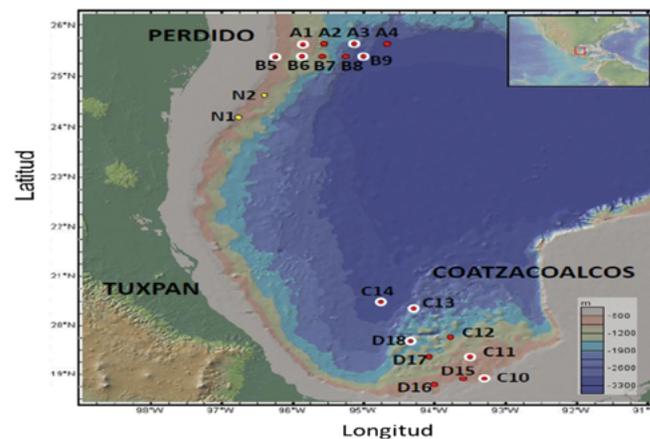


Figura 1. Estaciones ocupadas durante la Campaña oceanográfica MMF-01 realizada del 3 al 25 de marzo de 2016. Estaciones de muestreo químico-biológico (O) en los transectos A, B, C y ●. Estaciones de experimentos de producción primaria (círculos blancos) y curvas P-I en las estaciones B5, B9 y C14.

Los cálculos de las tasas de producción primaria (PP) *in situ* o *in vitro* (PI) se reportan en $\text{mg C m}^{-3} \text{h}^{-1}$, estos se realizaron de acuerdo con la fórmula (1) descrita por Strickland y Parsons (1972). Los cálculos de la producción primaria integrada en la columna de agua se reportan en $\text{mg C m}^{-2} \text{h}^{-1}$, los cuales se realizaron por el método trapezoidal descrito por Nielsen *et al* (1984). Los cálculos para expresar la PP por día ($\text{mg C m}^{-2} \text{d}^{-1}$) se realizaron de acuerdo con los modelos de las curvas fotosíntesis-luz descrito por Vollenweider (1965). Una vez obtenidos los cálculos de producción primaria *in vitro*, se hace una curva de PP normalizada por la clorofila *a* o biomasa (P^B , $\text{mg C (mg Cl a h)}^{-1}$) de la clorofila medida al 30% de I_0 contra la irradiancia medida en cada botella. Esta curva se ajusta a un modelo hiperbólico (2) propuesto por Jassby y Platt (1976). El cálculo de P_m^B y α^B , se hizo con estimaciones no lineales, lo cual implica encontrar la mejor relación de ajuste mediante mínimos cuadrados entre los valores de una variable dependiente y los valores de un conjunto de una o más variables independientes.

Resultados y Discusión

En la Figura 2, se presenta la distribución vertical de las tasas de producción primaria (PP) ($\text{mg C m}^{-3} \text{h}^{-1}$) por regiones. Se realizaron 10 experimentos, 5 en la región de Perdido (RP) y 5 en la región de Coatzacoalcos (RC). A excepción de la estación D18, de la RC, las mayores tasas de PP se presentaron a 50 y 30% de la I_0 . Los valores absolutos más altos se presentaron en la RP con un máximo de $2.64 \text{ mg C m}^{-3} \text{h}^{-1}$ en la estación B5. Comparados con la RP, la RC presentó valores más bajos y solo superaron $1 \text{ mg C m}^{-3} \text{h}^{-1}$ en la estación C10. La zona eufótica fue, en promedio, menor en la RP (119m) que en la RC (134 m).

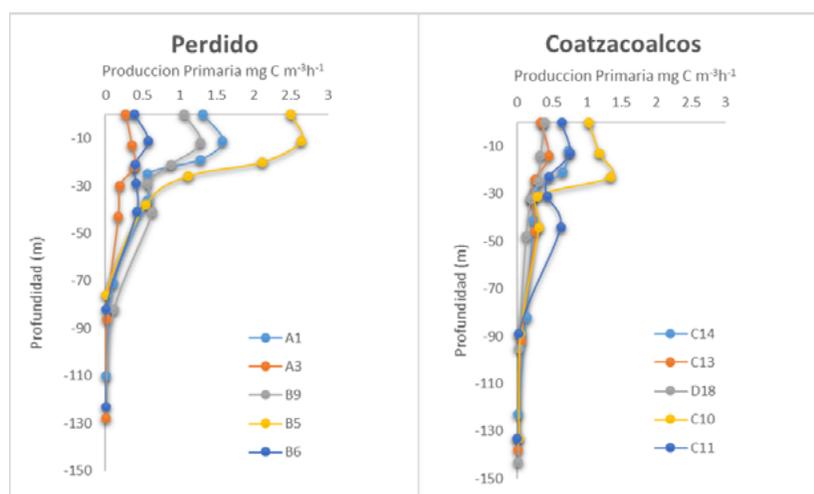


Figura 2. Distribución vertical de las tasas de producción primaria en estaciones localizadas en las Cuencas de Perdido (CP) y Coatzacoalcos (CC) en el Golfo de México del 3 al 25 de marzo del 2016.

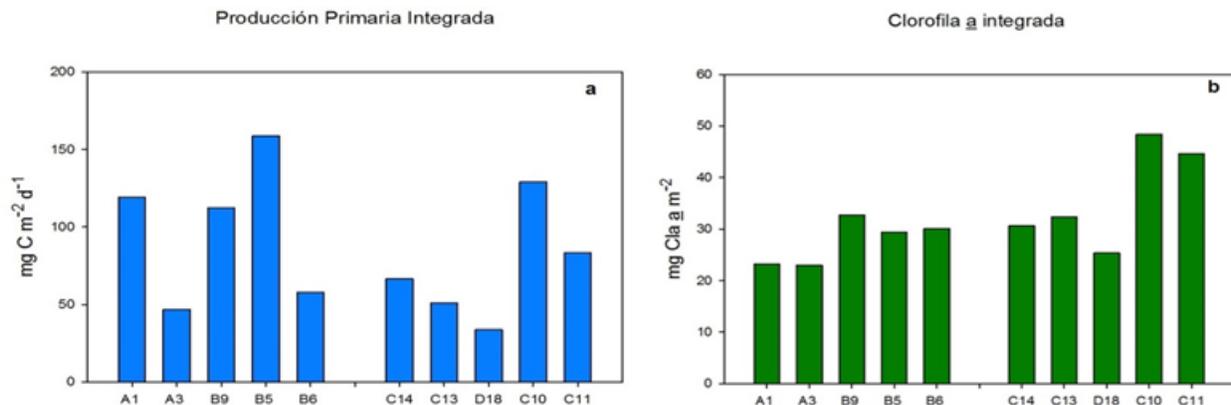
Las tasas de producción primaria integrada ($\text{mg C m}^{-2} \text{d}^{-1}$) más altas (Cuadro 1) se registraron en estaciones localizadas en la RP. Los valores máximos se registraron en las estaciones más próximas a la costa A1 y B5 (119.1 y $158.7 \text{ mg C m}^{-2} \text{d}^{-1}$ respectivamente). En las estaciones localizadas en la RC, se registraron valores de PP integrada relativamente más bajos, excepto por la estación C10 ($129.2 \text{ mg C m}^{-2} \text{d}^{-1}$) ubicada muy cerca de la costa.

Cuadro 1. Valores de producción primaria y clorofila *a* integrados en la zona eufótica y razón P/B en las Cuencas de Perdido y Coatzacoalcos en el Golfo de México durante.

| Estación | Zona eufótica (m) | PP Integrada por hora (mg C m ⁻² h ⁻¹) | PP Integrada por día (mg C m ⁻² d ⁻¹) | Clorofila <i>a</i> integrada (mg m ⁻²) | Razón P/B |
|-----------------|-------------------|---|--|--|------------|
| A1 | 110 | 48.4 | 119.1 | 23.21 | 5.1 |
| A3 | 128 | 15.8 | 46.7 | 22.98 | 2.0 |
| B9 | 123 | 41.7 | 112.5 | 32.75 | 3.4 |
| B5 | 113 | 70.7 | 158.7 | 29.35 | 5.4 |
| B6 | 123 | 25.4 | 58.0 | 30.09 | 1.9 |
| <i>Promedio</i> | <i>119</i> | <i>40.4</i> | <i>99.0</i> | <i>27.7</i> | <i>3.6</i> |
| C14 | 123 | 26.3 | 66.5 | 30.61 | 2.2 |
| C13 | 138 | 21.1 | 50.9 | 32.37 | 1.6 |
| D18 | 143 | 15.9 | 33.7 | 25.34 | 1.3 |
| C10 | 133 | 43.2 | 129.2 | 48.38 | 2.7 |
| C11 | 133 | 38.1 | 83.3 | 44.65 | 1.9 |
| <i>Promedio</i> | <i>134</i> | <i>28.9</i> | <i>72.7</i> | <i>36.3</i> | <i>1.9</i> |

Los valores de la PP integrada en estaciones localizadas en la RP variaron de 46.7 a 158.7 mg C m⁻² d⁻¹, mientras que, en la RC, los valores variaron de 33.7 a 129.2 mg C m⁻² d⁻¹ (Cuadro 1, Figura 3a).

Para calcular el número de asimilación o eficiencia fotosintética (producción/biomasa, P/B), los datos de PP se normalizaron por unidad de clorofila integrada en la zona eufótica (Figura 3). Los valores promedio de P/B fueron más altos (3.6) en la RP y más bajos (1.9) en la RC (Cuadro 1). La variabilidad de la PB fue mayor (3.5) en RP y menor (1.3) RC.


Figura 3. Producción primaria (mg C m⁻² d⁻¹) (a) y clorofila *a* (mg Cl a m⁻²) (b) integradas en la zona eufótica en estaciones localizadas en las Cuencas de Perdido (CP) y Coatzacoalcos (CC) en el Golfo de México del 3 al 25 de marzo del 2016.

En los experimentos PI, la eficiencia fotosintética (α^B) fue mayor (7.33×10^{-3}) en la estación B5, con un valor intermedio (6.66×10^{-3}) en la estación C14 y menor (4.10×10^{-3}) en la estación B9. En el caso de la tasa fotosintética máxima (P^B_{max}) los valores más altos (2.58) se localizaron en la estación C14 de la RC y los más bajos (1.80) en la estación B5 de la RP. Finalmente, el índice de fotoaclimatación (E_k) fue mayor (407.1) en la estación B9 (Figura 4).

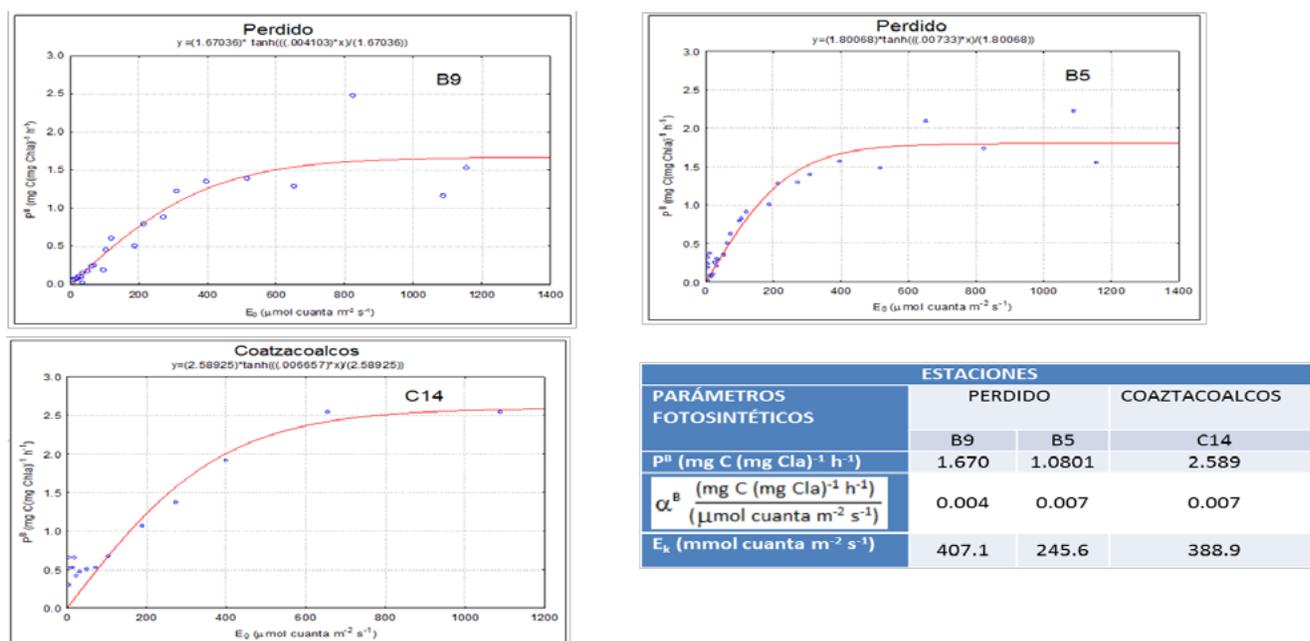


Figura 4. Curvas Fotosíntesis-Irradiancia (P-I) al 30% de I_0 , en las Cuencas de Perdido (CP) estaciones B5 y B9 y en la Cuenca de Coatzacoalcos (CC) estación C14, en el Golfo de México del 3 al 25 de marzo del 2018.

Los valores promedio de la PP integrada mostraron que la región de Perdido fue 37% más productiva que la región de Coatzacoalcos. En general los valores encontrados en superficie concuerdan con los valores reportados por El Sayed *et al.* (1972), quienes reportaron valores superficiales entre 0.25 y 1 mg C⁻³ hr⁻¹ en las estaciones oceánicas. La estación B5 presentó una PP de 2.49 mg C⁻³ hr⁻¹ siendo la única que presentó valores más altos que los reportados por El Sayed *et al.* 1972. Los valores de la razón producción/biomasa (P/B) (mgC mgCla⁻¹d⁻¹) encontrados en ambas regiones indican una mayor eficiencia fotosintética en las comunidades de la región de Perdido, a pesar de que en la región de Coatzacoalcos los valores de clorofila *a* promedio fueron mayores. Algo similar sucedió al sur del Golfo solo que, en esta parte en la cuenca de Coatzacoalcos, se encontraron valores mayores de biomasa por la presencia de microfitoplancton que hacen que el índice P/B disminuya. Los parámetros fotosintéticos (α^B , P^B_{max} y E_k) se relacionan a las condiciones fisiológicas de la comunidad en el momento de la colecta; los valores de los parámetros fotosintéticos de la cuenca de Coatzacoalcos fueron ligeramente altos en comparación con los de la cuenca de Perdido, sin embargo, los valores de producción primaria y P/B se muestran al revés a excepción de la concentración de la clorofila *a*. Esto pudiera ser porque la comunidad fitoplanctónica de RP estuvo dominada principalmente por picoplancton mientras que en RC dominaron las células grandes, esto provocó que el índice P/B fuera más alto en RP. Los valores altos de PP pueden deberse a que las células más pequeñas tienen una mayor área de absorción por su relación volumen/área y con menos requerimientos nutricionales alcanzaron valores más altos de PP.

Conclusiones

Los valores promedio de (PP) integrada mostraron que la región de Perdido fue 37% más productiva que la región de Coatzacoalcos, por el contrario, el contenido de clorofila *a* integrada fue 30% mayor en la región de Coatzacoalcos que en Perdido. La razón P/B fue 89% mayor en Perdido que en Coatzacoalcos, esto indicó que Perdido fue una región con mayor eficiencia en la producción de carbono orgánico por las comunidades del fitoplancton.



Agradecimientos

Al CONACyT y a la SENER por el apoyo otorgado a través del proyecto: Investigaciones de los procesos ecológicos y los ciclos biogeoquímicos en las regiones de Perdido y la Cuenca de Coatzacoalcos, como parte del CIGoM.

Literatura citada

- Bassols, B. A. 1977. Geografía Económica de México. 3ra. ed. 440 p.
- Bouman, H. A., T. Platt, G. W. Kraay, S. Sathyendranath and B. D. Irwin. 2000. Bio-optical properties of the subtropical North Atlantic. I. Vertical variability. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 200:3-18.
- El-Sayed, S. Z. 1972. Primary productivity and standing crop of phytoplankton. *In: Chemistry, primary productivity and benthic algae of the Gulf of Mexico.* (V. C. Buschnell, ed.). Ser. Atlas Mar. Environ., Am. Geogr. Soc. 22:8-13.
- Falkowski, P., E. Laws, R. Barber and J. Murray. 2003. Phytoplankton and their role in primary, new, and export production. pp. 99-118. *In: Fasham, M. (ed.). Ocean Biogeochemistry.* SpringerVerlag, New York.
- Aassby, A. D. and T. Platt. 1976. Mathematical formulation of the relationship between photosynthesis and light for phytoplankton. *Limnol. Oceanog.* 21:540-547.
- Nielsen, G. E. and A. M. Bresta. 1984. Guidelines for the measurement of Phytoplankton primary production. 12-17.
- Steemann-Nielsen, E. 1952. The Use of Radio-Active Carbon (^{14}C) for Measuring Organic Production in the Sea. *J. Cons. Int. Mer.* 18:117-140.
- Strickland, J. D. H. and T. R. Parsons, 1972. A practical handbook of sea water analysis. 2nd edition. Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada. 167. 310 p.
- Sun, S., C. Hu and J. W. Jr. Tunnell Jr. 2015. Surface oil footprint and trajectory of the Ixtoc-I oil spill determined from Landsat/MSS and CZCS observations. *Marine Pollution Bulletin* 101:632-641.
- Thiffeault, J. L. 2010. Chaos in the Gulf. *Science* 330:458-459.
- Vollenweider, R. A. 1965. Calculations models of photosynthesis-depth curves and some implications regarding day rate estimates in Primary Productivity measurements, p. 425-457. *In: Primary Productivity in Aquatic Environments.* Goldman, C. R. (ed.). 1st. Ital. Idrabiol. 18 Suppl. University of California. Press. Berkeley. 464 p.



5

Ecosistemas
Terrestres

5.1 Estimación del contenido de carbono orgánico en el suelo (COS) en el municipio de El Llano, Aguascalientes

Meraz-Jiménez Antonio de J.¹; Alvarez Reyes José¹; Torres González Jorge A.¹; Díaz Romo Abraham¹; Sosa Ramírez Joaquín¹; López-Santos A.²; Martínez de Anda Jorge A.¹ y Mendieta Vázquez Araceli G.¹

¹Centro de Ciencias Agropecuarias, Universidad Autónoma de Aguascalientes, carretera a la posta km. 3, Jesús María, Aguascalientes.

²Unidad Regional Universitaria de Zonas Áridas de la Universidad Autónoma Chapingo, domicilio conocido s/n CP AP # 8, Bermejillo, Dgo.

Autor para correspondencia: ajmeraz@correo.uaa.mx

Resumen

El suelo es un recurso esencial sostén para los servicios ecosistémicos. Un elemento clave en el ciclo del carbono es la captura y almacenamiento de éste en el suelo o biomasa de los ecosistemas terrestres, por eso se planteó el objetivo de estimar el contenido del Carbono orgánico en un municipio de Aguascalientes, se desarrolló en el municipio del Llano, se realizaron 35 muestreos de 0-30 cm, con base en las unidades de suelo, de los resultados obtenidos de la DA se obtuvo un promedio de 1.31 gr cm⁻³, para las zonas áridas y semiáridas los valores de MO están ligados a la variación climática así como la escasa precipitación pluvial, los valores de CO que presentaron las muestras se encuentran fluctuando entre 0.08 y 1.56% en un horizonte superficial de 0-30 cm de profundidad y para determinar el contenido de COS en ton ha⁻¹ se empleó la fórmula descrita por la norma oficial mexicana Nom-021-Recnat-2000, para cada punto muestreado el contenido de CO fluctuó entre 0.58 y 51.87 Ton ha⁻¹. Al hacer un análisis enfocado a contenido de CO por unidades de suelo, los valores más elevados pertenecen a los suelos Phaozem, los servicios ecosistémicos que ofrece esta zona como lo es la captura de Carbono Orgánico en el Suelo es un tema considerable, por lo que se debe dar un valor a la zona difundiendo la importancia de sus recursos naturales en su contribución a la mitigación de los efectos de cambio climático.

Palabras clave: *unidades edafológicas; zona árida; materia orgánica.*

Abstract

The soil is an essential resource support for ecosystem services. A key element in the carbon cycle is the capture and storage of this in the soil or biomass of terrestrial ecosystems, for that was the objective of estimating the content of organic carbon in a municipality of Aguascalientes, the development in the municipality of Llano, 35 samples of 0-30 cm, based on the soil units, the results obtained from the DA was obtained an average of 1.31 g cm⁻³, for arid and semi-arid MO are linked to climate variation as well as the scarce rainfall, the values of CO that submitted the samples are fluctuating between 0.08 and 1.56% in a superficial horizon 0-30 cm depth and for determining the content of COS in ton ha⁻¹ was used the formula described by the Official Mexican Norm NOM-021-Recnat-2000, for each point sampled the CO content fluctuated between 0.58 and 51.87 t ha⁻¹. An analysis focused on CO content by ground units, the higher values belong to the Phaozem soils, the ecosystem services that offer this area as is the capture of organic carbon in the soil is a significant issue, so it should be a value to the area spreading the importance of their natural resources in its contribution to mitigating the effects of climate change.

Keywords: *soill units; arid area; organic matter.*

Introducción

La literatura científica demuestra que los suelos proveen servicios ambientales indispensables para garantizar la seguridad alimentaria, el mantenimiento de la biodiversidad y la regulación hidrológica, entre otros (Cloter *et al.*, 2016). Las actividades humanas para producir cantidades cada vez mayores de alimentos dejan su marca en el ambiente. El uso persistente de prácticas agrícolas convencionales con base en la labranza extrema, especialmente cuando se combinan con el retiro o quema de los residuos del cultivo, han magnificado las pérdidas por erosión del suelo por año (Silver *et al.*, 2010; Wang *et al.*, 2016). El suelo es un recurso esencial en el intercambio de nutrientes, conservación de agentes microbiológicos y de sostén para los servicios ecosistémicos (SE). Un elemento clave en el ciclo del carbono es la captura y almacenamiento de éste en el suelo o biomasa de los ecosistemas terrestres (García, *et al.*, 2014). El flujo de C en las regiones áridas y semiáridas de México está fuertemente controlado por la estacionalidad y la cantidad de la lluvia anual (Montaño *et al.*, 2016). Las repercusiones que tiene el cambio de uso de suelo en una zona forestal pueden ir desde la pérdida total o parcial de la cobertura vegetal, la disminución en la capacidad de suelo para infiltrar y almacenar agua para las plantas, hasta la pérdida total de la capa de suelo superficial donde se encuentra contenida la principal reserva de carbono y nutrientes del suelo. Las condiciones de deterioro de los recursos naturales y suelos de producción en zonas rurales se dan por una importante acción de cambio de uso de suelo (Álvarez-Arteaga *et al.*, 2014). Es por eso que se plantea como objetivo estimar el contenido de carbono orgánico en el suelo en el municipio de El Llano Aguascalientes, bajo los diferentes tipos de suelo.

Materiales y Métodos

El estudio se desarrolló en el municipio de El Llano (50,996 ha), Ags. entre los paralelos 21°47' y 22°04' de latitud norte; los meridianos 101°50' y 102°11' de longitud oeste; altitud entre 2000 y 2500 msnm, al oriente del estado de Aguascalientes (Figura 1.)

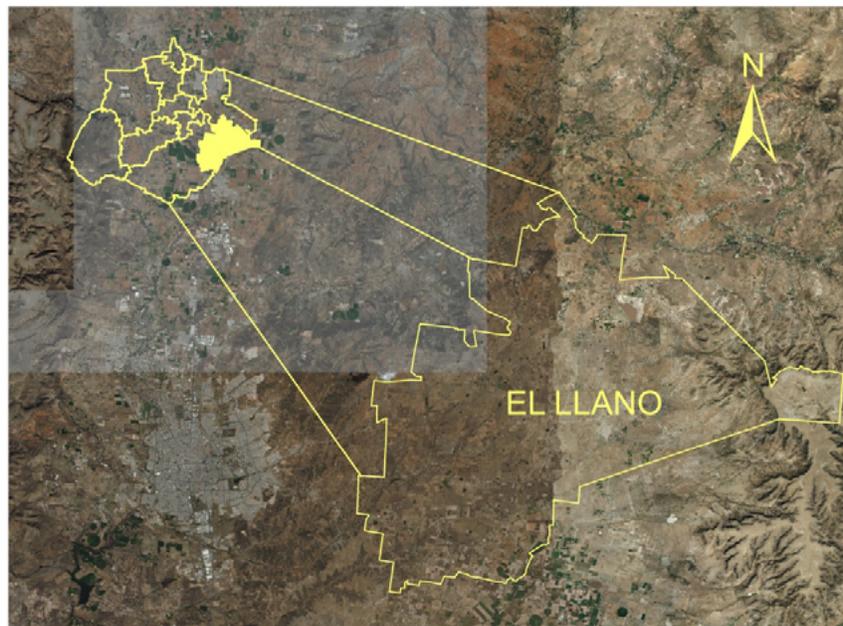


Figura 1. Localización del área de estudio, El Llano, Aguascalientes.

Fuente: Elaboración propia a partir del marco geostatístico, INEGI 2016.

Se realizaron 35 muestreos con base en las unidades de suelo de la zona, las muestras se tomaron conforme al procedimiento establecido por la norma Oficial Mexicana (NOM-021-RECNAT-2000) (SEMARNAT, 2002), que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio muestreo y análisis. La determinación de MO (materia orgánica) y C se hizo conforme al procedimiento propuesto por Walkley y Black (1934). Una vez que se obtuvo el % de carbono se utilizó la fórmula $COS=CO*DA*Ps$ para obtener las toneladas de C por hectárea, donde COS es carbono orgánico en el suelo ($t\cdot ha^{-1}$), CO es la concentración de carbono orgánico en suelos (%), DA es la densidad aparente ($g\cdot cm^{-3}$) y Ps es la profundidad del suelo (cm).

Cada sitio se georreferenció en campo mediante un geoposicionador (GPS) marca Garmin®, modelo “e-trex” y se recolectaron muestras a una profundidad de suelo de 0-30 cm, se registró el uso dominante del suelo en el sitio de cada punto muestreado.

Para estimar el contenido de COS en la zona de estudio se emplearon covariables (COV) que se relacionan con el uso de suelo, pendiente, modelo de sombras, aspecto, factor topográfico, porcentaje de pendiente, índice de humedad, modelo de curvatura en perfil, acumulación de flujo en canales de arroyo, todas estas obtenidas por medio del modelo digital de elevación y fueron cortadas, primero para México, después para el estado de Aguascalientes y finalmente para el municipio de el Llano, estos cortes se realizaron con el software SAGA GIS en capas raster para correlacionarlas. Mediante el software R se seleccionó el modelo de Random Forest que contiene las COV que explicaron mejor la respuesta en la variable dependiente del CO, el mismo software realizó un mapa de distribución espacial del contenido de COS en una profundidad de 0-30 cm.

Resultados y Discusión

Del análisis de los suelos muestreados, se encontró que la DA varía entre 1.10 y 1.5 $g\cdot cm^{-3}$, se obtuvo un promedio de 1.31 $gr\cdot cm^{-3}$. El contenido de CO es una variable que presenta un grado de variabilidad mayor, depende directamente del contenido de MO y se estima que cerca de un 58% de MO es CO. Para las zonas áridas y semiáridas los valores de MO están ligados a la variación climática, así como a la escasa precipitación pluvial. Los valores de CO que presentaron las muestras se encuentran fluctuando entre 0.08 y 1.56% en un horizonte superficial de 0-30 cm de profundidad. Debido a que la región tiene diferentes usos y unidades de suelo, muestra un comportamiento heterogéneo; para determinar el contenido de COS en $ton\cdot ha^{-1}$, se empleó la fórmula antes descrita, el contenido CO fluctuó entre 3.6 y 51.87 $t\cdot C\cdot ha^{-1}$ (Figura 2), lo que se resultó con un promedio de 18.49 $tonC\cdot ha^{-1}$.

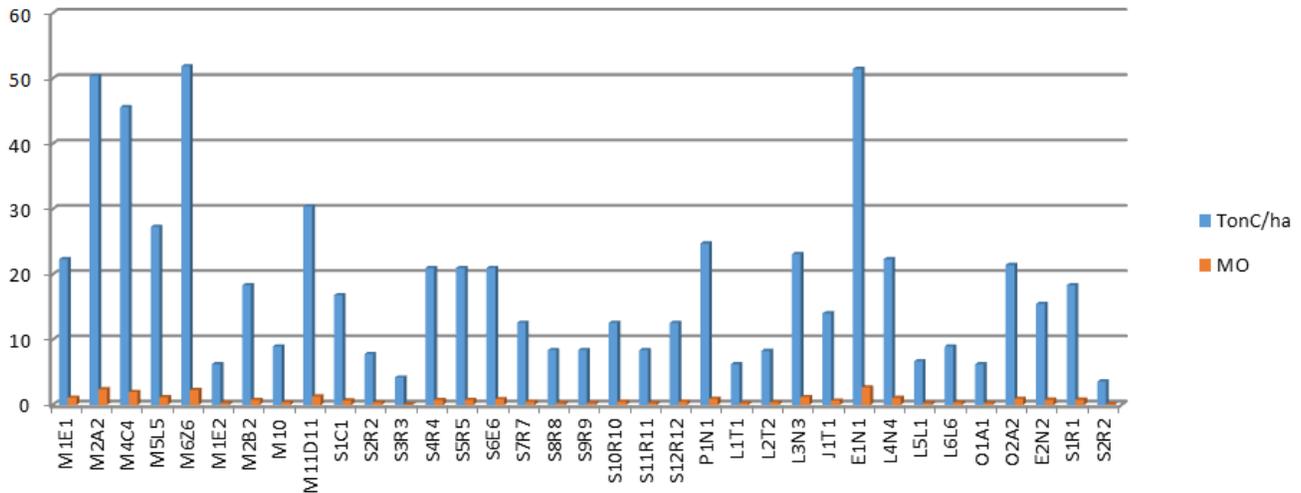


Figura 2. Contenido de t C ha⁻¹ y Materia Orgánica (MO) en las muestras de suelo.

Por otro lado, el tipo de vegetación es un factor que debe tomarse en cuenta para la estimación del COS (Schegel. *et al.*, 2001, citado por Segura-Castruita *et al.*, 2005), para esto se realizó una correlación del uso de suelo con el contenido de CO, se tomaron en cuenta los parches o rodales más extensos de la región (Figura 3), en donde se obtuvo el mayor contenido de C fue en el bosque de encino.

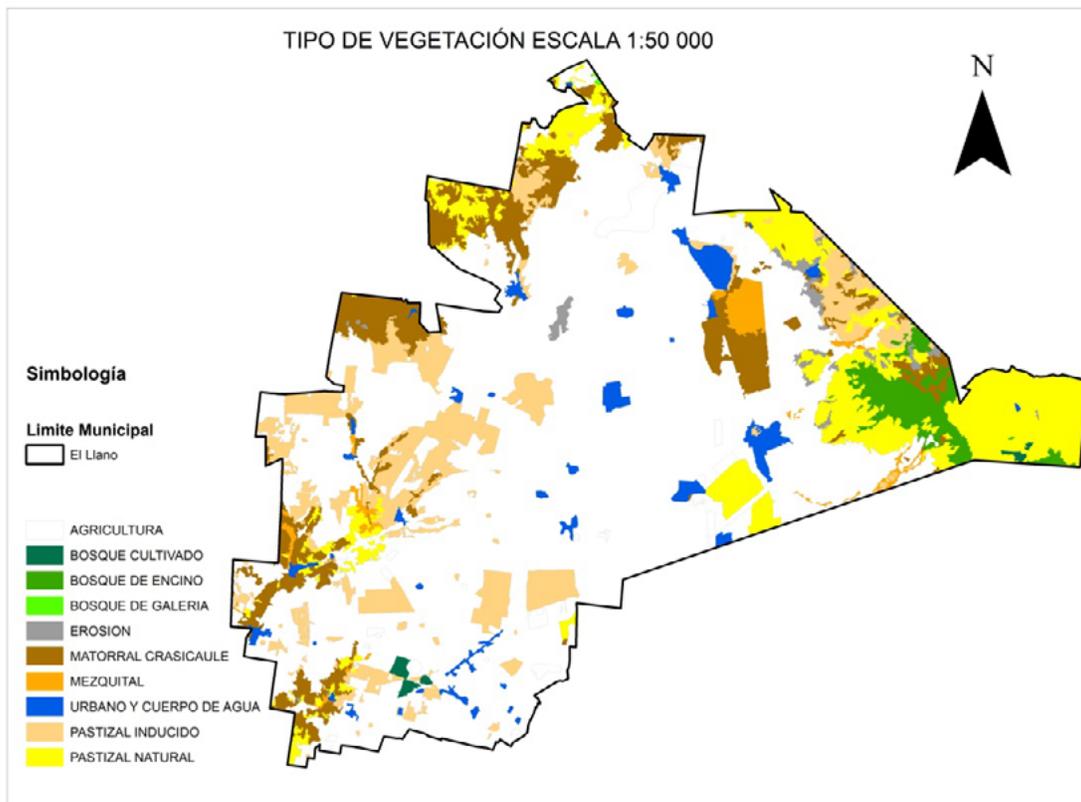


Figura 3. Mapa de uso de suelo en el municipio de El Llano, Aguascalientes.

Fuente: Elaboración propia a partir de los datos del “Inventario Estatal Forestal y de Suelos de Aguascalientes”, Secretaría del Medio Ambiente, 2012.

Cuadro 1. Superficie de los diferentes usos de suelo de la zona de estudio.

| Tipo de vegetación | Superficie (ha) |
|-------------------------|-----------------|
| Agricultura | 32 358.41 |
| Bosque cultivado | 141.9 |
| Bosque de encino | 1 103.023 |
| Bosque de galería | 9.81 |
| Erosión | 425.54 |
| Matorral crasicaule | 4 056.5 |
| Mezquital | 631.11 |
| Urbano y cuerpo de agua | 1 280.04 |
| Pastizal inducido | 5 288.88 |
| Pastizal natural | 5 700.43 |
| Total | 50 996 |

Fuente: Elaboración propia a partir de los datos del “Inventario Estatal Forestal y de Suelos de Aguascalientes”, Secretaría del Medio Ambiente, 2012.

Según la base mundial referencial del recurso suelo (WRB), los suelos dominantes de la zona de estudio son el Planosol, con una superficie de 19,824.55 ha, seguido del Phaozem con 19 029.98 ha y Regosol con 6 795.35 ha (es decir: 39.33%, 37.75% y 13.48%, respectivamente). Al hacer un análisis enfocado a contenido de CO por unidades de suelo, los Regosoles son los que obtuvieron mayor variabilidad de contenido de CO (Figura 4) y los valores más elevados pertenecen a los suelos Phaozem, tal como lo menciona Spaargaren (2008), citado por Galicia *et al.* (2014), son suelos con una superficie espacial rica en C orgánico.

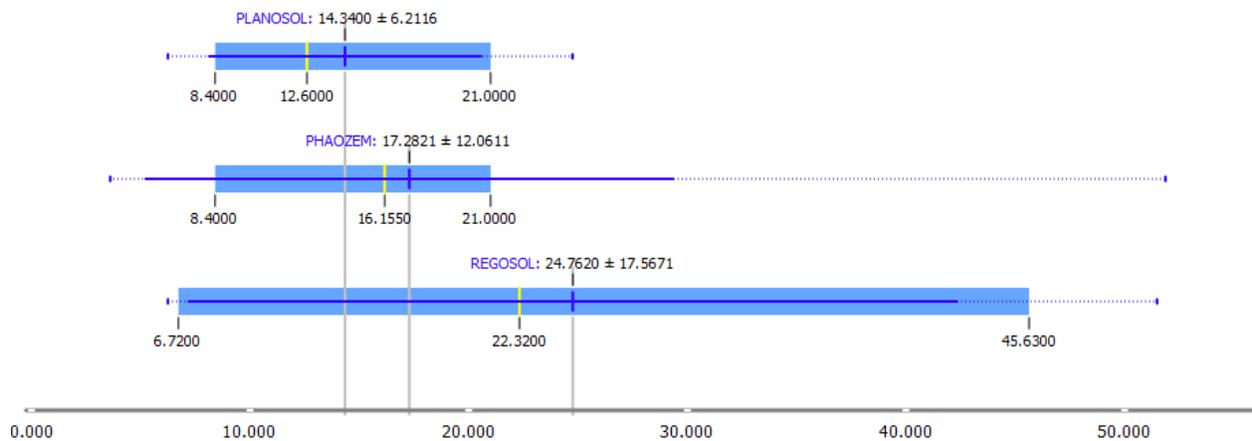


Figura 4. Diagrama de las unidades de suelo con el contenido en tonC ha⁻¹ en la zona de estudio.

Se seleccionó el modelo de Random Forest del software R para correlacionar las covariables que explicaron mejor la respuesta en la variable dependiente del CO, del mismo software, se utilizaron diversos árboles para determinar las covariables y subconjunto de predictores que se relacionan de la mejor manera para hacer una predicción final entre cada pixel, con éste se realizó un mapa de distribución espacial del contenido de COS en una profundidad de 0-30 cm. (Figura 5), donde los valores fluctuaron entre 0.08 y 50.68 t C ha⁻¹. El modelo Random Forest ofrece un mejor resultado para hacer un modelaje espacial de CO, tal como lo menciona Blanco *et al.* (2014), que son métodos basados en estimaciones automáticas, ya que ofrecen resultados con mayor precisión que los métodos estadísticos clásicos.

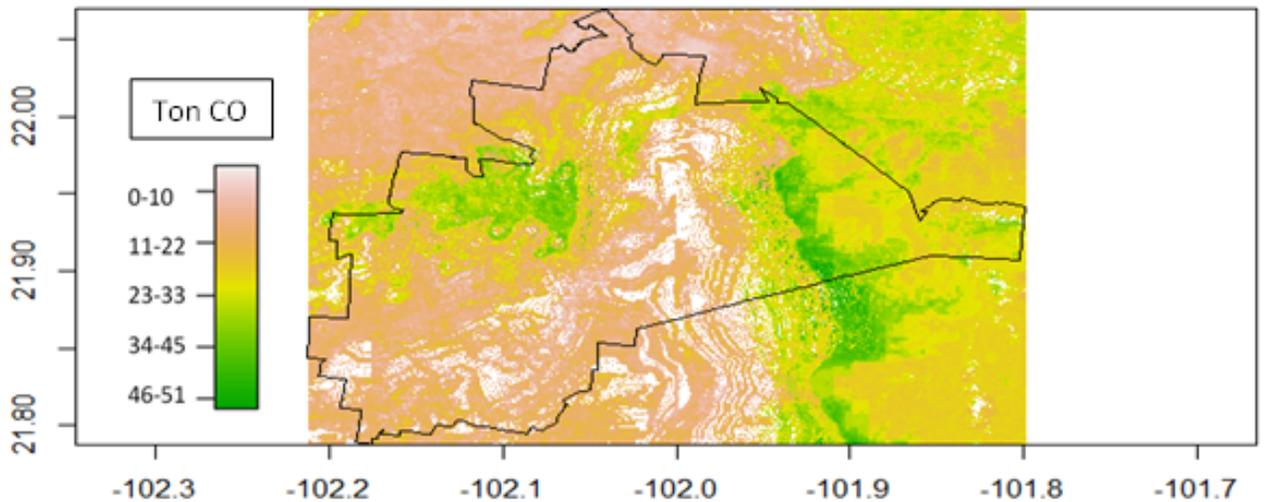


Figura 5. Mapa predictivo de Carbono Orgánico en el Suelo 0-30 cm de profundidad.

Conclusiones

Se estimó el contenido de COS en los suelos del municipio de El Llano, Aguascalientes, cuyo contenido promedio es de 0.82 % de CO (1.41% de MO), lo que representa un promedio de la zona de 18.49 tonC ha⁻¹ en la capa superficial de 0-30 cm de profundidad.

En cuanto a las unidades de suelo, se estimó que la unidad de suelo que más CO aporta en esta región es Regosol con un promedio de 24.195 t de C ha⁻¹.

El uso de software R permitió una mejor correlación de covariables para para la creación de mapas de estimación de CO, además reducen el grado de incertidumbre y generan mayor precisión en los resultados.

Los servicios ecosistémicos que ofrece esta zona, como lo es la captura de Carbono Orgánico en el Suelo es un tema considerable, por lo que se debe dar un valor a la zona difundiendo la importancia de sus recursos naturales en su contribución a la mitigación de los efectos de cambio climático.

Agradecimientos

Al consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el apoyo económico y a los estudiantes Lorenzo Esparza García y Fabiola López Pérez, del Centro de Ciencias Agropecuarias

Literatura citada

- Álvarez-Arteaga, G., P. Mireles-Lezama, A. Ibáñez Huerta, B. García-Fajardo and M. E. Orozco-Hernández. 2014. Cambios de uso de suelo y servicios ambientales en un bosque templado del Estado de México. pp. 106–112. PMC.
- Blanco, A., F. Alonso and F. Gomariz. 2014. Elaboración de un mapa de carbono orgánico del suelo en la Región de Murcia. pp.284-292). Alicante, España: Geográfica, XVI Congreso Nacional de Tecnologías de la Información.
- Cloter, H., M. Martínez y J. D. Etchevers. 2016. Carbono orgánico en suelos agrícolas de México: investigación y políticas públicas. *Terra Latinoamericana* 34:125-138.
- Galicia, L., A. María, G. Cáceres, S. Cram, B. C. Vergara, V. P. Ramírez and V. Saynes. 2015. Almacén y dinámica del Carbono Orgánico del suelo en bosques templados de México. *Terra Latinoamericana* 1–29.
- García-Fajardo, B., G. Álvarez-Arteaga, P. Mireles-Lezama, M. E. Orozco-Hernández y M. A. Reyes-Zuazo. 2014. Estimación de carbono orgánico en cambio de uso de suelo agrícola. pp. 113-120. *In: Estado actual del conocimiento del ciclo del carbono y sus interacciones en México: Síntesis a 2014.*
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2016. Marco Geoestadístico. México.

- Montaño, N. M., F. Ayala., S. H. Bullock., O. Briones., F. García-Oliva., R. García-Sánchez., Y. Maya., Y. Perroni., C. Siebe., Y. Tapia-Torres., E. Troyo y E. A. Yépez. 2016. Almacenes y flujos de carbono en ecosistemas áridos y semiáridos de México: síntesis y perspectivas. *Terra Latinoamericana* 34:39-59.
- Schlegel B., J. Gayoso y J. Guerra. 2001. Manual de procedimientos para inventarios de carbono en ecosistemas forestales. Universidad Austral de Chile. Valdivia, Chile.
- Segura-Castruita, M., P. Sánchez-Guzmán, C. Ortiz-Solorio and M. Gutiérrez-Castorena. 2005. Carbono Orgánico en los suelos de México. *TERRA Latinoamericana* 23:21-28 doi.org/ISSN: 2395-8030.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2002. Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000. Establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios muestreo y análisis.
- Silver, W. L., R. Ryals and V. Eviner. 2010. Soil Carbon Pools in California's Annual Grassland Ecosystems. *Society for Range Management* 63:128-136 dx.doi.org/10.2111/REM-D-09-00106.1
- Spaargaren, O. 2008a. Luvisols. pp. 440-442. *In*: Chesworth, W. (ed.). *Encyclopedia of soil science*. Encyclopedia of earth sciences series. Springer. Netherlands
- Walkley, A. and I. A. Black. 1934. An examination of Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci.* 37:29-38.
- Wang, Y., X. Han., Z. Jin., C. Zhang and L. Fang. 2016. Soil Organic Carbon Stocks in Deep Soils at a Watershed Scale on the Chinese Loess Plateau. *Soil Science Society of America Journal* 80:157-167 dx.doi.org/10.2136/sssaj2015.06.0220

5.2 Influencia de la vegetación en las características de los Histosoles de tres comunidades de humedales

Guerrero-Peña Armando¹; Moreno-Caliz Elvia²; Palma-López David J.¹; García-López Eustolia¹ y Castillo-Acosta Ofelia³

¹Colegio de Postgraduados Campus Tabasco. Perif. Carlos A. Molina S/N, Carretera Cárdenas-Huimanguillo km 3.5, CP 56230, H. Cárdenas, Tabasco, México

²Universidad Popular de la Chontalpa. Carr. Cárdenas - Huimanguillo Km. 2.0. Ranchería Paso y Playa, CP 86500, H. Cárdenas, Tabasco, México.

³Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. Carretera Villahermosa-Cárdenas Km. 0.5 S/N, Entronque a Bosques de Saloya, CP 86150, Villahermosa, Tabasco, México.

Autor para correspondencia: garmando@colpos.mx

Resumen

Los humedales se establecen en suelos minerales u orgánicos, estos últimos llamados Histosoles. Estos suelos se componen de restos de plantas acumulados en diferentes estados de descomposición. En la presente investigación fue evaluada la influencia de la vegetación (selva baja inundable, manglar y vegetación hidrófita) en las propiedades físicas y químicas de la materia orgánica de los Histosoles. Fueron evaluados los materiales fibricos y parcialmente descompuestos, los porcentajes de fibra frotada y no frotada, color en pirofosfato de sodio para la clasificación taxonómica, y las fracciones: grasas, ceras y aceites, resinas, polisacáridos solubles en agua, hemicelulosa y celulosa, proteína y lignina humus. Los suelos presentaron altos contenidos de material fibrico, que disminuye conforme aumenta la profundidad del perfil; siendo mayor en manglar. El material parcialmente descompuesto aumenta con la profundidad y fue mayor en la vegetación hidrófita. Los Histosoles estudiados se componen de 17 a 33 % de material fibrico, el material parcialmente descompuesto está constituido por lignina-humus, cuyo contenido es mayor en la selva baja. Mientras que la hemicelulosa+celulosa es mayor en la vegetación hidrófita, la cual se caracteriza por ser una comunidad herbácea. El manglar presento mayor contenido de material fibrico, lípidos y polisacáridos. Se concluye que las características de la MO de los Histosoles están determinadas por el tipo de vegetación, y que esta información es útil para entender aspectos de génesis y taxonomía de estos suelos, y con ello proponer planes de manejo sustentable de estos ecosistemas.

Palabras clave: *suelo orgánico; fraccionamiento de la materia orgánica; selva baja inundable; manglar; vegetación hidrófita.*

Abstract

The wetlands are established in mineral or organic soils, the latter so called Histosols. These soils consist of remains of plants accumulated in different conditions of decomposition. In the present investigation the influence of the vegetation was evaluated (swamp, mangroves, and marsh) in the physical and chemical properties of the organic matter of the Histosols. The materials were evaluated fibrics and partially decomposed, the percentages of rubbed and not rubbed fiber, color in pyrophosphato of sodium for the taxonomy classification, and the fractions: fats, waxes and oils, resins, water soluble polysaccharide, hemicellulose and cellulose, protein and lignin-humus. The soils presented high places contained of fibric material, that diminishes as increases the depth of the profile; being major in mangrove. The partially decomposed material increases with the depth and it was major in the marsh. The studied Histosols consist from 17 to 33% of fibric material, the partially rotten material is constituted by lignin-humus, which content is major in the swamp. Whereas

hemicellulose+cellulose is major in the marsh, which is characterized for being a herbaceous community. The mangrove present major content of fibric material, lipids and polysaccharide. One concludes that the OM characteristics of the Histosols is determined by the type of vegetation. And that this information is useful to understand aspects of genesis and taxonomy of these soils, and with it to propose plans of sustainable managing of these ecosystems.

Key words: *organic soil; organic matter fractionation; swamp; mangroves; marsh.*

Introducción

Los humedales son ecosistemas donde se llevan a acabo complejos procesos biológicos y ecológicos que permiten el desarrollo de una diversidad de especies vegetales y animales. Son reguladores del clima e intervienen en el reciclaje de nutrientes; siendo ecosistemas altamente productivos comparables a las selvas, con una producción de biomasa de $\sim 2000 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ (Colinvaux, 1991; Mitsch y Gosselink, 1993). Los humedales se establecen en suelos minerales u orgánicos; estos últimos llamados Histosoles, los cuales se componen de restos de plantas acumuladas durante varios años y en diferentes estados de descomposición como resultado de condiciones anaeróbicas. Por lo que la composición y cantidad de los restos vegetales tienen una influencia directa en la formación de estos suelos (Duchaufour, 1984).

La formación de los Histosoles requiere de procesos pedogenéticos a largo plazo, en donde la vegetación tiene importancia fundamental debido al aporte continuo de material orgánico que se acumula en diferentes grados de descomposición (Everett, 19983). Por ello, en el presente estudio se evalúa la influencia de la vegetación en las propiedades físicas y químicas de los Histosoles, con la finalidad de dar explicación a aspectos de génesis y taxonomía de estos suelos (Moreno-Cáliz *et al.*, 2004); y con ello proponer planes de manejo para un desarrollo sustentable del ecosistema humedal para la conservación de las reservas naturales de carbono (Moreno-Cáliz *et al.*, 2002).

Materiales y Métodos

Descripción del muestreo

En campo se describieron quince perfiles de suelo con base en el Manual de Cuanalo (1981), cinco por cada comunidad vegetal; los cuales fueron identificados de la siguiente manera: perfiles 1 al 5 selva baja, perfiles 6 al 10 manglar y perfiles 11 al 15 vegetación hidrófita. Los horizontes fueron separados con base al grado de descomposición visual, tomando el dato de espesor de cada horizonte. Debido a las condiciones de inundación no fue posible hacer la excavación del perfil, lo que llevo a rehacer el perfil en una tabla de madera, en el mismo sitio. Las muestras fueron tomadas con barrena, colectando $10 \text{ kg muestra}^{-1}$.

Preparación de las muestras

Las muestras se colocaron en charolas de plástico para su secado a la sombra y temperatura ambiente, removiéndolas periódicamente para agilizar el secado. Una vez seco el suelo, fue molido manualmente con rodillo de madera, al mismo tiempo que se separaron los materiales fibricos (partículas mayores a 1.19 mm de diámetro, tamiz de 16 mallas). Con lo cual se define el material parcialmente descompuesto (MPD) al que pasa el tamiz; y material fibrico (MF) al que queda retenido (Cuadro 1). Ambas fracciones fueron pesadas para cuantificar los porcentajes respectivos de muestra, con base al peso seco de la misma. Los análisis de fibra no frotada y fibra frotada, y color en pirofosfato de sodio fueron utilizados para definir el grado de descomposición de los horizontes

(fábrico, hémico y sáprico); con lo cual se nombra el tipo de horizonte orgánico. Para el fraccionamiento y estimación de las características químicas de la materia orgánica parcialmente descompuesta de cada horizonte orgánico se utilizó el método de análisis aproximado propuesto por Stevenson (1965).

Cuadro 1. Caracterización física y química de muestras de Histosol.

| Determinación | Método |
|--|--|
| MPD y MF (%) | Separación por tamizado (Kaurichev <i>et al.</i> , 1984) |
| Color en pirofosfato de sodio | Soil Survey Staff (1975). |
| Fibra no frotada (FNF) y fibra frotada (FF) (%) | Método de la deringa (Soil Survey Staff, 1975). |
| Fracciones del análisis aproximado (%) (Stevenson, 1965) | |
| Grasas, ceras y aceites | Extracción con éter etílico |
| Resinas | Extracción con alcohol etílico |
| Polisacáridos solubles en agua | Extracción con agua |
| Hemicelulosa | Hidrolisis con HCl al 2% |
| Celulosa | Hidrólisis con H ₂ SO ₄ al 80 % |
| Proteína y lignina-humus | Análisis de C y N en el residuo |

MPD= material parcialmente descompuesto y MF= material fábrico.

Los resultados de FNF y FF, y color en pirofosfato de sodio se interpretaron utilizando el Cuadro 2; con lo cual se corroboran las observaciones de campo y se define el grado de descomposición de la materia orgánica.

Cuadro 2. Criterios usados para la clasificación de los horizontes orgánicos.

| Horizonte orgánico | % de fibra* | | | Color con pirofosfato de sodio (Munsell) |
|--------------------|-------------|---|-----------|--|
| | FNF | | FF | |
| Sáprico Oa | <33 | + | <16 | y 6/3, 5/2, 4/1, 3/1, 2/1, y los que estén a la derecha |
| Hémico Oe | 33 a 66 | + | >16 y <40 | y los que estén fuera del intervalo de fábrico y sáprico |
| Fábrico Oi | >66 | + | ≥75 ó ≥40 | y 7/1, 7/2, 8/1, 8/2, 8/3, 6/1 |

*El contenido de fibra es el primer criterio para determinar el tipo de horizonte.

Resultados y Discusión

Descripción de los Histosoles en los humedales

Los Histosoles de las tres comunidades vegetales estudiados presentaron en su mayoría los tres horizontes orgánicos, cuyos promedios de espesor son presentados en el Cuadro 3; los cuales fueron definidos con base en las categorías definidas por Soil Survey Staff (1975); además de las consideraciones de McKinzie (1974), quien indica que los horizontes orgánicos: fábrico, hémico y sáprico se diferencian por el grado de descomposición del material vegetal de los que derivan y por el contenido de fibra.

Resultados de laboratorio

Las pruebas de laboratorio (Cuadro 1) corroboran las observaciones de campo y confirman el grado de descomposición de la materia orgánica con base en el tipo de horizonte orgánico (Cuadro 3). Con base en lo establecido en el Soil Survey Staff (1994) se observó lo siguiente: el horizonte fábrico (Oi) se distingue por contener materiales orgánicos ligeramente descompuestos y se identificaron tallos, hojas y raíces. El horizonte hémico es un punto intermedio de descomposición del material orgánico. En el

caso del horizonte sáprico (Oa) contiene material orgánico con un grado de descomposición mayor con menor cantidad de fibras vegetales, que cambian muy poco física y químicamente con el tiempo. El menor y el mayor espesor de horizonte de los tres horizontes correspondieron a manglar y a selva baja, respectivamente. En general el horizonte Oa fue el que presentó mayor espesor en las tres comunidades vegetales, lo cual es un reflejo del grado de descomposición del material parcialmente descompuesto y de la estabilidad del ecosistema.

FNF, FF y Color en pirofosfato de sodio

Los resultados de FNF, FF y color en pirofosfato de sodio se interpretaron con las instrucciones del Cuadro 2. En la definición del tipo de horizonte se observaron diferencias entre la interpretación de campo y el laboratorio. En el campo el horizonte 2 del perfil 1 (Oa1) de la selva baja no se pudo diferenciar del hémico y sáprico, sin embargo, el contenido de FF es de 16 % y los valores de “value” y “chroma”, de acuerdo con la tabla de Munsell fueron $\frac{3}{4}$ en húmedo y $\frac{4}{3}$ en seco, es decir que se encuentra en el intervalo de sáprico. En campo en el manglar los cinco perfiles presentaron dificultad para diferenciar el horizonte hémico del sáprico, los cuales se definieron mejor con los análisis de laboratorio (Cuadro 3), lo cual puede atribuirse a que el grado de inundación permanente no permite observar el perfil *in situ*.

Cuadro 3. Propiedades físicas de los horizontes de los Histosoles de las tres comunidades vegetales.

| Vegetación | Ho | Espesor (cm) | MPD (%) | FF (%) | FNF (%) | FF (%) |
|----------------------|----|--------------|-------------|-------------|------------|-------------|
| Selva baja | Oi | 30±9.35 | 57.72±17.16 | 42.30±17.16 | 84±8.12 | 36±18.06 |
| | Oe | 38±22.80 | 94.82±5.79 | 5.18±5.79 | 79.40±5.64 | 30.40±21.04 |
| | Oa | 43±31.75 | 96.67±4.04 | 2.33±4.04 | 57.33±8.49 | 14±26.87 |
| Manglar | Oi | 12±7.58 | 45.44±31.38 | 54.58±31.40 | 87.60±3.58 | 48.80±21.61 |
| | Oe | 77.60±46.76 | 86.54±2.25 | 3.48±2.27 | 85.20±8.07 | 29.20±11.19 |
| | Oa | 85.50±50.77 | 100±0 | 0±0 | 83.50±9.15 | 16±5.66 |
| Vegetación hidrófita | Oi | 36±18.17 | 66.1±15.19 | 33.86±15.07 | 84.80±8.44 | 55.20±19.88 |
| | Oe | 73±57.73 | 86.62±21.32 | 31.74±44.65 | 89.40±8.71 | 26.40±11.70 |
| | Oa | 27.50±10.61 | 100±0 | 0±0 | 0±0 | 0±0 |

Fraccionamiento de la materia orgánica en los Histosoles

Para el fraccionamiento químico de la materia orgánica se utilizó el material parcialmente descompuesto. La mayor parte de los lípidos del suelo se presentan como grasas, ceras y resinas; estas últimas son más polares que las grasas y ceras y por lo tanto solubles en metanol o etanol, propiedad que fue usada para separarlas del material orgánico (Stevenson, 1982). En el Cuadro 4 son presentados los promedios de cada fracción en los horizontes de los Histosoles de las tres comunidades vegetales. La cantidad está definida por la vegetación (Dinel *et al.*, 1981). El contenido promedio en los perfiles fue de 1.19 %; y en general el contenido disminuyó del horizonte Oi a Oe, con un ligero aumento en el horizonte Oa. Las resinas presentaron contenidos mayores que las grasas, ceras y aceites, con una tendencia a aumentar conforme aumenta la profundidad de los horizontes (Oi < Oe y Oa).

En el caso de los polisacáridos solubles en agua de acuerdo con Tan (1998) sirven como materiales formadores de ácido húmico y compuestos relacionados por reacción con las ligninas y aminoácidos. En el presente estudio el mayor valor de polisacáridos cuantificados correspondió a la selva baja. El promedio general de polisacáridos coincide con lo reportado por Stevenson (1982); y también su disminución en relación directa con la profundidad o con la descomposición del material orgánico en los horizontes inferiores (Oi > Oe y Oa).

En cuanto a los contenidos de Hemicelulosa y celulosa, fueron mayores en general en la vegetación hidrófita y menores en el manglar y selva baja; lo cual se debe a que en las comunidades hidrófitas están dominadas por especies herbáceas donde la planta se incorpora al suelo formando la totalidad de la biomasa producida (Novelo y Lot, 1988), lo que significa mayor aporte de hemicelulosa y celulosa. La tendencia de esta fracción es a aumentar conforme aumenta la profundidad; el comportamiento es diferente al indicado por Lowe (1978) para suelos minerales; y mayores a los valores reportados por Haider *et al.* (1975).

Cuadro 4. Porcentaje de las fracciones que componen la materia orgánica de los horizontes de los Histosoles de las tres comunidades vegetales.

| Vegetación | Ho | Grasa, ceras y aceites | Resinas | Polisacaridos solubles en agua | Hemicelulosa y celulosa | Proteína | Lignina-humus |
|----------------------|----|------------------------|-----------|--------------------------------|-------------------------|-----------|---------------|
| Selva baja | Oi | 0.86±0.21 | 1.08±0.20 | 2.18±0.95 | 3.84±4.31 | 7.77±3.55 | 82.45±4.72 |
| | Oe | 1.86±0.59 | 1.53±1.08 | 1.75±1.24 | 5.89±7.48 | 9.02±1.90 | 79.94±7.68 |
| | Oa | 1.33±0.63 | 1.24±0.71 | 0.98±0.60 | 26.1±15.61 | 6.62±0.44 | 63.73±13.66 |
| Manglar | Oi | 1.27±0.75 | 2.91±1.39 | 2.52±0.55 | 6.47±7.37 | 8.28±1.12 | 79.60±7.70 |
| | Oe | 1.5±0.62 | 3.59±1.10 | 1.96±0.42 | 16.87±23.35 | 7.21±2.71 | 69.55±21.47 |
| | Oa | 1.87±0.56 | 3.51±0.74 | 1.82±0.82 | 25.99±19.95 | 4.97±1.89 | 61.82±19.08 |
| Vegetación hidrófita | Oi | 0.67±0.32 | 1.01±0.38 | 1.81±0.61 | 17.92±20.94 | 8.19±1.79 | 70.42±18.46 |
| | Oe | 0.77±0.25 | 0.91±0.20 | 1.80±1.21 | 17.57±9.79 | 8.94±1.03 | 70.01±9.08 |
| | Oa | 0.55±0.50 | 0.54±0.59 | 0.61±0.43 | 52.88±51.15 | 5.34±5.00 | 40.09±44.63 |

Kowalenko (1978) indica que el nitrógeno orgánico está integrado principalmente como proteína; mientras que Stevenson indica que en los Histosoles el nitrógeno se presenta como aminoácidos; los cuales son los constituyentes principales de la proteína y contienen N en forma de NH₂, llamado grupo amino, de los que 21 se encuentran como constituyentes de la proteína (Tan, 1998). En los tres tipos de vegetación el contenido de proteína en los horizontes orgánicos presentó una tendencia a disminuir conforme aumentó la profundidad del perfil, lo que coincide con Kononova (1982), quien indica que las formas orgánicas del nitrógeno se localizan en las capas superiores. Blasco (1972) establece que el nitrógeno orgánico sigue el mismo comportamiento que el nitrógeno total, es decir, disminuye con la profundidad del perfil.

La lignina-humus es un polímero aromático producido por las plantas a partir de los carbohidratos, mediante el proceso de lignificación (Tan, 1994). Esta fracción fue la que mayor porcentaje representa de las fracciones estudiadas en los tres tipos de vegetación; con una tendencia a disminuir con la profundidad. El mayor contenido se presentó en la selva baja, mientras que la vegetación hidrófita al no haber vegetación arbórea que incorpore material leñoso, el contenido de lignina es menor.

Conclusiones

Con base en los resultados de esta investigación podemos concluir que el contenido de material fibrico disminuye en relación directa con la profundidad, el mayor porcentaje de este material se cuantificó en el horizonte Oi y Oe del manglar. De los perfiles muestreados no todos presentaron los tres horizontes (Oi, Oe y Oa); se observó que en algunos perfiles la distribución y tipo de horizontes orgánicos tienen una relación con el flujo del agua de acuerdo con su ubicación en el área.

En cuanto a las fracciones orgánicas, se observó que las tres comunidades vegetales estudiadas tienen porcentajes pequeños y similares de lípidos, polisacáridos y proteína, lo que puede atribuirse a la fácil degradación de estas estructuras orgánicas o el menor contenido de estos compuestos en los residuos vegetales. Mientras que las fracciones de hemicelulosa-celulosa y lignina-humus presentaron

los contenidos mayores. Las fracciones estudiadas están influenciadas por la especie dominante en la comunidad, ya que esta determina el aporte y calidad de material vegetal.

Literatura citada

- Blasco, L. M. 1972. Formas del nitrógeno en el suelo y su disponibilidad para las plantas. 345-353p. *In*: Medina, O. H. (ed.) El uso del nitrógeno en el trópico, suelos ecuatorial. Segundo Coloquio de Suelos. Sociedad Colombiana de la Ciencia del Suelo. Volumen IV. No. 1. Medellín, Colombia.
- Colinvaux, P. 1991. Ecología. Editorial CECOSA. México D.F.
- Cuanalo de la C., H. 1981. Manual de descripción de perfiles de suelo en el campo. 2ª Ed. Colegio de Postgraduados. Chapingo, México.
- Dinel, H., M. Schnitzer y G. R. Mehuys. 1981. Soil lipid: origen, nature, content, decomposition and effect on soil physical properties. 397-422 p. *In*: E. D. Paul y J. N. Ladd (ed.) Soil biochemistry. Vol. 5 Marcel Decker. New York, U.S.A.
- Duchaufour, Ph. 1984. Edafogénesis y clasificación. Edit. Masson, S.A. 1ª Edición. Barcelona España.
- Haider, K. J., J. P. Martin y S. Filip. 1975. Humus biochemistry. *In*: E. A. Paul y A. D. McLaren (ed.) Soil biochemistry. Vol 4. Marcel Decker. Inc. New York, U.S.A.
- Kaurichev, I. S., N. P. Panov, M. V. Stratonovich, I. P. Grechin, V. I. Savich, N. F. Ganzhara y A. P. Mershin. 1984. Prácticas de Edafología. Traducción al Español: Esther Vicente. De la Versión 1980. Editorial MIR. Moscú, URSS.
- Kononova, M. M. 1982. Materia orgánica del suelo. Su naturaleza, propiedades y métodos de investigación. Traducción al español: E. Bordas, M. Oikos-Tau, S.A. Barcelona, España.
- Kowalenko, C. G. 1978. Organic nitrogen, phosphorus and sulfur in soil. pp. 95-130. *In*: Schnitzer, M. y S. U. Khan (ed.). Soil organic matter. Elsevier Scientific Publishing Company. Amsterdam, Netherlands.
- Lowe, L. E. 1978. Carbohydrates in soil. pp. 65-91. *In*: Schnitzer, M. and S. U. Khan (ed.) Soil organic matter. Elsevier Scientific Publishing Company. Amsterdam, Netherlands.
- McKinzie, W. E. 1974. Criteria used in soil taxonomy to classify organic soils. *In*: Histosols, their characteristics, classification, and use. Aandahl, A. R., Ch: S. W. Buol, D. E. Hill and H. H. Bailey (ed.) No. 6 Soil Science Society of America. Madison, Wisconsin, USA.
- Mitsch, W. J. and J. Gosselink C. 1993. Wetland. 2nd. VNR. New York, United State of America.
- Moreno-Cáliz, E. A. Guerrero-Peña, M. del C. Gutiérrez-Castorena, C. A. Ortiz-Solorio y D. J. Palma-López. 2002. Los manglares de Tabasco, una reserva natural de carbono. Madera y Bosques, número especial: 115-128.
- Moreno-Cáliz, E. M. del C. Gutiérrez-Castorena, A. Guerrero-Peña, C. A. Ortiz-Solorio y D. J. Palma-López. 2004. Micromorfología en la clasificación de Histosoles en humedales de Tabasco, México. Terra Latinoamericana 22:153-160.
- Novelo R. A. y A. Lot H. 1988. Importancia de la vegetación acuática en los ecosistemas naturales. pp. 5-14. *In*: Ecología y conservación del delta de los ríos Usumacinta y Grijalva. Memorias. INREB. Gobierno del estado de Tabasco. 1ª. Edición. Villahermosa, Tabasco.
- Soil Survey Staff. 1975. Soil Taxonomy. A basic system of soil classification for making and interpreting soil survey. Soil conservation service U. S. Department of Agriculture Handbook. No. 4436. Washington, D.C. U.S.A.
- Soil Survey Staff. 1994. Keys to soil taxonomy. Soil Conservation Service. Sixth Edition. United States Department of Agriculture. USDA. Washington, D.C. U.S.A.
- Stevenson, F. 1965. Humus chemistry. Genesis, composition, reactions. Department of Agronomy. University Illinois. New York. USA.
- Tan, K. H. 1998. Principles of soil chemistry. 3er. Edition. Marcel Decker. New York, U.S.A.

5.3 Variabilidad y ajuste de datos para el cálculo del contenido de carbono orgánico del suelo

Cristóbal-Acevedo, David¹; Prado-Hernández Jorge V.¹; Hernández Acosta Elizabeth¹; Corlay-Chee Langen¹ y Robledo-Santoyo Edmundo¹

¹Departamento de Suelos, Universidad Autónoma Chapingo, km 38.5. Carretera México-Texcoco, Chapingo, México C.P.56230; Tel. 01(595) (95)-2-15-40.

Autor para correspondencia: cristobalacevdo@yahoo.com.mx

Resumen

El contenido del carbono orgánico del suelo (CTCOS) es importante. La exactitud y precisión en su obtención dependen de la variabilidad de la densidad aparente (DA) y la concentración de carbono orgánico del suelo (CCCOS). El objetivo fue determinar la variabilidad de la DA, CCCOS y CTCOS. Se realizó un muestreo sistemático con equidistancias de 5 m en una parcela con un área 3150 m², obteniendo 152 muestras a una profundidad de 0-30 cm. Para obtener la DA se utilizó el método de la probeta. Para obtener la CCCOS se utilizó el dato de % de MO. Para determinar el CTCOS en el suelo se aplicó la ecuación que considera la CCCOS, DA y la profundidad. Ninguna de las variables se ajustó a una función de probabilidades normal, la variabilidad cuantificada a través del coeficiente de variación (CV) de la DA fue de 3.34 %, para CCCOS y CTCOS los CV fueron de 47.18 % y 46.95 % respectivamente. Se concluye que el número de muestras a tomar y/o determinaciones a realizar de DA y CCCOS para obtener un valor representativo de CTCOS en el sistema es diferente siendo mucho menor (2) para DA y 440 para CCCOS, por lo que se debe poner mayor énfasis en las determinaciones de CCCOS que DA. De acuerdo al enfoque de la estadística clásica, el número de muestras necesarias para obtener un valor representativo de CTCOS es muy alto (439), pero puede disminuir si la variable en cuestión presenta correlación espacial.

Palabras clave: *concentración de carbono orgánico; contenido de carbono orgánico; ajuste de datos; número de muestras a tomar; variabilidad.*

Abstract

The content of soil organic carbon (SOCCT) is important. The accuracy and precision in obtaining it depend on the variability of the bulk density (BD) and the concentration of organic carbon in the soil (SOCCC). The objective was to determine the variability of the BD, SOCCC and SOCCT. A systematic sampling with equidistances of 5 m was performed in a plot with an area of 3150 m², obtaining 152 samples at a depth of 0-30 cm. To obtain the BD, the test tube method was used. To obtain the SOCCC the % MO data was used. To determine the SOCCT in the soil, the equation that considers the SOCCC, DA and depth was applied. None of the variables was adjusted to a normal probability function, the variability quantified through the coefficient of variation (CV) of the BD was 3.34%, for SOCCC and SOCCT the CVs were 47.18% and 46.95% respectively. It is concluded that the number of samples to be taken and / or determinations to be made of BD and SOCCC to obtain a representative value of SOCCT in the system is different being much lower (2) for BD and 440 for SOCCC, so it must be greater emphasis on the determinations of SOCCC that BD. According to the classical statistics approach, the number of samples needed to obtain a representative value of SOCCT is very high (439), but it can decrease if the variable in question present spatial correlation.

Key words: *organic carbon concentration; organic carbon content; data adjustment; number of samples to take; variability.*

Introducción

La determinación de la concentración de carbono orgánico del suelo (COS) y de la densidad aparente del suelo (DA), son importantes porque se utilizan para calcular las cantidades de carbono capturado por el sistema y monitorear su comportamiento ante diferentes manejos del suelo. La finalidad de su determinación es proponer prácticas más benéficas desde el punto de vista ambiental, pues el incremento en la atmósfera de los GEI (gases de efecto invernadero) y el cambio climático tendrá efectos importantes en el siglo XXI. Se pronostica que la concentración de CO₂ continuara aumentando en las próximas décadas (IPCC, 2007).

En relación con la variabilidad los contenidos de COS son difíciles de estimar debido a la alta variabilidad espacial en una unidad de suelo (Cerri *et al.*, 2000). Sin embargo, la cuantificación precisa del contenido de COS y su patrón espacial es de fundamental importancia para el modelado del cambio climático global (Quinton *et al.*, 2010).

Se sabe que cuando se toman varios valores puntuales en un área, es con la finalidad de obtener un valor representativo, que generalmente es el valor medio y/o. para determinar su comportamiento espacial. La exactitud y la precisión del valor obtenido o la representación, dependen de la variabilidad que presenten los datos de densidad aparente del suelo (DA) y de concentración de carbono orgánico del suelo (CCCOS), pero aparte de la variabilidad intrínseca del suelo, la variabilidad puede incrementarse debido a errores de muestreo o a errores de medición. También esta variabilidad está ligada a una función de probabilidades (FDP), por lo que ya sea para obtener un valor representativo o varios valores para mapear el comportamiento, es necesario el ajuste de los datos a una FDP.

Todas las evaluaciones de los contenidos de COS están asociadas con grandes incertidumbres que pueden resultar de: i) las complejas interacciones entre las variables ambientales, ii) la representación limitada de la variabilidad a pequeña escala de las propiedades del suelo y los procesos de formación del suelo a escala de los inventarios de COS, y iii) incertidumbres analíticas asociadas con la determinación de la concentración de COS, la densidad aparente y la textura del suelo (Goidts *et al.*, 2009).

Las propiedades del suelo están controladas por los cinco factores formadores de suelo, incluidas las actividades humanas (Yang *et al.*, 2008), que crean la gran variación espacial del COS identificada a través de una extensa investigación (Grimm *et al.*, 2008). Además, la variabilidad del contenido COS depende de la escala (Momtaz *et al.*, 2009). Por lo tanto, la estimación de la variabilidad del COS a diferentes escalas es importante para un diseño de muestreo de suelo eficaz y la predicción del cambio del COS. Ésta es también la base para escalar de parcelas a ecosistemas. La captura de carbono se estudia de acuerdo con el tamaño de las áreas, las escalas se pueden dividir en la escala de la parcela, la escala del paisaje y la escala regional.

El objetivo de la presente investigación fue evaluar la variabilidad de los dos parámetros importantes en el cálculo del contenido de carbono orgánico del suelo, que son la densidad aparente y la concentración de carbono orgánico del suelo, en una parcela con un área de 3 150 m² y determinar el tamaño de muestra necesario, para trabajar con cierta precisión y obtener un valor representativo del sistema.

Materiales y Métodos

Área de estudio

La investigación se realizó en el campo experimental de la Universidad autónoma Chapingo, Estado de México en la granja experimental y demostrativo sobre agricultura orgánica. “Efraím Hernández Xolocotzin”. La Ubicación del sitio es Latitud norte: 19° 29', Longitud oeste: 98° 53', Altitud: 2250.

Metodología

El muestreo consistió en trazar una cuadrícula en la parcela con manejo orgánico, con equidistancias de 5 m, cada muestra se obtuvo en los nodos de la cuadrícula a una profundidad de 0-30 cm. Se obtuvieron 152 muestras. El análisis de la concentración de materia orgánica (MO) se realizó en el laboratorio de Análisis Químico del Departamento de Suelos de la Universidad Autónoma Chapingo, por el método de Walkley y Black (1947).

El contenido de carbono orgánico en el suelo se calculó tomando en cuenta el % de M.O. aplicando: $CCCOS (\%) = 0.58 \times \% M. O.$ Para determinar el contenido de carbono orgánico del suelo se aplicó la siguiente fórmula (Ruíz, 2002): $CTCOS = CCCOS \times DA \times P \times 100$, donde: (CTCOS) es el carbono almacenado ($Mg\ ha^{-1}$), (CCCOS) concentración de carbono orgánico en el suelo (%), (DA) densidad aparente ($t\ m^{-3}$), y (P) profundidad del suelo (m). Para determinar la densidad aparente se utilizó el Método de la Probeta. Para el análisis estadístico de los datos se utilizó el programa Statgraphics Centurion XVI versión 2010.

Resultados y Discusión

Histógramas

En la Figura 1 se observa que los histogramas para la CCCOS y el CTCOS presentaron un sesgo hacia la derecha que confirman los valores de sesgo dados en el Cuadro 1, lo que podría implicar que los datos no se ajustaran a una función de probabilidades normal trayendo esto consecuencias para el análisis de la variabilidad bajo el supuesto de normalidad de los datos.

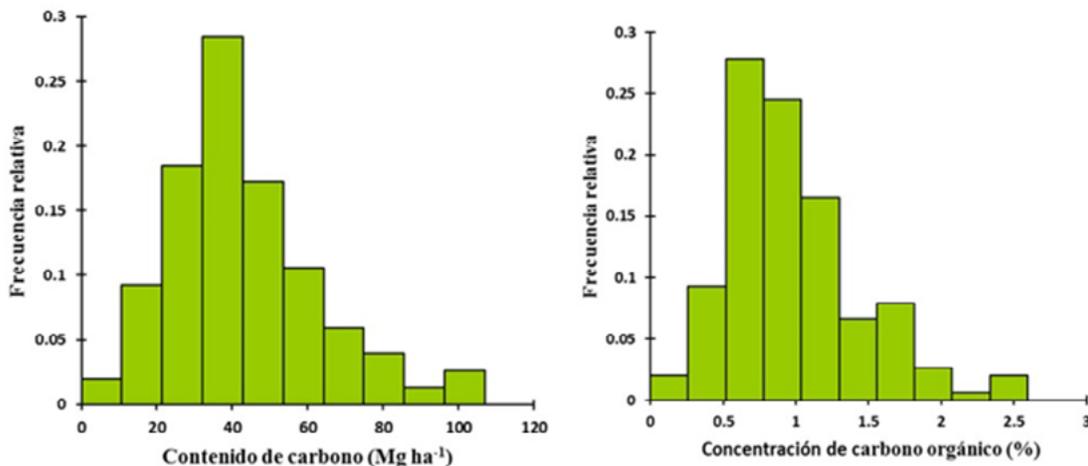


Figura 1. Histogramas de frecuencias para los 152 datos de concentración de carbono orgánico y contenido de carbono orgánico en una parcela agrícola.

Medidas de tendencia central y variabilidad

En el Cuadro 1 se muestran las medidas de tendencia central, de variabilidad y de forma para DA, CCCOS y CTCOS. En el caso de las medidas de tendencia central la media y mediana, éstas solo son similares para DA, para la CCCOS y el CTCOS son diferentes, lo que implica un comportamiento que se separa de una función de probabilidades (FDP) normal. En cuanto a la dimensión de la variabilidad expresada por el coeficiente de variación (CV), se observa que la variable DA presentó una variabilidad

mucho menor en comparación con las variables CCCOS y CTCOS. El sesgo y el kurtosis son medidas de forma y al estar fuera del rango de -2 y +2 indican una separación con respecto a la normalidad, lo que podría invalidar cualquier prueba que contemple a la desviación estándar dado por una FDP normal. Tanto el valor de sesgo como del kurtosis no cayeron dentro del rango esperado para una FDP normal. La variable CCCOS obtuvo un menor sesgo, que lo que significa que los datos se ajustan más a una función de probabilidades normal.

Cuadro 1. Valores de tendencia central, dispersión y de forma, para las variables densidad aparente (DA), concentración de carbono orgánico del suelo (CCCOS) y contenido de carbono orgánico del suelo (CTCOS), a partir de 152 datos equiespaciados cada 5 m.

| Parámetros | DA (t m ⁻³) | CCCOS (%) | CTCOS (Mg ha ⁻¹) |
|-------------------------------|-------------------------|-----------|------------------------------|
| Mínimo | 1.3 | 0.170 | 7.460 |
| Máximo | 1.5 | 2.490 | 106.89 |
| Rango | 0.2 | 2.320 | 99.43 |
| Mediana | 1.430 | 0.899 | 38.5245 |
| Media | 1.4309 | 0.9858 | 42.4121 |
| Desviación Estándar | 0.0477 | 0.4650 | 19.912 |
| Varianza | 0.00087 | 0.2162 | 396.489 |
| Coefficiente de Variación (%) | 3.3388 | 47.18 | 46.95 |
| Sesgo | 3.26251 | 4.82552 | 4.78807 |
| Kurtosis | -2.7729 | 2.15747 | 2.31262 |

Pruebas de bondad de ajuste

Para confirmar los resultados obtenidos en la Figura 1 y el Cuadro 1, se realizó la prueba de bondad de ajuste de Kolmogorov-Smirnov (Cuadro 2) y se aprecia que las variables DA, CCCOS y CTCOS no se ajustaron a la FDP normal, al tener un valor de p menor a 0.05 y se ajustaron a una FDP log-normal al tener un valor de p mayor a 0.05. Estos resultados concuerdan con lo encontrado por Ceyhun *et al.*, (2017), quienes en un estudio trabajando con el efecto de diferentes usos del suelo sobre el CCCOS, encontraron que los datos fueron positivamente sesgados.

Se observa que los valores medios y de desviación estándar variaron, siendo mayores para la FDP log-normal para las variables CCCOS y CTCOS, lo que puede tener un impacto sobre el CV que es obtenido del cociente entre la desviación estándar y el valor medio. Para la DA no se realizó la comparación debido a que los datos no se ajustaron a la distribución log-normal.

Cuadro 2. Prueba de bondad de ajuste de Kolmogorov-Smirnov a las funciones de probabilidad normal y log-normal para 152 datos de densidad aparente (DA), concentración de carbono orgánico del suelo (CCCOS) y contenido de carbono orgánico del suelo (CTCOS).

| Prueba | Variable | Valor de p | Media | Desviación estándar |
|------------|------------------------------|------------|---------|---------------------|
| Normal | DA (t m ⁻³) | 0.000 | 1.4309 | 0.0477 |
| | CCCOS (%) | 0.008 | 0.9858 | 0.4650 |
| | CTCOS (Mg ha ⁻¹) | 0.032 | 42.4121 | 19.912 |
| Log-normal | CCCOS (%) | 0.317 | 0.9960 | 0.5278 |
| | CTCOS (Mg ha ⁻¹) | 0.311 | 42.8555 | 22.6694 |

Obtención del número de muestras a tomar

Para determinar el tamaño de muestra necesario para trabajar con cierta precisión y permitiendo un error con respecto a la media, dada una varianza (S^2) de los datos, se aplicó la fórmula:

$$N = \frac{t^2_{\alpha, n-1} S^2}{d^2}$$

donde N es el número de muestras a tomar para obtener el valor medio con una probabilidad del 95%; t es la distribución de t de Student; $\alpha = 0.05$; $n-1$ = grados de libertad; d = desviación con respecto al valor medio, (Oliver *et al.*, 2006).

En el Cuadro 3 se puede apreciar la dependencia que existió entre la variabilidad expresada por el CV y el número de muestras a tomar o determinaciones a realizar (N). Se puede observar que el número fue diferente para las variables DA, CCCOS y CTCOS, en el caso de la DA fue un número pequeño (2). En el caso del CCCOS y CTCOS el número fue mucho más grande, debido a una varianza mayor que se tradujo en CV mayor.

Los valores de CV para el COS concuerdan con los encontrados Ceyhun *et al.*, (2017), quienes en un estudio trabajando con el efecto de diferentes usos del suelo sobre el CCCOS, encontraron que los CV variaron de 34.59 to 48.57%. Así mismo concuerdan con Dadgar *et al.*, (2014), quienes encontraron en un estudio con muestras obtenidas de 0-30 cm de profundidad, valores de CV de 50 % para CTCOS.

Se observa que el ajuste de los datos a la FDP log-normal impacto al valor de N incrementándolo. Las diferencias tan grandes encontradas en los CV de DA y CCCOS, permiten afirmar que para la determinación del CTCOS, no es necesario tomar el mismo número de muestras y/o realizar el mismo número de determinaciones de DA y CCCOS, se sugiere darle mayor importancia al número de determinaciones de CCCOS, pudiendo ser esto un ahorro en tiempo y dinero.

Cuadro 3. Relación entre los valores medios, varianza y coeficiente de variación para el cálculo del tamaño de muestra (N) para DA, CCCOS y CTCOS con las funciones de probabilidad (FDP) normal y log-normal.

| FDP | Variable | Medía | Varianza | CV | N |
|------------|-------------------------|---------|----------|---------|-----|
| Normal | DA ($t\ m^{-3}$) | 1.4309 | 0.0023 | 3.3336 | 2 |
| | CCCOS (%) | 0.9858 | 0.2162 | 47.1698 | 349 |
| | CTCOS ($Mg\ ha^{-1}$) | 42.4121 | 396.4877 | 46.9489 | 346 |
| Log-normal | CCCOS (%) | 0.996 | 0.2786 | 52.9920 | 440 |
| | CTCOS ($Mg\ ha^{-1}$) | 42.8555 | 513.9017 | 52.8973 | 439 |

Conclusiones

La variabilidad cuantificada a través del coeficiente de variación que presenta la densidad aparente del suelo es muy baja, en el caso de las variables concentración de carbono orgánico del suelo (CCCOS), es intermedia, por lo que los valores de contenido de carbono orgánico del suelo (CTCOS), presentan también una variabilidad intermedia, al ser afectados mínimamente por la baja variabilidad de la DA del suelo.

Los datos de las variables DA, CCOS y CTCOS no se ajustan a la FDP normal, solo las dos últimas se ajustan a una FDP log-normal. El número de muestras a tomar y determinaciones a realizar de DA y CCCOS para obtener el CTCOS, es diferente, siendo mucho menor (2) para DA y 440 para CCCOS, por lo que se debe poner mayor énfasis en las determinaciones de carbono en el laboratorio.

El número de determinaciones necesarias para la obtención de un valor representativo de CTCOS, es muy alto, de acuerdo con el enfoque de la estadística clásica, pero se tiene la opción de disminuir este número si las variables en cuestión presentan correlación espacial.

Agradecimientos

Se agradece a la Universidad Autónoma Chapingo, por haber financiado esta investigación a través de la Dirección General de Investigación y Posgrado.

Literatura citada

- Cerri, C. C., M. Bernoux, D. Arrouays, B. J. Feigl and M. C. Piccolo. 2000. Carbon stocks in soils of the Brazilian Amazon. pp. 33–50. *In: Lal, R., J. M. Kimble and B. A. Stewart (eds.) Global Climate Change and Tropical Ecosystems*. CRC/Lewis Publishers, Boca Raton.
- Göl, C., S. Bulut and F. Bolat. 2017. Comparison of different interpolation methods for spatial distribution of soil organic carbon and some soil properties in the Black Sea backward region of Turkey *Journal of African Earth Sciences* 134:85-91.
- Dadgar, M., E. Z. Esfahan and M. S. Rabiee. 2014. Spatial Variation of Soil Organic Carbon in Damavand Rangelands.
- Goidts, E., B. Van Wesemael and M. Crucifix. 2009. Magnitude and sources of uncertainties in soil organic carbon (SOC) stock assessments at various scales. *Eur. J. Soil Sci.* 60:723–739.
- Grimm, R., T. Behrens, M. Märker and Elsenbeer. 2008. Soil organic carbon concentrations and stocks on Barro Colorado Island digital soil mapping using Random Forests analysis. *Geoderma* 146:102–113.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2007. The physical science Basis. Contribution of working Group to the fourth Assessment Report of the environmental Panel on climate change. Miller eds. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, N. Y. USA. 996 p.
- Momtaz, H. R., A. A. Jafarzadeh, H. Torabi, S. Oustan, A. Samadi, N. Davatgar and R. J. Gilkes. 2009. An assessment of the variation in soil properties within and between landform in the Amol region, Iran. *Geoderma* 149:10-18.
- Oliver, M. A. 1987. Geostatistics and its application to soil science. *Soil Use and Management* 3:8-20.
- Quinton, J. N., G. Govers, K. Van Oost and R. D. Bardgett. 2010. The impact of agricultural soil erosion on biogeochemical cycling. *Nat. Geosci.* 3:311–314.
- Ruiz, G. A. 2002. Fijación y Almacenamiento de carbono en sistemas silvopastoriles y competitividad económica en Matiguás, Nicaragua. CATIE. Turrialba Costa –Rica. 106 p.
- Statgraphics Centurion XVI. 2010. StatPoint Technologies, Inc. United States of America.
- Walkley, A. and I. A. Black. 1947. An examination of the deghthareff method for determining soil organic and a proposed modification of chromic acid titration method. *Soil Science* 37:29-38.
- Yang, X. M., C. F. Drury, M. M. Wander and B. D. Kay. 2008. Evaluating the effect of tillage on carbon sequestration using the minimum detectable difference concept. *Pedosphere* 18:421-430.

5.4 Tasa de captura de carbono en ecosistemas forestales de *Pinus oocarpa* en la región Frailesca, Chiapas

Ruíz-Corzo Roldán¹; Aryal Deb R.^{3*}; Velázquez-Sanabria Carlos A.²; Guevara-Hernández Francisco¹; Ley de Coss Alejandro¹; Pinto-Ruiz Rene¹; Venegas-Venegas José A.³; Gómez-Castro Heriberto¹ y Morales-Ruiz Danilo¹

¹Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad Autónoma de Chiapas. Km 84.5 Carretera Ocozocoautla-Villaflores, CP 30470, Ciudad de Villaflores, Chiapas, México.

²Biodiversidad, Medio Ambiente, Suelo y Agua A.C. 5ª oriente norte No. 37, CP. 30470, ciudad de Villaflores, Chiapas, México.

³CONACYT-UNACH, Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad Autónoma de Chiapas. Carretera Ocozocoautla, Villaflores, CP 30470, Villaflores, Chiapas.

*Autor para correspondencia: debraj.aryal@hotmail.com

Resumen

Los bosques tropicales son importantes sumideros de carbono, pero la tasa de captura de carbono se ha alterado por actividades humanas. El objetivo de este estudio fue analizar la tasa de captura de carbono en ecosistemas forestales de pino (*Pinus oocarpa* Schiede) localizados en Niquidambar y Nambiyugua del municipio de Villaflores, Chiapas. Se establecieron ocho parcelas de 400 m² para muestreo de carbono y se midieron en 2010, 2014 y 2017 los variables como diámetros a la altura de pecho, altura total del árbol y densidad de madera para cuantificar la biomasa viva con ecuaciones alométricas. Se muestrearon hojarasca y madera muerta cuantificar su contenido de carbono. La tasa de acumulación de carbono en biomas aérea vario entre 1.43 y 8.24 t C ha⁻¹ año⁻¹ y se obtuvo mayor en el periodo 2014 a 2017. Los valores de incremento corriente anual fueron estadísticamente mayor que cero en los dos sitios indicando que estos bosques están actuando como sumideros importantes de carbono.

Palabras clave: *biomasa; ecuaciones alométricas; almacén de carbono; incremento corriente anual; mitigación.*

Abstract

Tropical forests are important carbon sinks but the carbon capture rates have been altered by human activities. The objective of this study was to analyze the carbon capture rate in pine forest ecosystems (*Pinus oocarpa* Schiede) located at Niquidambar and Nambiyugua in the municipality of Villaflores, Chiapas. Eight plots of 400 m² were established for carbon sampling and the variables like diameters at breast height, total tree height and wood density were measured in 2010, 2014 and 2017 to quantify the living biomass with allometric equations. Leaf litter and dead wood mass were sampled to quantify their carbon content. The carbon accumulation rates in aboveground living biomass varied between 1.43 to 8.24 t C ha⁻¹ year⁻¹ and was higher in the 2014 to 2017 period. The values of current annual increment were statistically greater than zero in both the sites indicating that these forests are acting as important carbon sinks.

Keywords: *biomass; allometric equations; carbon storage; current annual increment; mitigation.*

Introducción

Las concentraciones de CO₂ en la atmosfera sobrepasaron por primera vez las 400 ppm (NOAA, 2016).

Cambio en la tasa de remoción de carbono en biomasa y suelo de los ecosistemas terrestres tiene un efecto directo en la concentración de CO₂ en la atmósfera. Los ecosistemas forestales del mundo almacenan el 45% del carbono terrestre y contribuyen con el 50% de la producción primaria neta terrestre (Bonan, 2008). Las alteraciones en funcionamiento de estos ecosistemas pueden romper el equilibrio natural de captura y emisión de CO₂ (IPCC, 2014). Entender los patrones y procesos responsables de los cambios forestales es crucial para el diseño e implementación de políticas de mitigación (Pan *et al.*, 2011). La mayoría de los estudios en el pasado fueron enfocados a evaluar los almacenes de carbono y hay pocos estudios que evalúan la tasa de captura de carbono. La tasa de captura de carbono de los bosques naturales de Chiapas se encuentra en constantes cambios por la presión antropogénica, especialmente de las actividades agropecuarias. La estructura y composición de especies de los bosques pueden variar según el tipo e intensidad de perturbación y esto a su vez puede cambiar la tasa de captura de carbono (Aryal *et al.*, 2014).

Ante esa situación, se presenta la necesidad de cuantificar la tasa de captura de carbono a través de análisis del cambio en almacenamiento de carbono en ecosistemas de pino (*Pinus oocarpa* Schiede) en Chiapas para conservar la vegetación natural sin descartar los aspectos sociales y económicos, demandando estrategias adecuadas a situaciones particulares, que incluyan el bienestar de las personas actuales y generaciones futuras inmersas en estos ecosistemas.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El estudio se realizó en el Cerro Nambiyugua y el ejido Niquidambar, municipio de Villaflores, Chiapas, México (Figura 1). Se localiza en los límites de la Depresión Central y de la Sierra Madre de Chiapas, predominando el relieve montañoso. Representa 14.82 % de la superficie de la región Frailesca y 1.63 % de la superficie estatal, su rango altitudinal es de 400 a 2,200 msnm (INEGI, 2014).

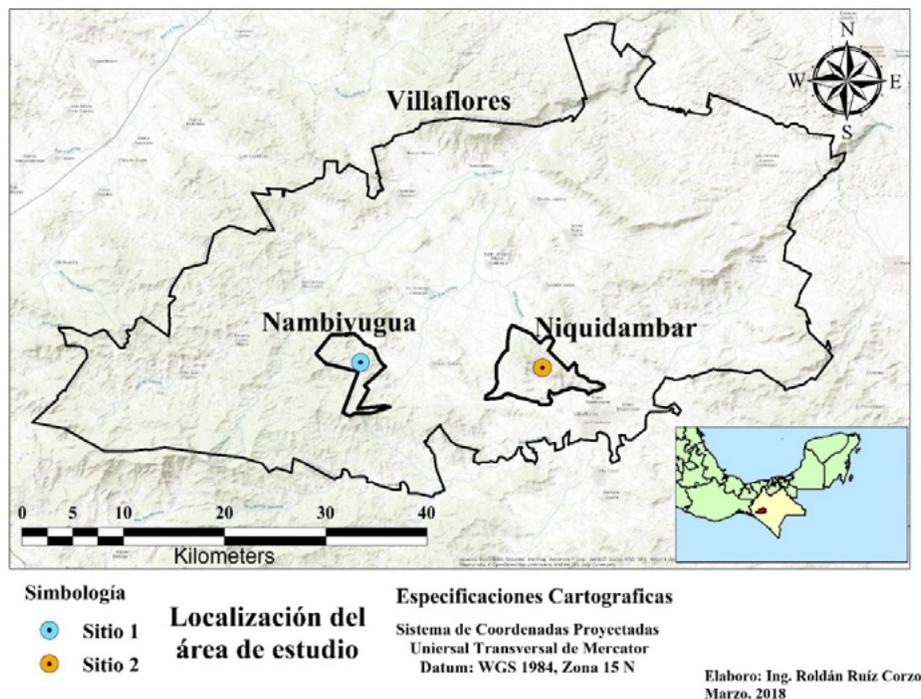


Figura 1. Localización del área de investigación.

Mediciones y cuantificaciones

Se estableció ocho parcelas de 400 m² (cuatro en Niquidambar y cuatro en Nambiyugua) en 2010 y se remedió en 2014 y 2017. Los árboles con ≥ 7.5 cm de DAP fueron medidos en un área de 400 m² y los árboles con $DAP \geq 1$ cm y < 7.5 cm fueron medido en una superficie de 100 m² en cada parcela de muestreo. La biomasa viva aérea de cada árbol individual se calculó usando la DAP, altura total y densidad de madera utilizando ecuaciones alométricas publicadas (Ecuación 1: Cairns *et al.*, 2003; Ecuación 2: Návar, 2009; Ecuación 3: Ayala, 1998 y Ecuación 4: Chave *et al.*, 2014).

$$AGB = ((\exp(-2.12605+0.868\ln(DBH^2TH))\rho/\rho_m))/100 \quad (1)$$

$$AGB = (0.1354)*(DBH^{2.3033})/1000 \quad (2)$$

$$AGB = (0.058)*(DBH^2)*TH^{0.919}/1000 \quad (3)$$

$$AGB = (0.0673*(P*D^2H)^{0.976}) \quad (4)$$

donde *AGB* es biomasa aérea del árbol (Mg peso seco); DBH el diámetro a la altura de pecho (cm); TH la altura total del árbol (m); ρ es densidad de madera (g cm⁻³) y ρ_m la densidad de madera de los árboles usados para generar la ecuación.

Con el motivo de elegir la ecuación con mejor ajuste con los datos de campo, se realizó un análisis de regresión lineal entre la biomasa estimada y la función de diámetro, altura total del árbol y densidad de madera. Las ecuaciones de Chave *et al.* (2014) y de Cairns *et al.* (2003) fueron las ecuaciones con mayor bondad de ajuste con nuestros datos los árboles (Figura 2).

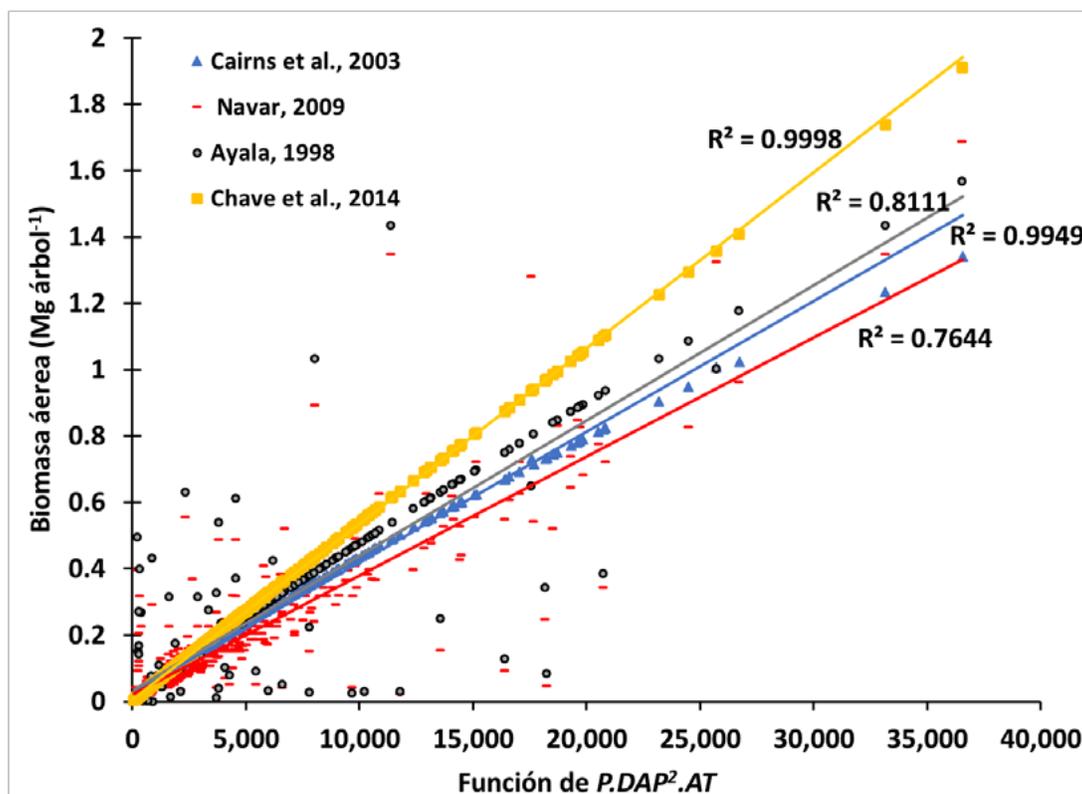


Figura 2. Relación entre biomasa área por árbol (Mg⁻¹) y función de densidad de madera, diámetro a la altura de pecho y altura total, con diferentes ecuaciones alométricas.

La biomasa raíces se estimó utilizando las ecuaciones alométricas propuesta por Cairns *et al.* (1997):

$$BR = \exp(-1.085 + 0.956 \ln(AGB)) \quad (5)$$

donde BR es biomasa de raíces (kg de peso seco) y AGB es biomasa viva aérea (kg de peso seco).

Una vez calculados los valores de biomasa, se procedió a estimar el carbono acumulado, multiplicando la biomasa por 0.47 que representa la concentración de carbono promedio (Pompa-García, 2016).

Los materiales leñosos caídos, fueron determinados de acuerdo con la metodología de intersección lineal. Se consideró material leñoso caído a todas las ramillas, ramas y troncos que se ubicaron tendidos sobre la superficie del terreno, separadas de su fuente original (no pegadas al tronco) y acumuladas a ras de suelo de 0 cm hasta 2 m de altura. Se midió este material en cada uno de los sitios de estudio y en los cuatro transectos orientados hacia cada punto cardinal considerando su pendiente, medida desde el centro del sitio hasta el punto final. El volumen de madera muerta se calculó usando la Ecuación 6 (Van Wagner, 1968).

$$V = \frac{\pi^2}{8L} \sum_{i=1}^n d_i^2 \quad (6)$$

donde: V es volumen de madera muerta ($m^3 \text{ ha}^{-1}$); L la longitud de la línea de muestreo (m) y d_i los diámetros de madera muerta en la intersección (cm).

El peso seco de la madera muerta se calculó aplicando densidad de madera según el estado de descomposición. Se aplicaron densidades de madera de 0.52, 0.48, 0.35 y 0.23 g cm^{-3} , respectivamente según su dureza y estado de descomposición (Gutiérrez, *et al.*, 2010; Reyes *et al.*, 1992). El contenido de carbono de la biomasa de madera muerta se calculó utilizando un factor de 0.47 (Fonseca *et al.*, 2011). La hojarasca se midió en una serie de puntos (ocho) en los mismos sitios y transectos donde se muestreo el material leñoso caído con la diferencia que la medición de la hojarasca se realizó en solo dos puntos por transecto con una separación de 2 y 4 m entre puntos, consistió en coleccionar el mantillo, compuesto por una capa de hojarasca y una capa en descomposición, con eso un total de 16 muestras (8 de hojas frescas y 8 de humus) fueron colectados por sitio. Para ello se utilizó un cuadrante de 30 x 30 cm^2 . Para el secado de las muestras se utilizaron bolsas de papel estraza que contenía el material y se colocaron en estufa a 70°C durante 72 horas. El almacén de hojarasca se obtuvo de acuerdo con la fórmula siguiente:

$$AH = \left(\frac{PS(g)}{A(m^2)} \right) \times 100.$$

donde, AH es almacén de hojarasca (t ha^{-1}); PS el peso seco (g) y A el área de muestreo (0.09 m^2).

El resultado obtenido se convirtió en carbono usando diferentes % C, 0.39 para la capa fresca y fragmentada, y 0.27 para la capa en descomposición (Orihuela-Belmonte *et al.*, 2013).

Las diferencias en el almacén entre mediciones (2014 – 2010 y 2017 – 2014) divididas por el tiempo fueron consideradas como las tasas de acumulación de carbono (incremento corriente anual, ICA) en cada reservorio.

Resultados y Discusión

Carbono aéreo

Los resultados muestran diferentes cantidades de carbono, con diferentes ecuaciones utilizadas (Cuadro 1), donde las ecuaciones por Chave *et al.* (2014) y Cairns *et al.* (2003) se observa mayor

cantidad de carbono ($t C ha^{-1}$) en las dos zonas de estudio, en cada fecha de medición, mientras que con la ecuación de Navar (2009) y Ayala (1998) se obtuvieron los valores más bajos. La cantidad de carbono almacenado en biomasa aérea coinciden con lo obtenido por Velázquez (2015), con $92.37 t C ha^{-1}$ y con los datos que maneja CATIE (2014) quienes reportan rangos de 32 a $121 t C ha^{-1}$ para bosque mesófilo y de 80 a $106 t C ha^{-1}$ para bosque de pino en dos comunidades de Villaflores, Chiapas.

Cuadro 1. Carbono aéreo ($t C ha^{-1}$) con diferentes ecuaciones alométricas en dos zonas de estudio para cada año de medición.

| Sitios de estudio | Carbono aérea $t ha^{-1}$ | | | Ecuaciones alométricas |
|-------------------|---------------------------|-------|-------|-------------------------------|
| | 2010 | 2014 | 2017 | |
| Nambiyugua | 33.04 | 46.65 | 71.37 | (Cairns <i>et al.</i> , 2003) |
| | 28.12 | 43.23 | 62.38 | (Navar, 2009) |
| | 35.18 | 50.88 | 75.15 | (Ayala, 1998) |
| | 38.72 | 59.15 | 90.20 | (Chave <i>et al.</i> , 2014) |
| Niquidambar | 25.65 | 31.38 | 52.34 | (Cairns <i>et al.</i> , 2003) |
| | 23.76 | 30.80 | 46.19 | (Navar, 2009) |
| | 26.17 | 32.40 | 56.52 | (Ayala, 1998) |
| | 27.50 | 35.15 | 60.00 | (Chave <i>et al.</i> , 2014) |

Incremento Corriente Anual (ICA)

La mayor tasa de acumulación de carbono en tres reservorios fue en el período del 2014 al 2017 en los dos conglomerados de estudio y el valor menor se reflejó en el período de 2010 a 2014 (Cuadro 1). Al analizar el ICA entre los períodos con ANOVA de una vía, si hubo diferencia significativa en Niquidambar $F(2.9) = 11.67$, $P = 0.003$, a su vez en Nambiyugua no hay diferencia significativa entre períodos $F = 2.93$, $P = 0.118$. En el análisis no paramétrico Wilcoxon matched pair test se obtuvieron valores de $N = 24$, $T = 0.00$, $Z = 4.29$, y $P = 0.000018$, donde se demuestra que los valores de incremento son significativamente mayores que cero en todos los reservorios excepto materia leñosa caída. Los valores encontrados de tasa de acumulación de carbono en Nambiyugua coinciden con los publicados por Alberto y Elvir (2008), en bosque denso en Opatoro, Honduras, y para el sitio de Niquidambar los valores son similares a los que reportaron los mismos autores en bosque denso en Cabañas, Honduras.

Cuadro 1. Promedio de las tasas de incremento corriente anual de cuatro reservorios de carbono ($t C ha^{-1}$) en diferente período de medición y sitios de estudio. Los valores entre paréntesis indican respectivas desviaciones estándares.

| Parámetros de ICA | $t C ha^{-1} año^{-1}$ | | |
|---------------------------|------------------------|------------|-------------|
| | 2010-2014 | 2014-2017 | 2010-2017 |
| Nambiyugua | | | |
| ICA Aéreo | 3.40(2.65) | 8.24(4.91) | 5.48(1.50) |
| ICA Raíces | 0.99(0.77) | 2.01(1.36) | 1.43(0.47) |
| ICA Hojarasca | nd | nd | 0.45(0.46) |
| ICA Material Leñoso Caído | -0.28(0.37) | 0.47(0.47) | 0.04(0.09) |
| Niquidambar | | | |
| ICA Aéreo | 1.43(0.86) | 6.99(1.90) | 3.81(1.28) |
| ICA Raíces | 0.42(0.25) | 1.65(0.95) | 0.95(0.46) |
| ICA Hojarasca | nd | nd | 0.25(0.42) |
| ICA Material Leñoso Caído | -0.26(0.0.21) | 0.14(0.11) | -0.09(0.11) |

ICA: Incremento corriente anual, nd: No hay datos.

Conclusiones

El almacenen de carbono con el tiempo aumento gradualmente, pero esto varió entre sitios de estudio, dado que en Niquidambar se ha reportado pastoreo ocasional de ganado bovino lo que hace más lenta la acumulación de carbono. Los bosques de pino de las zonas de estudio son importantes sumideros de carbono demostrado por el incremento corriente anual (ICA) es mayor a cero. Por lo tanto, el aumento de los reservorios de carbono en ecosistemas forestales de pino en la zona de estudio contribuye de manera positiva en la mitigación emisiones de CO₂.

Literatura citada

- Alberto, D. M, y J. A. Elvir. 2008. Acumulación y fijación de carbono en biomasa aérea de *Pinus oocarpa* en bosques naturales en Honduras. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (INIA). Sistema y Recursos Forestales. 17:67-78.
- Aryal, D. R., B. H. De Jong, S. Ochoa-Gaona, L. Esparza-Olguin and J. Mendoza-Vega. 2014. Carbon stocks and changes in tropical secondary forests of southern Mexico. *Agriculture Ecosystems and Environment* 195:220-230.
- Ayala, R. 1998. Ecuaciones para estimar biomasa de pinos y encinos en la meseta central de Chiapas. Tesis. Universidad Autónoma Chapingo.
- Bonan, G. B. 2008. Forests and Climate Change: Forcings, Feedbacks, and the Climate Benefits of Forests. *Science* 320:1444-1449.
- Cairns, M. A., I. Olmsted, J. Granados and J. Argaez. 2003. Composition and aboveground tree biomass of a dry semi-evergreen forest on Mexico's Yucatan Peninsula. *Forest Ecology and Management* 186:125-132.
- Cairns, M. A., S. Brown, E. H. Helmer and G. A. Baumgardner. 1997. Root biomass allocation in the world's upland forests. *Oecologia* 111:1-11.
- CATIE (Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza). 2014. Cuantificación de servicios ambientales en dos comunidades de la cuenca El Tablón, Chiapas, Sur de México. Reporte de consultoría dentro del proyecto: Implementación de estrategias y actividades de manejo de los recursos naturales en el Municipio de Villaflores, Chiapas para la adaptación y mitigación al cambio climático.
- Chave J., M. Réjou-Méchain, A. Búrquez, E. Chidumayo, M. S. Colgan, W. BC. Delitti, A Duque, T. Eid, P. M. Fearnside, R. C. Goodman, M. Henry, A. Martínez-Yrizar, W. A. Mugasha, H. C. Muller-Landau, M. Mencuccini, B. W. Nelson, A. Ngomanda, E. M. Nogueira, E. Ortiz-Malavassi, R. Pélissier, P. Ploton, C. M. Ryan, J. G. Saldarriaga and G. Vieilledent. 2014. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. 46 p.
- Fonseca, W., J. M. Rey-Benayas and F. E. Alice. 2011. Carbon accumulation in the biomass and soil of different aged secondary forests in the humid tropics of Costa Rica. *Forest Ecology Management* 262:1400-1408.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2014. Conjunto Nacional de Uso de Suelo y Vegetación a escala 1: 250,000, Serie V, DGG-INEGI, México.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2014. Cambio climático 2014: Impactos, adaptación y vulnerabilidad – Resumen para responsables de políticas. Contribución del Grupo de trabajo II al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. Field, C. B., V. R. Barros, D. J. Dokken, K. J. Mach, M. D. Mastrandrea, T. E. Bilir, M. Chatterjee, K. L. Ebi, Y. O. Estrada, R. C. Genova, B. Girma, E. S. Kissel, A. N. Levy, S. MacCracken, P. R. Mastrandrea y L. L. White (eds.). Organización Meteorológica Mundial, Ginebra, Suiza, 34 p.
- Návar, J. 2009. Allometric equations and expansion factors for tropical dry forest trees of eastern Sinaloa, Mexico. *Trop Subtrop Agroecosyst* 10:45-52
- NOAA. 2016. Trends in Atmospheric Carbon Dioxide (En línea). Earth Sysmen Research Laboratory of NOAA.
- Orihuela-Belmonte, D. E., B. H. J. de Jong, J. Mendoza-Vega, J. Van der Wal, F. Paz-Pellat, L. Soto-Pinto and A. Flamenco-Sandoval. 2013. Carbon stocks and accumulation rates in tropical secondary forests at the scale of community, landscape and forest type. *Agric. Ecosyst. Environ.* 171:72-84.
- Pan, Y., R. A. Birdsey, J. Fang, R. Houghton, P. E. Kauppi, W. A. Kurz, O. L. Phillips, A. Shvidenko, S. L. Lewis, J. G. Canadell, P. Ciais, R. B. Jackson, S. W. Pacala, A. D. McGuire, S. Piao, A. S. Rautiainen and D. S. Hayes. 2011. A Large and Persistent Carbon Sink in the World's Forests. *Science*. 333:988.
- Velázquez, S. C. A. 2015. Efecto de las actividades agropecuarias y forestales en el almacenamiento de carbono en ecosistemas de Villaflores, Chiapas. Tesis para obtener el grado de maestro en ciencias en producción agropecuaria tropical. Universidad Autónoma de Chiapas Facultad de Ciencias Agronómicas Campus V. 88 p.



5.5 Viabilidad de implementación de proyectos forestales de captura de carbono en Xilitla, San Luis Potosí, México

Orta-Salazar Carolina¹; Aguirre-Salado Carlos A.² y Reyes-Hernández Humberto³

¹Programa Multidisciplinario de Posgrado en Ciencias Ambientales. Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Manuel Nava No. 201, Zona Universitaria, CP. 78210 San Luis Potosí, SLP, México.

²Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Manuel Nava No.8, Zona Universitaria, CP. 78290 San Luis Potosí, SLP, México.

³Facultad de Ciencias Sociales y Humanidades, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Av. Industrias #101-A Fracc. Talleres, CP. 78399, San Luis Potosí, SLP, México.

Autor para correspondencia: caroorta@gmail.com

Resumen

México está interesado en promover la puesta en marcha de proyectos forestales de captura de carbono y la norma NMX-AA-173-SCFI-2015 instrumenta el procedimiento para llevarlos a cabo. Este trabajo presenta un planteamiento metodológico para la implementación de la norma, a través de la determinación de áreas elegibles para la captura de carbono, así como la estimación del potencial teórico de captura considerando la densidad de la vegetación forestal natural circundante. Para ello, se combina información satelital y datos auxiliares mediante el uso de Sistemas de Información Geográfica para determinar el potencial de captura en los predios elegibles dentro de la Región Prioritaria para la Conservación Xilitla. Los resultados obtenidos indican que de los 55 predios incluyendo ejidos, comunidades y pequeños propietarios que se encuentran dentro de la RPCX, solo cinco ejidos resultan viables para la implementación de proyectos de captura de carbono.

Palabras clave: *Landsat; áreas no forestales; Thiessen; densidad forestal; proyecto de carbono.*

Abstract

Mexico is interested on developing forest carbon capture projects and the policy NMX-AA-173-SCFI-2015 was designed to carry them out. This work presents a methodological approach for the implementation of that policy, through determining eligible areas for carbon capture, as well as, estimating theoretical potential of capture considering the density of surrounding natural forest vegetation. Therefore, satellite imagery and auxiliary data were combined by using Geographic Information Systems to determine the potential of capture in eligible lands within protected area named "Priority Region for Conservation Xilitla". The results revealed that of the 55 land properties including ejidos, communities and small owners that are within the RPCX, only five ejidos are viable for the implementation of carbon capture projects.

Key words: *Landsat; non-forested areas; Thiessen; forest density; carbon project.*

Introducción

La captura de carbono es una estrategia reconocida por el Panel Intergubernamental del Cambio Climático (IPCC) para mitigar el calentamiento global reduciendo la acumulación de gases de efecto invernadero (GEI) en la atmósfera producidos por actividades antropogénicas (Watson *et al.*, 2000). En México, de acuerdo con el último informe oficial del inventario nacional de emisiones de gases y compuestos de efecto invernadero, durante el periodo de 1990 a 2012, la captura de carbono por recuperación de tierras forestales fue de 12 Mt de CO₂ (INECC, 2015).

México tiene una amplia experiencia en proyectos que utilizan la tecnología satelital enfocado al monitoreo de la cobertura arbórea (Valdez Lazalde *et al.*, 2006; Aguirre-Salado *et al.*, 2012; Torres-Rojas *et al.*, 2016) y de suelo (de Jong *et al.*, 2010; Cartus *et al.*, 2014; Gebhardt *et al.*, 2014, Camacho-Sanabria *et al.*, 2015). Las imágenes Landsat han sido utilizadas para el cálculo de estimaciones de biomasa aérea, a través del desarrollo de relaciones empíricas entre la biomasa aérea y otras características del bosque e índices espectrales, como el índice de vegetación de diferencias normalizadas (NDVI) obtenido con datos satelitales (Aguirre-Salado, 2007, 2013; Gizachew *et al.*, 2016). Sin embargo, es necesario tomar algunas consideraciones al momento de realizar análisis con imágenes Landsat. El pre-procesamiento intenta minimizar estos efectos a través de una corrección absoluta (Young *et al.*, 2017).

Por su parte, el objetivo de la Norma Mexicana para el registro de proyectos forestales de carbono y la certificación del incremento en el acervo de carbono (NMX-AA-173-SCFI-2015) es implementar proyectos que involucren actividades de incremento en la captura de carbono con respecto a la línea base de un proyecto. Entre los criterios que se deben cumplir para aplicar esta norma se encuentran que las áreas tengan bajas densidades de biomasa forestal, i.e. terrenos no forestales o en algún estadio sucesional de vegetación secundaria y que además, esta situación se haya mantenido en los últimos 5 años a la fecha de inicio de la realización del proyecto forestal de carbono (DOF, 2015). El objetivo de este estudio es realizar una propuesta metodológica costo eficiente para identificar áreas específicas con potencial de captura de carbono que cumplan con los criterios establecidos en la norma, a través del análisis de imágenes satelitales Landsat actuales y definir el potencial teórico de captura de carbono en dichas áreas. Esta propuesta pretende aplicarse para actividades elegibles de la Norma que comprenden la restauración forestal, como es la reforestación, la forestación y la regeneración forestal.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El estudio se realizó en el Área Natural Protegida "Región Prioritaria para la Conservación Xilitla" (RPCX) ubicada en Xilitla, San Luis Potosí, México. Esta área se decretó como Reserva Forestal Nacional Porción Boscosa de Xilitla con una superficie de 29 885 ha. Tiene una superficie de bosques templados (pino, encino y oyamel) de 4 808 ha, así como 3 183 ha de bosques mesófilos o de niebla, mientras que 11 001 ha y 5 060 ha corresponden a terrenos agrícolas y pastizales, respectivamente (Reyes-Hernández *et al.*, 2016).

Metodología

Se emplearon dos imágenes satelitales Landsat (escena 026/045) obtenidas del Servicio Geológico Estadounidense USGS GloVis (<https://glovis.usgs.gov/>). La primera del sensor Landsat 5 Thematic Mapper del 13 Abril del 2011 y la segunda con el sensor Landsat 8 Operational Land Imager del 29 de Abril del 2017. La escena Landsat 5 TM se transformó de número digital a radianza y posteriormente reflectancia; mientras que la escena Landsat 8 OLI se transformó directamente a reflectancia exoatmosférica adimensional. Para minimizar el efecto topográfico, la reflectancia exoatmosférica adimensional de ambas imágenes se normalizó mediante el algoritmo de corrección C que simula el registro de la reflectancia en condiciones planas, para lo cual se empleó un modelo digital de elevación de 30 m de resolución espacial (Teferi *et al.*, 2010, Aguirre-Salado *et al.*, 2012 y 2017). Se realizaron imágenes compuestas en falso color para identificar visualmente la variabilidad espectral y espacial de las diferentes coberturas y así facilitar la selección de los píxeles de las clases de interés durante la etapa de clasificación de la imagen.

Uno de los criterios para selección de las áreas elegibles para aplicación de la Norma es que el sitio haya permanecido sin cobertura forestal por lo menos 5 años anteriores a la propuesta. Para identificar esta característica se seleccionó el parámetro de porcentaje de cobertura vegetal para clasificar las imágenes, considerándose con presencia forestal $\geq 25\%$ de cobertura o ausencia o áreas no forestales $\leq 25\%$ de cobertura vegetal. Se seleccionaron 15 campos de entrenamiento o subclases y se clasificaron en dos categorías, Forestal y No forestal. Para cada una de las categorías se determinaron 4 diferentes firmas espectrales (Forestal_1, Forestal_2, Forestal_3 y Forestal_4 y así respectivamente para No_Forestal). Para clasificar la imagen satelital se empleó el algoritmo k-vecino más cercano (kNN, por sus siglas en inglés) ($k=7$) en 8 clases temáticas. Los resultados de la clasificación fueron comparados con el mapa de densidad de carbono elaborado por Cartus *et al.* (2014), para evaluar la coherencia en los valores. Posteriormente las áreas clasificadas en las dos imágenes (2011) se agruparon en dos categorías: forestales y no forestales. Para obtener las áreas que permanecieron sin cobertura forestal durante los últimos 5 años, se intersecaron los mapas obtenidos de área no forestal para las escenas 2011 y 2017. La fiabilidad de la clasificación supervisada se evaluó mediante la construcción de matrices de confusión con datos de 100 sitios distribuidos al azar (François Mas *et al.*, 2003 y Chicas *et al.*, 2016).

Para obtener el potencial de captura de carbono de las áreas no forestales se empleó el mapa de vegetación y uso de suelo del Inventario Estatal Forestal y de Suelos (CONAFOR, 2015), y el mapa nacional de densidad de carbono arbóreo aéreo (Cartus *et al.*, 2014). El propósito del mapa de vegetación y uso de suelo fue obtener los valores estadísticos del contenido de carbono al unirlos con el mapa de densidad de carbono forestal y de esta manera calcular los valores estadísticos de contenido de carbono (MgC/ha) de las áreas consideradas forestales, de manera que se obtuvieron los valores máximos, mínimos y promedio por polígono con vegetación forestal.

Posteriormente, se calcularon los centroides de cada polígono de uso de suelo forestal para determinar el área de influencia (polígonos de Thiessen/Voronoi) de la vegetación predominante para cada polígono del área potencial de captura de carbono (áreas no forestales) obtenidos previamente. Para el cálculo de la densidad de carbono arbóreo aéreo potencial (MgC ha⁻¹) que podrían alcanzar las áreas elegibles, se consideró la media entre la densidad máxima y la densidad promedio de carbono de acuerdo a los datos del mapa nacional de contenido de carbono forestal (Cartus *et al.*, 2014) calculados para cada polígono de influencia en el que se encuentra cada una de las áreas elegibles.

El carbono forestal extrapolado a la hectárea es asumido para cada uno de los polígonos de influencia dentro del área de interés. Posteriormente, se intersecaron los polígonos de influencia que contienen el valor de la densidad de carbono arbóreo aéreo por hectárea, contra las áreas elegibles. Finalmente, empleando datos del Registro Agrario Nacional (2009) sobre el tipo de tenencia de la tierra (ejidal, comunal, y propiedad privada), se discriminaron aquellos polígonos que tuvieran registrado algún tipo de conflicto agrario.

Resultados

Áreas potenciales para captura de carbono

Se logró identificar dentro de la Región Prioritaria para la Conservación Xilitla RPCX, una superficie de 2,136.1 ha como áreas no forestales que presentan las condiciones de densidades de cobertura forestal menor al 25% entre el periodo de abril del 2011 a abril del 2017. La validación del mapa de áreas elegibles obtuvo una exactitud general del 95% (François Mas *et al.*, 2003 y Chicas *et al.*, 2016).

Cuadro 1. Total de superficie analizada en condiciones no forestales dentro de la RPCX.

| Tipo de propiedad | Área (ha) | Área (%) |
|-------------------|-----------|----------|
| Comunidad | 269.88 | 12.63 |
| Ejido | 908.47 | 42.53 |
| Propiedad privada | 957.72 | 44.84 |
| Total general | 2136.1 | 100.00 |

Potencial de captura de carbono en las áreas de interés

Este cálculo se realizó bajo el supuesto de que la recuperación de dichas áreas no forestales se realizarán acorde a la afinidad vegetal más próxima definida previamente con los polígonos de Thiessen y asumiendo que la restauración no alcanzará las cantidades máximas de densidad de carbono reportadas, dado que estas altas densidades son probablemente resultados de años de conservación (Hughes *et al.*, 1999), pero que con las acciones necesarias alcanzarán a ser mayores al promedio reportado, utilizando la fórmula de cálculo descrita en la metodología. Este potencial se considera el posible a lograr en el largo plazo (≥ 20 años) considerando una tasa de incremento anual de biomasa sobre el suelo conservadora de $1.6 \text{ MgC ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, la cual ha sido reportada en la literatura como un rango alcanzable en los bosques húmedos tropicales (De Jong *et al.*, 2010). Para calcular el carbono en términos de CO_2 se multiplicó el carbono por el factor 3.66. Derivado del análisis, solo cinco ejidos cumplen con las condiciones de elegibilidad, que son tenencia regularizada y áreas no forestales en los últimos 5 años (Cuadro 2).

Cuadro 2. Cálculo potencial de captura de carbono y CO_2 para los ejidos que cumplen los criterios de elegibilidad y factibilidad.

| Tipo de propiedad Ejidos regularizados | Superficie de área elegible (ha) | Potencial de captura de carbono C (Mg) | Potencial de captura de CO_2 (t) |
|---|-------------------------------------|---|--|
| Soledad de Zaragoza | 162.57 | 5 352.58 | 19 590.44 |
| Miramar | 124.31 | 3 829.16 | 14 014.73 |
| Ollita del pino | 83.68 | 2 749.09 | 10 061.67 |
| Coronel Castillo | 66.05 | 2 475.57 | 9 060.59 |
| Apetzco | 23.84 | 725.19 | 2 654.20 |
| Total | 460.45 | 15 131.59 | 55 381.62 |

Discusión

Anteriormente, se han realizado estudios en la RPCX para estimar a nivel regional el potencial de captura de carbono, empleando el mapa de uso de suelo y vegetación a escala 1:250 000 y valores estándar del IPCC, con tres niveles de detalle (Tier 1, Tier 2, Tier 3) (Balderas *et al.*, (2014). Las estimaciones del potencial de captura de carbono en áreas no forestales para pastizales y áreas agrícolas fueron muy diferentes entre cada nivel de confiabilidad utilizado (Cuadro 3).

Cuadro 3. Potencial de captura de carbono en la RPCX por tipo de vegetación y actividad principal según Balderas *et al.* 2014.

| Clasificación del área | Actividad | Superficie (ha) | Potencial $\text{tCO}_2\text{eq año}^{-1}$ | Nivel de detalle IPCC |
|------------------------------|---------------|--------------------|---|--------------------------|
| Áreas agrícolas y pastizales | Reforestación | 6 820 | 25 727 | Tier 1 |
| Áreas agrícolas y pastizales | Agroforestal | 6 820 | 5 989 | Tier 2 |
| Áreas agrícolas y pastizales | Agroforestal | 6 820 | 13 895 | Tier 3 |

Para realizar un ejercicio comparativo con este estudio, se obtuvo el promedio de la tasa de potencial de captura de carbono total por año, aplicando el supuesto que la región presenta la tasa de crecimiento reportada por De Jong *et al.* (2010) para bosques húmedos tropicales siendo de $1.6 \text{ tC ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. El resultado se aproxima al obtenido con el nivel de precisión Tier 3 de Balderas *et al.*, (2014) (Cuadro 4).

Cuadro 4. Potencial de captura de carbono en la RPCX de este estudio.

| Clasificación del área | Superficie (ha) | Potencial tC total | Potencial tCO_2eq^1 total | No de años ² | Potencial teórico $\text{tCO}_2\text{eq año}^{-1}$ |
|---|-----------------|--------------------|---|-------------------------|--|
| Áreas no forestales ($\leq 25\%$ de cobertura vegetal) | 2 136 | 68 807 | 251 835 | 20.13 | 12 510 |

¹ Obtenido de multiplicar la cantidad de total de carbono por el factor de equivalencia 3.66.

² Considerando la tasa de crecimiento de $1.6 \text{ tC ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ (De Jong *et al.*, 2010) en bosques húmedos tropicales.

Esta propuesta metodológica utiliza datos locales de densidad de biomasa por píxel y arroja resultados que se acercan a un nivel de precisión Tier 3, sin necesidad de llevar a cabo un levantamiento de datos en campo, lo que incrementaría sustancialmente el costo del proyecto. Otra ventaja es que el nivel de análisis de la información que permite ubicar localmente los sitios específicos con mayor potencial para este tipo de proyectos. Y finalmente, otro aspecto importante de este trabajo es que la estimación del potencial de captura de carbono no es generalizada como en estudios anteriores, sino calculada de manera local, ya que cada polígono elegible tiene su propio valor del potencial de captura de carbono con base en el tipo de vegetación forestal circundante más cercana, gracias a la definición de áreas de influencia realizada a través de los polígonos de Thiessen. Por lo que, si un área es restaurada con las especies adecuadas a su medio y con buenas prácticas de manejo, en un cálculo muy conservador, resulta muy probable que alcance al menos, tres cuartiles respecto a la biomasa máxima registrada para esa área.

Conclusiones

Los resultados obtenidos han permitido inferir la viabilidad de la propuesta de un proyecto forestal de captura de carbono para su promoción e implementación a escala local y estimar una línea base de una forma costo-eficiente. A diferencia de otros estudios elaborados para determinar el potencial de captura de carbono, en éste se incluyeron en el análisis tres de los requerimientos básicos para la aplicación de la Norma: primero, verificar la continuidad en las condiciones del suelo en los últimos 5 años anteriores, segundo, comprobar el derecho de la propiedad del predio y tercero, verificar el cumplimiento con la legislación y normatividad vigentes. Esta propuesta metodológica pretende hacer más eficiente la detección de sitios para la implementación de la Norma Mexicana para el registro de proyectos forestales de carbono y la certificación del incremento en el acervo de carbono (NMX-AA-173-SCFI-2015), así como estimar un potencial de captura de carbono que permita dar un panorama a los interesados en este tipo de proyectos sobre la factibilidad y expectativas de su proyecto. Los cálculos presentados en este trabajo son conservadores, dado que en este tipo de mercado es de suma importancia considerar los riesgos y factores que pueden influir para alcanzar una meta comprometida, sobre todo si el proyecto pretende comercializar créditos de carbono ex-ante.

Literatura citada

- Aguirre-Salado, C. A. 2007. Almacenamiento de carbono en bosques manejados de *Pinus patula*: Estimación mediante percepción remota. Tesis de Maestría. Colegio de Postgraduados, Texcoco, Edo. de México. 25 p.
- Aguirre-Salado, C. A.; E. J. Trevino-Garza, O. A. Aguirre-Calderón, J. Jiménez-Pérez, M. A. González-Tagle, L. Miranda-Aragón, J. R. Valdez-Lazalde, A. I. Aguirre-Salado and G. Sánchez-Díaz. 2012. Forest Cover Mapping in North-Central Mexico: A Comparison of Digital Image Processing Methods. *Giscience & Remote Sensing* 49:895-914.
- Aguirre-Salado, C. A. 2013. Modelación geoespacial de variables de densidad forestal. Tesis de Doctorado. Universidad Autónoma de Nuevo León, facultad de Ciencias forestales, Linares, Nuevo León, México. 35 p.

- Aguirre-Salado, C. A.; C. Soubervielle-Montalvo, L. Miranda-Aragón, J. A. Flores-Cano, H. Méndez-Cortés, M. Pompa-García and H. Reyes-Hernández. 2017. Improving identification of areas for ecological restoration for conservation by integrating USLE and MCDA in a GIS-environment: A pilot study in a priority region northern Mexico. *ISPRS International Journal Of Geo-Information*, 6 doi:10.3390/ijgi6090262.
- Balderas A., D. Ross, J. C. Hernández y H. de Alba. 2014. Estimación y valoración de los acervos y potencial de captura de carbono en cuatro áreas protegidas de la Sierra Madre Oriental. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) y Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH. México.
- Cartus, O., J. Kellndorfer, W. Walker, C. Franco, J. Bishop, L. Santos, L. And J. M. Fuentes. 2014. A National, Detailed Map of Forest Aboveground Carbon Stocks in Mexico. *Remote Sensing*, 6:5559 doi:10.3390/rs6065559.
- Chicas, S. D., K. Omine and P. Saqui. 2016. CLASlite algorithms and social surveys to asses and identify deforestation and forest degradation in Toledo's protected areas and forest ecosystems, Belize. *Applied Geography* 75:144-155.
- CONAFOR (Comisión Nacional Forestal). 2015. Cartografía de los recursos forestales 1:50 000 municipio de Xilitla y Aquismon, Inventario Estatal Forestal y de Suelos – San Luis Potosi 2014. SEMARNAT-CONAFOR.
- De Jong, B., C. Anaya, O. Maser, M. Olguín, F. Paz, J. Etchevers, R. D. Martínez, G. Guerrero and C. Balbontín. 2010. Greenhouse gas emissions between 1993 and 2002 from land-use change and forestry in Mexico. *Forest Ecology and Management* 260:1689-1701 doi:10.1016/j.foreco.2010.08.011.
- DOF. (Diario Oficial de la Federación). (15 de Junio de 2015). Norma Mexicana para el registro de proyectos forestales de carbono y la certificación del incremento en el acervo de carbono (NMX-AA-173-SCFI-2015). Obtenido de Diario Oficial de la Federación: <http://www.economia-nmx.gob.mx/normas/nmx/2010/nmx-aa-173-scfi-2015.pdf>
- François-Mas, J., J. Reyes Díaz-Gallegos y A. Pérez Vega. 2003. Evaluación de la confiabilidad temática de mapas o de imágenes clasificadas: una revisión. *Investigaciones geográficas* 51:53-72.
- Gebhardt, S., T. Wehrmann, M. A. M. Ruiz, P. Maeda, J. Bishop, M. Schramm, R. Kopeinig, O. Cartus, J. Kellndorfer, R. Ressler, L. A. Santos and M. Schmidt. 2014. MAD-MEX: Automatic Wall-to-Wall Land Cover Monitoring for the Mexican REDD-MRV Program Using All Landsat Data. *Remote Sensing* 6:3923-3943 doi:10.3390/rs6053923.
- Gizachew, B., S. Solberg, E. Næsset, T. Gobakken, O. M. Bolland, J. Breidenbach, E. Zahabu and E. W. Mauya. 2016. Mapping and estimating the total living biomass and carbon in low-biomass woodlands using Landsat 8 CDR data. *Carbon balance and management* 11:1-13 doi: 10.1186/s13021-016-0055-8.
- Hughes, R. F., J. B. Kauffman and V. J. Jaramillo. 1999. Biomass, carbon, and nutrient dynamics of secondary forests in a humid tropical region of Mexico. *Ecology* 80:1892-1907.
- INECC y SEMARNAT (Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático-Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2015. Primer Informe Bienal de Actualización ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el cambio Climático. México: Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático y Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Reyes, H. H., R. E. Galarza, D. E. G. Torres, S. F. J. Sahagún, V. J. A. de Nova. 2016 Proyecto de fortalecimiento de las acciones de restauración del bosque de niebla en la RPC Xilitla. Programa de conservación de especies en riesgo (PROCER) 2016 Región noreste y Sierra Madre Oriental. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP). México.
- Teferi, E., S. Uhlenbrook, W. Bewket, J. Wenningerm and B. Simane, 2010. The Use of Remote Sensing to Quantify Wetland Loss in the Choke Mountain Range, Upper Blue Nile Basin, Ethiopia. *Hydrology and Earth System Sciences* 14:2415-2428 doi:10.5194/hess-14-2415-2010
- Torres-Rojas, G., M. F. Romero-Sánchez, E. Velasco-Bautista y A. González-Hernández, A. 2016. Estimación de parámetros forestales en bosques de coníferas con técnicas de percepción remota / Forest parameter estimation in conifer forests using remote sensing techniques. *Revista Mexicana De Ciencias Forestales* 7:7-24.
- Valdez-Lazalde, J., M. J. González-Guillén y H. de los Santos-Posadas. 2006. Estimación de cobertura arbórea mediante imágenes satelitales multiespectrales de alta resolución/ Tree Crown cover estimation using high resolution multispectral satellite images. *Agrociencia* 40:383-394.
- Watson, R. T., I. R. Noble, B. Bolin, N. H. Ravindranath, D. J. Verardo and D. J. Dokken. 2000. IPCC Special Report on Land Use, Land-Use Change and Forestry. Cambridge, IPCC: 375 p.
- Young, N. E., R. S. Anderson, S. M. Chignell, A. G. Vorster, R. Lawrence and P. H. Evangelista. 2017. A survival guide to Landsat preprocessing. *Ecology* 98:920-932 doi: 10.1002/ecy.1730

5.6 Papel del parque ecológico de la Ciudad de México como sumidero de carbono

Manríquez-Guzmán Diana L.¹ y Cano-Santana Zenón¹

¹Laboratorio de Interacciones y Procesos Ecológicos, Departamento de Ecología y Recursos Naturales, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. Universidad 3000, Circuito Exterior S/N, Ciudad Universitaria, Delegación Coyoacán, CP 04510, Ciudad de México, México.

Autor para correspondencia: dlmanriquez18@gmail.com

Resumen

El Área Natural Protegida “Parque Ecológico de la Ciudad de México” (PECM) constituye un pulmón de la ciudad y una zona de infiltración de agua para la capital del país, pero se desconoce cómo los tipos de vegetación que alberga (matorral xerófilo conservado, matorral xerófilo perturbado y bosque de encino) contribuyen a la captura de C. Se buscó conocer el papel del PECM como sumidero de C a través del cálculo de la fitomasa aérea obtenido por medio de proyecciones de almacén de biomasa realizados previamente en el adyacente Parque Ecoguardas, análisis dimensional y cosecha. Para el encinar se elaboraron modelos que predijeran la biomasa aérea total a partir de la cobertura, área basal y densidad de los árboles. Se encontró que el matorral conservado almacena en total 3 887 Mgps y 1 826 MgC. El matorral sucesional almacena 74.9 ± 43.0 Mgps ha^{-1} y 33.8 ± 21.5 MgC ha^{-1} . En el encinar se encontró que la suma del área basal de los árboles (ΣAB) es el mejor predictor para calcular biomasa seca total (WT): $WT = 6094.2 (\Sigma AB) + 285.1$ ($r^2 = 0.612$, $P < 0.005$), y que éste acumula 629.2 ± 1.1 Mg ps/ha y 295.7 ± 0.49 Mg C/ha. Agrupando los datos, el PECM almacena 91 483 Mg de biomasa seca aérea y 42 998 MgC. Los valores encontrados se ubican dentro de los intervalos reportados en la literatura.

Palabras clave: biomasa; sumidero de carbono; ecuaciones alométricas; servicios ecosistémicos.

Abstract

The Natural Protected Area "Parque Ecológico de la Ciudad de México" (PECM) constitutes a lung of the city and an area of water infiltration for the capital of the country, but it is unknown how the types of vegetation it harbors (preserved xerophilous scrub, disturbed xerophilous scrub and oak forest) to the capture of C. We sought to know the role of the PECM as C sink through the calculation of the aerial phytomass obtained through biomass storage projections made previously in the adjacent "Parque Ecoguardas", dimensional analysis and harvest. For the holm oak forest, models were developed that could predicted the total aerial biomass from the coverage, basal area and density of the trees. It was found that the preserved scrub stores a total of 3 887 Mgps and 1 826 MgC. The successional shrub stores 74.9 ± 43.0 Mgps ha^{-1} and 33.8 ± 21.5 MgC ha^{-1} . In the oak forest it was found that the sum of the basal area of trees (ΣAB) is the best predictor to calculate total dry biomass (WT): $WT = 6094.2 (\Sigma AB) + 285.1$ ($r^2 = 0.612$, $P < 0.005$), and that it accumulates 629.2 ± 1.1 Mgps ha^{-1} and 295.7 ± 0.49 MgC ha^{-1} . Grouping the data, the PECM stores 91 483 Mg of aerial dry biomass and 42 998 MgC. The values found are within the ranges reported in the literature.

Key words: biomass; carbon sink; allometric equations; ecosystem services.

Introducción

Una forma de mitigar el cambio climático es a través de la conservación de la cobertura vegetal que funciona como sumidero de carbono, ya que tiene la capacidad de secuestrarlo y transformarlo en biomasa para su desarrollo mediante el proceso de fotosíntesis (Odum, 2006; Fernández, 2008).

En 1989 al sur de la zona urbana de la Ciudad de México (Cd. Mx.) se decretó como Área Natural Protegida el Parque Ecológico de la Ciudad de México (Mendoza-Hernández *et al.*, 2016). En este parque, entre los servicios ecosistémicos que ofrece, se encuentra el aumento de la calidad del aire, el aprovisionamiento de agua y el almacenamiento de carbono, crucial para una megalópolis como la Cd. Mx. que libera una alta cantidad de CO₂ a la atmósfera (Cañas y Cárdenas, 2013). Actualmente se desconoce el contenido de carbono almacenado en biomasa aérea en el PECM, así como su potencial como sumidero de carbono. Por lo anterior, la presente investigación contribuye a la valoración de este servicio ecosistémico.

El objetivo general de este trabajo es conocer el papel de la porción principal del PECM (85% = 506.7 ha) como sumidero de carbono y su capacidad para reducir C atmosférico en tres tipos de vegetación: matorral xerófilo conservado (MXC), perturbado (MXP) y bosque de encino.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El Parque Ecológico de la Ciudad de México (727.61 ha) representa una parte del Pedregal del Xitle, se localiza al sur de la zona urbana de la Cd. Mx, al norte de la delegación Tlalpan (19°16'23"–19°14'37"N, 99°14'35"–99°10'31"O, 2450–2850 m s.n.m; Figura 1). El clima es templado subhúmedo con una temperatura media de 15°C y una precipitación anual de 1000 mm repartida en una temporada de lluvias (mayo–octubre) y una de secas (noviembre–abril) (Mendoza-Hernández *et al.*, 2013). Domina el matorral xerófilo, donde son evidentes las especies *Pittocaulon praecox*, *Verbesina virgata*, *Bouvardia ternifolia* y *Sedum oxypetalum*. En las partes más altas, y en menor proporción, se encuentra el bosque de *Quercus* en el que codominan *Q. crassipes*, *Q. rugosa* y *Q. laurina* (GOCM, 2016).

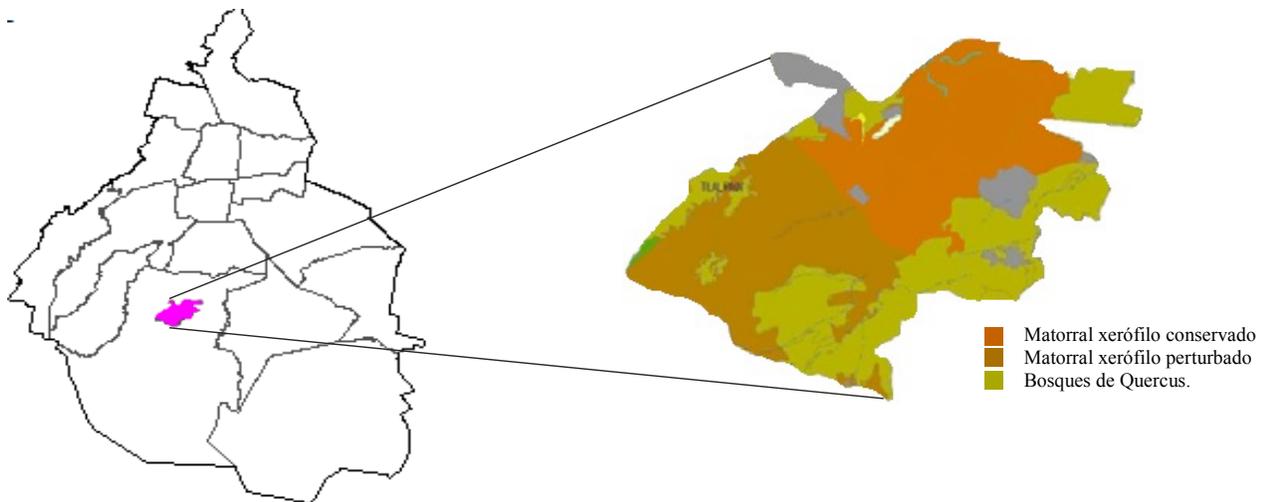


Figura 1. Localización y tipos de vegetación en la porción principal (85%) del Parque Ecológico de la Ciudad de México.

Métodos

Los métodos se separaron de acuerdo con el tipo de vegetación. Para MXC se utilizaron proyecciones de la biomasa obtenida por Orozco-Flores y Cano-Santana (2017) para el Parque Ecoguardas, adyacente al PECM, el cual registra las mismas condiciones ambientales.

En el MXP se hizo un muestreo aleatorio estratificado durante 2016 y 2017 en nueve cuadros de 100 m² dentro del cual se muestrearon los árboles. A su vez dentro del cuadro de 10 × 10 m se seleccionó al azar un subcuadro de 5 × 5 m donde se midieron arbustos y dos subcuadros de 1 × 1 m, en el que se cosechó el estrato bajo (<30 cm de altura). El estrato bajo se realizó a través de cosecha, donde se pesa directamente cada componente. Para árboles y arbustos se hizo análisis dimensional, en el cual se usaron las ecuaciones obtenidas por Cano-Santana (1994) y L.A. Orozco-Flores (no publicado). Estos modelos determinan la biomasa leñosa (a partir del DAP o área basal de sus tallos, en secas) y foliar (a partir de la longitud de los retoños foliares, en lluvias) por separado.

Por otro lado, para calcular la biomasa de bosque se construyeron modelos lineales que permiten predecir la biomasa total aérea dentro de un cuadro de 100 m² (de los estratos arbóreo + arbustivo + bajo) según el número de árboles, su área basal y su cobertura. Los datos fueron tomados de los encinares del Parque Ecoguardas obtenidos por L.A. Orozco-Flores (no publ.). A su vez, en el PECM se seleccionaron aleatoriamente 30 cuadros de 10 × 10 m, en los cuales se registró: diámetro de la copa (d), diámetro perpendicular a la copa (d_1) y perímetro a la altura del pecho. La cobertura (cob) se calculó como: $Cob = \left(\frac{d_1 + d_2}{4}\right)^2 (\pi)$ y el área basal con la ecuación: $AB = (\pi) \left(\frac{p \cdot p^2}{4}\right)$, estas variables fueron utilizadas en los modelos construidos para calcular la biomasa aérea total de cada cuadro. Los datos de biomasa se transformaron a contenido de carbono, utilizando la constante de concentración de carbono (0.47) reportada por el IPCC (2000). El área que ocupa cada tipo de vegetación se calculó con el programa Mapa digital V6.3 (INEGI, 2017).

Resultados y Discusión

Orozco-Flores y Cano-Santana (2017) calculan para el MXC del Parque Ecoguardas un almacén de biomasa de 28.2 Mgps ha⁻¹ y 13.2 MgC ha⁻¹. Para el MXC del PECM se calculó una superficie de 137.8 ha, dada su área se almacenó un total 3887.14 Mg de biomasa área.

En el MXP el estrato arbóreo aportó 54.25 ± 44 Mgps ha⁻¹. *Quercus rugosa* fue la especie dominante (86%) (Figura 2a). En este estrato la mayor parte de la biomasa se concentró en el leño (66%, 35.87 ± 0.30 Mg ha⁻¹), pues sólo el 34% restante lo aportaron los retoños foliares (18.38 ± 0.26 Mg ha⁻¹) (Figura 2). El estrato arbustivo aportó 16.29 Mg/ha de biomasa aérea. *Verbesina virgata* fue la especie dominante (66%), pues acumuló 12.98 ± 0.41 Mgps ha⁻¹ (Figura 2b). En el estrato bajo se cosecharon 47 especies de plantas que aportaron en conjunto $1.39 \pm 3.9 \times 10^{-5}$ Mgps ha⁻¹, de los cuales el 30% es aportado por *Muhlenbergia robusta*, la especie dominante, con $0.37 \pm 0.70 \times 10^{-4}$ Mg ha⁻¹.

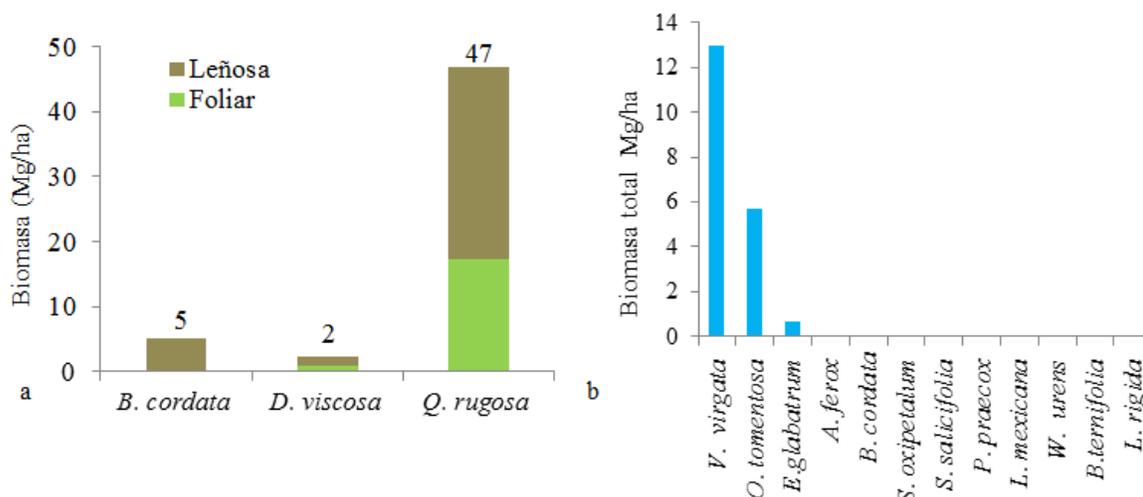


Figura 2. Aportación de cada especie a la biomasa aérea del estrato arbóreo (a) y arbustivo (b) del matorral xerófilo perturbado en el Parque Ecológico de la Ciudad de México. Los números encima de las barras señalan la aportación de cada especie vegetal en Mg/ha. Datos de muestreo realizados en 2016-2017. Datos promedio de nueve cuadros.

De acuerdo con lo anterior, el MXP almacenó 74.91 ± 43.0 Mgps ha^{-1} , que equivale a 33.81 ± 21.5 MgC ha^{-1} . Para este tipo de vegetación se calculó una superficie de 259.2 ha por lo que almacena en total 18 649 Mgps ha^{-1} y 8765 MgC ha^{-1} .

En el bosque de encino de todas las variables del estrato arbóreo probadas para explicar la biomasa aérea de la vegetación, se encontró que solamente el área basal de los árboles explica significativamente tanto la biomasa aérea seca total como la del estrato arbóreo, en tanto que ni la cobertura ni la densidad de árboles predicen la biomasa aérea de ningún estrato (Cuadro 1).

Cuadro 1. Resultados de las regresiones lineales entre rasgos del estrato arbóreo para predecir biomasa total del bosque de encino del Parque Ecológico de la Ciudad de México. Se presenta coeficiente de determinación y su valor de *P* asociado.

| Variable independiente | Variable dependiente | r^2 | <i>P</i> |
|------------------------|----------------------|--------|----------|
| Cobertura | Biomasa total | 0.192 | 0.198 |
| Área Basal | Biomasa total | 0.612 | 0.022 |
| Densidad | Biomasa total | <0.001 | 0.441 |
| Cobertura | Biomasa árboles | 0.239 | 0.219 |
| Área Basal | Biomasa árboles | 0.621 | 0.020 |
| Densidad | Biomasa árboles | 0.004 | 0.880 |
| Cobertura | Biomasa arbustos | 0.022 | 0.729 |
| Área Basal | Biomasa arbustos | 0.156 | 0.333 |
| Densidad | Biomasa arbustos | 0.002 | 0.909 |
| Cobertura | Biomasa estrato bajo | 0.010 | 0.879 |
| AB | Biomasa estrato bajo | 0.050 | 0.593 |
| Densidad | Biomasa estrato bajo | 0.094 | 0.460 |

Datos de muestreo realizados en 2016. N=30.

La ecuación que estima la biomasa aérea total (W_T , en kgps/100 m^2) a partir de la suma de las áreas basales de los árboles (ΣAB , en $\text{m}^2/100 \text{m}^2$) en el bosque de encinos es: $W_T = 6094.2 (\Sigma AB) + 285.1$ ($r^2 = 0.612$, $P < 0.005$, $n = 30$; Figura 3a). Por otra parte, la ecuación que predice la biomasa de árboles en un cuadro de 100 m^2 (W_A , en kgps/100 m^2) a partir de la suma de las áreas basales de los árboles (ΣAB , en $\text{m}^2/100 \text{m}^2$) en el bosque de encinos es: $W_A = 6176.4 (\Sigma AB) + 190.5$ ($r^2 = 0.621$, $P < 0.02$, $n = 30$) (Figura 3b). De acuerdo con el modelo obtenido, el bosque de encino acumuló en promedio $629.17 \pm$

1.06 Mgps ha⁻¹, lo que equivale a 295.70 ± 0.49 MgC ha⁻¹. Dada la superficie que tiene (109.6 ha), el bosque de encinos del PECM almacena 68 948 Mgps y 32 406 MgC.

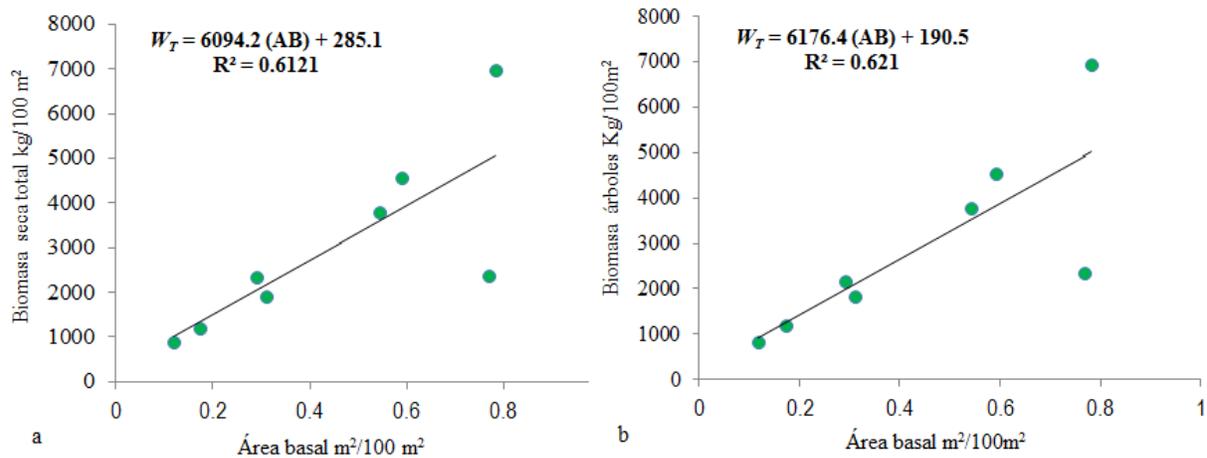


Figura 3. Relación entre el área basal (AB) de los árboles y la biomasa seca aérea total (W_T) (a) y biomasa seca área de árboles (b) en cuadros de bosque de 100 m², basado en datos de Orozco-Flores (no publ.) para un bosque adyacente de Parque Ecoguardas, Cd. Mx. $N = 8$. Datos de muestreo realizados 2012.

Al agrupar los datos se encuentra que la porción principal del PECM (506.7 ha) almacena 91 484 Mgps de biomasa aérea, lo que corresponde a 42 998 MgC (Cuadro 2).

Cuadro 2. Almacenes de biomasa aérea (Mgps) y carbono (MgC) en cada tipo de vegetación de la porción principal del Parque Ecológico de la Ciudad de México (Datos de 2017).

| Tipo de vegetación | Biomasa (Mgps ha ⁻¹ ± e.e.) | Carbono (Mg ha ⁻¹ ± e.e.) | Área (ha) | Almacén de biomasa (Mgps) | Almacén de C (MgC) |
|------------------------------|--|--------------------------------------|-----------|---------------------------|--------------------|
| Bosque de encino | 629.17 ± 1.06 | 295.70 ± 0.49 | 109.6 | 68 948 | 32 406 |
| Matorral xerófilo perturbado | 71.94 ± 43.16 | 33.80 ± 21.50 | 259.23 | 18 649 | 8 765 |
| Matorral xerófilo conservado | 28.2 | 13.2 | 137.81 | 3 886 | 1 827 |
| Total | - | - | 506.64 | 91 484 | 42 998 |

En comparación con otros estudios, se observa que el valor promedio de almacén de biomasa 28.2 Mg ha⁻¹ del MXC es similar al obtenido en el matorral xerófilo del Bosque de Tlalpan (21.5 Mgps ha⁻¹; Santiago-Romero y Rojas-García, 2013), que forma parte del Pedregal del Xitle. Asimismo, está por encima del registrado en las zonas áridas del desierto de Sonora (6.7 y 23.78 Mgps ha⁻¹; Búrquez y Martínez-Yrizar, 2011), pero dentro del rango registrado por Becerril-Pina *et al.* (2014) en las zonas semiáridas de Dolores Hidalgo, Guanajuato (20.53-42.2 Mgps ha⁻¹). Por otro lado, se observa que la biomasa registrada para MXP (71.94 ± 43.0 Mg ha⁻¹) es más alta al rango reportado en matorrales. Esto se debe a que en el MXP hay parches de encinos jóvenes, los cuales aportan más biomasa y C. Los bosques jóvenes tienen una alta tasa de crecimiento, lo que los convierte en importantes entidades de secuestro de carbono (Avilés, 1995).

El bosque de encino acumula más biomasa y C en el PECM (629.17 ± 1.06 Mgps ha⁻¹ y 295.70 MgC ha⁻¹), 8.7 veces más que el MXP y 22 veces más que el MXC. Los valores están por encima de lo establecido para el Parque Ecoguardas (450 Mgps ha⁻¹ y 211 MgC ha⁻¹) (Orozco-Flores y Cano-

Santana, 2017), La Reserva de la Biosfera El Cielo, Tamaulipas (219.3 Mgps ha⁻¹ y 110 MgC) (Rodríguez-Laguna, 2009) y el Parque Nacional El Chico, Hidalgo (179 Mgps ha⁻¹ y 106 MgC ha⁻¹) (Rodríguez, 2013), lo cuales también son bosques de encino, pero son similares a los del bosque tropical de la Reserva Bubu en Perak, Malasia (501.74 Mgps ha⁻¹ y 225.55 MgC ha⁻¹) (Majid, 2015), y los bosques templados del Himalaya, India (505-593 Mgps ha⁻¹) (Adhikari *et al.* 1995), sin embargo, los valores de C del PECM están por debajo de lo calculado para los bosques templados de la Cordillera de los Andes en Chile (622.1 Mg C/ha) y en la Cordillera de la Costa (423.9 MgC ha⁻¹) (Schlegel, 2001). Se observa que existe una gran variación en la acumulación de biomasa aérea y C, esta variación depende de variables como la edad (Nowak *et al.*, 2002), la estructura, la composición de la vegetación (Santiago-Romero y Rojas-García, 2013) y por supuesto del grado de intervención humana (Schlegel, 2001).

Conclusiones

El PECM representa un sumidero de carbono, pues almacena en su porción principal 91 483 Mgps de biomasa seca aérea y secuestra 42 998 Mg de carbono en sus partes aéreas. Un valor de C significativo que contribuye a la mitigación de gases de efecto invernadero en una megalópolis como la Ciudad de México, además de que mejora la calidad del aire, controla la temperatura y aumenta el bienestar de los capitalinos.

Literatura citada

- Adhikari, B. S., Y. S. Rawat and S. P. Singh. 1995. Structure and function of high altitude forests of Central Himalaya I. Dry matter dynamics. *Annals of Botany* 75:237-248.
- Avilés, B. V. 1995. Investigaciones para el tratamiento silvícola y manejo de renovables de Nothofagas en la zona centro de Chile. *Ciencia e investigación Forestal* 9:91-102.
- Becerril-Piña, R., E. González-Sosa, C. A. Mastachi-Loza, C. Díaz-Delgado y N. M. Ramos-Salinas. 2014. Contenido de carbono en un ecosistema semiárido del centro de México. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios* 1:9-18.
- Búrquez, A. and A. Martínez-Yrizar. 2011. Accuracy and bias on the estimation of aboveground biomass in the woody vegetation of the Sonoran Desert. *Botany* 89:625-633.
- Cañas, R. J. A. y M. S. A. Cárdenas. 2013. Cuenca de México: megalópolis y biodiversidad en un hábitat en riesgo. *Veredas* 27:123-159.
- Fernández, N. E. 2008. Sistemas silvopastorales establecidos con *Pinus radiata* D. don y *Betula alba*: Productividad, biodiversidad y sumideros de carbono. Tesis de Doctorado. Escuela Politécnica Superior, Universidad de Santiago de Compostela, Santiago, España. 234 p.
- GOCM (Gaceta Oficial de la Ciudad de México). 2016. Programa de Manejo del Área Natural Protegida con categoría de Zona sujeta a Conservación Ecológica, "Parque Ecológico de la Ciudad de México". *Gaceta Oficial de la Ciudad de México* 161:1-17
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2017. Mapa digital de México V.6.3. <http://gaia.inegi.org.mx/mdm6/> (Consulta: mayo 04, 2017).
- Majid, A. S. 2015. Aboveground biomass and carbon stock estimation in logged-over lowland tropical forest in Malaysia. *International Journal of Agriculture, Forest and Plantation* 1:1-15.
- Mendoza-Hernández, P. E., A. Orozco-Segovia, J. A. Meave, T. Valverde and M. Martínez- Ramos. 2013. Vegetation recovery and plant facilitation in a human-disturbed lava field in a megacity: searching tools for ecosystem restoration. *Plant Ecology* 214:153-167.
- Nowak, D., J. Stevens, S. Sisinni and C. Luley. 2002. Effects of urban tree management and species selection on atmospheric carbon dioxide. *Journal of Arboriculture* 28:113-122.
- Odum, H. 2006. Niveles tróficos y calidad de energía. Universidad de Florida. 45 p.
- Orozco-Flores, L. A. (no publ.). Fitomasa aérea y almacén de carbono en dos unidades de vegetación del ANP Ecoguardas, Tlalpan, D.F. (México). Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México.
- Orozco-Flores L. A. y Z. Cano-Santana. Almacén de carbono del matorral xerófilo y del encinar del ANP Ecoguardas, Ciudad de México. pp. 547-552. *In: Paz-Pellat, F. y R. Torres (eds.) Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2017.* Programa Mexicano del Carbono, Centro de Investigación y Educación Superior de Ensenada y Universidad Autónoma de Baja California, México.
- Rodríguez-Laguna, R., J. Jiménez-Pérez, O. A. Aguirre-Calderón, E. J. Treviño-Garza y R. Razo-Zárate. 2009. Estimación de carbono almacenado en el bosque de pino-encino en la Reserva de la Biósfera El Cielo, Tamaulipas, México. *Revista de Sociedad, Cultura y Desarrollo Sustentable* 5:317-327.
- Rodríguez, S. V. M. 2013. Estimación dasométrica de carbono almacenado en un bosque de *Abies religiosa* (H.B.K) Schl. et Cham. del paraje el Cedral del Parque Nacional "El Chico", Hidalgo. Tesis de licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F. 113 p.



Santiago-Romero, A. y F. Rojas-García. 2013. Estimación del contenido de carbono en la zona ecológica y cultural Bosque de Tlalpan, Distrito Federal. pp. 149-154. *In:* Paz-Pellat, F., J. Wong-Gonzalez, M. Bazan y V. Saynes. (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2013. Programa Mexicano del Carbono, Colegio de Postgraduados, Universidad Autónoma de Chapingo, Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey, México, Schlegel, B. 2001. Estimación de la biomasa y carbono en bosque del tipo forestal siempreverde. Universidad Austral de Chile, Valdivia.

5.7 Determinación de almacenes de carbono en suelos de áreas verdes urbanas en zonas áridas

Guillen-Cruz Gabriela¹; Fernández-Luqueño Fabián¹ y Flores-Rentería Dulce²

¹Grupo de Sustentabilidad de los Recursos Naturales y Energía, Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, Unidad Saltillo. Av. Industria Metalúrgica 1062, Parque Industrial Ramos Arizpe, C.P. 25900, Coahuila, México.

²CONACyT-CINVESTAV, Unidad Saltillo. Av. Industria Metalúrgica 1062, Parque Industrial Ramos Arizpe, C.P. 25900, Coahuila, México.

Autor para correspondencia: yaahid.flores@cinvestav.edu.mx

Resumen

El suelo de las áreas verdes (AV) urbanas en zonas áridas funciona como almacén natural de carbono de manera que puede contribuir a mitigar el cambio climático. Con el objetivo de conocer el potencial de almacén de carbono en el suelo y su flujo de salida conforme el tipo de vegetación en AV, se determinaron el carbono orgánico (COS) y la respiración del suelo (R_S) en cuatro AV con vegetación nativa y cuatro AV con vegetación exótica de empresas del Parque Industrial Ramos Arizpe. En cada AV se instalaron trampas de NaOH para determinar la R_S y se obtuvieron muestras de suelo para determinar COS, entre otras características fisicoquímicas del suelo. También se estimaron valores de R_S y COS para el área total del Parque Industrial. La R_S y el COS fueron significativamente mayores en AV con vegetación exótica en comparación con la vegetación nativa. La tasa de R_S y la concentración de COS para el total de AV con vegetación nativa del Parque Industrial fueron menores ($0.0003 \text{ kg de C-CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ y 4.05 kg m^{-2} , respectivamente) en comparación con el total de AV con vegetación exótica ($0.0006 \text{ kg de C-CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ y 15.60 kg m^{-2} , respectivamente). Estos resultados sugieren que utilizar vegetación nativa en las AV de zonas áridas tiene el potencial de liberar una menor cantidad de carbono a la atmósfera y almacenarlo en el suelo durante más tiempo, en comparación con la vegetación exótica.

Palabras clave: *respiración del suelo; carbono orgánico del suelo; vegetación nativa; vegetación exótica.*

Abstract

Soils of urban green areas (UGA) in arid zones work as a natural carbon store so that it can contribute to mitigate climate change. In order to know the potential of soil carbon storage and its output flow according to the vegetation type in UGA, soil organic carbon (SOC) and soil respiration (R_S) were determined in four UGA with native vegetation and four UGA with exotic vegetation in the Ramos Arizpe Industrial Park. NaOH traps were installed to determine the R_S in each UGA and soil samples were obtained to determine SOC, as well as other soil physicochemical characteristics. R_S and SOC values were also estimated for the total area of the Industrial Park. The R_S and the SOC were significantly higher in UGA with exotic vegetation compared with native vegetation. The R_S rate and the concentration of SOC for the total of UGA of the Industrial Park with native vegetation were lower ($0.0003 \text{ kg de C-CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ y 4.05 kg m^{-2} respectively) in comparison with the total of AV with exotic vegetation ($0.0006 \text{ kg de C-CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ y 15.60 kg m^{-2} respectively). These results suggest that using native vegetation in the UGA of arid zones has the potential to release less carbon to the atmosphere and stored in the soil it for longer time, compared to exotic vegetation.

Key words: *soil respiration; soil organic carbon; native vegetation; exotic vegetation.*

Introducción

El incremento de la temperatura en el planeta durante el último siglo se ha relacionado con el cambio climático asociado a un origen antropogénico, principalmente causado por el aumento de gases de efecto invernadero (GEI) en la atmósfera, siendo el dióxido de carbono (CO₂) el principal contribuyente (Kong *et al.*, 2014). Unas de las estrategias para disminuir la concentración de CO₂ en la atmósfera es el mantenimiento y promoción de almacenes naturales de carbono en el suelo. En este sentido, el suelo representa tanto la principal reserva de carbono del planeta con 1460 GT, como también uno de los mayores flujos de CO₂ a la atmósfera, a través de la R_S (Yang *et al.*, 2014). El almacenamiento de carbono en el suelo depende del equilibrio entre las entradas y las pérdidas de carbono y de múltiples factores bióticos (vegetación, actividad microbiana, etc.), abióticos (clima y características del suelo) y antropogénicos (uso y manejo del suelo; Albaladejo *et al.*, 2012).

Los ecosistemas de zonas áridas representan el 10.6% de la superficie terrestre y aproximadamente el 30% de las poblaciones humanas viven en zonas áridas y semiáridas en constante expansión (Koerner and Klopatek, 2002). A pesar de la importancia que tienen los suelos en el ciclo biogeoquímico del carbono, la mayoría de los estudios están enfocados en ecosistemas agrícolas y naturales, prestando poca atención en los almacenes de carbono de ecosistemas urbanos (Weissert *et al.*, 2016), los cuales están formadas por el suelo y la vegetación (exótica y nativa). El tipo de vegetación es uno de los factores que determina el grado de secuestro de carbono en el suelo, por lo que una de las estrategias de manejo del suelo incluye la selección de especies apropiadas para cada región, ya que cada una difiere en su capacidad para capturar, almacenar y liberar carbono (Livesley *et al.*, 2016).

En particular, se sabe poco sobre el potencial que tienen las especies exóticas (específicamente los sistemas de pasto) y nativas (cactáceas, arbustos, etc.) para favorecer el almacenamiento de carbono en el suelo de áreas verdes situadas en zonas áridas. Por consiguiente, el objetivo de esta investigación es cuantificar el potencial de almacenamiento de carbono en áreas verdes urbanas, a través de la determinación de la R_S y COS en sistemas con plantas nativas y exóticas. Esta información es importante para determinar el tipo de plantas que promueven el almacenamiento de carbono en el suelo y reducen las pérdidas de carbono hacia la atmósfera.

Materiales y Métodos

Área de estudio

La investigación se realizó en áreas verdes urbanas del Parque Industrial Ramos Arizpe, ubicado en la ciudad de Ramos Arizpe al sureste del estado de Coahuila. De acuerdo con la clasificación de la UNESCO (Hernández, 2006) el clima del área de estudio es árido; presenta una temperatura media anual de 14 a 18°C y una precipitación media anual de 300 a 400 mm. El 45.27% del suelo se puede clasificar como litosol, que se caracteriza por su profundidad menor a 10 cm, limitada por la presencia de roca, tepetate o caliche endurecido (INEGI, 2004). El tipo de vegetación predominante es matorral, en donde su cobertura está dominada cactáceas (p. ej. *Opuntia sp.*; *Echinocereus*; *Echinocactus*), suculentas (p. ej. *Agave lechuguilla*), y abustivas (p. ej. *Dasyilirion sp.* y *Larrea tridentata*, entre otros).

El Parque Industrial Ramos Arizpe, cuenta con una extensión aproximada de 4.80 km² y 83 empresas e instituciones, siete de las cuales participan en el presente estudio. Cuatro de dichas empresas cuentan con AV con vegetación nativa (Zf Sachs Automotive México -ZF-, Cinvestav -CVN-, Arysta Lifescience -ARS-, e Inductotherm -IND-) y cuatro con AV con vegetación exótica (Universidad Tecnológica de Coahuila -UTC-, Cinvestav -CVE-, Yanfeng Automotive Interiors -YF-, e Internacional de Aceros Térmicos -PAT-). Las AV con vegetación nativa del presente estudio se caracterizan por la presencia de diversas especies de cactáceas (e.g. *Mammillaria sp.*, *Opuntia sp.*),

agaves (e.g. *Agave lechuguilla*), arbustivas (e.g. *Leucophyllum frutescens*), y arbóreas (e.g. *Prosopis glandulosa*) propias de las regiones áridas y semiáridas de México. Por el contrario, las AV con vegetación exótica presentan una cobertura de pastos exóticos (e.g. pasto bermuda -*Cynodon dactylon*-). Asimismo, se realizaron encuestas a los encargados de las AV con el fin de conocer el historial de manejo de las mismas.

Determinación de almacenes de carbono en áreas verdes

En cada AV se establecieron tres puntos de muestreo en los que se determinó la R_S y posteriormente se colectaron 500 gr de suelo en los primeros 10 cm de profundidad (24 puntos, ocho sitios con vegetación exótica o nativa \times tres puntos de muestro por sitio). Las muestras de suelo se tamizaron con malla de 2 mm en el laboratorio para las determinaciones futuras.

La R_S fue determinada en el mes de octubre del 2017, con una temperatura ambiental promedio de 28°C, y sin precipitaciones durante el tiempo de muestreo. En cada punto de muestreo se utilizaron trampas de hidróxido de sodio (NaOH), con un área de 169 cm² y en cada una se colocó un frasco con 20 ml de NaOH (0.5 M) y un frasco con 20 ml de agua destilada para mantener la humedad relativa dentro de la misma. Las trampas se dejaron en incubación durante 72 horas y posteriormente se determinó la cantidad de CO₂ liberada por el suelo con una titulación con ácido clorhídrico (HCl 0.5 M).

Se determinó el COS con el método de Walkley-Black (Sarkar and Haldar, 2005). Adicionalmente se determinó la cantidad de carbono inorgánico (CIS) y nitrógeno total (NT) del suelo por los métodos de combustión con detección por absorción infrarroja y por combustión con detección por absorción infrarroja y conductividad térmica respectivamente, en el laboratorio de análisis químicos del CINVESTAV Unidad Saltillo. La materia orgánica del suelo (MOS) se determinó por el método de calcinación a 400°C durante cuatro horas. La humedad del suelo fue determinada por pérdida de peso secando las muestras al horno a 105°C, durante 48 horas. La densidad aparente se determinó a partir del método descrito por Soriano y Pons (2004).

Análisis de datos

Las reservas de COS (kg m⁻²) se calcularon considerando la cantidad de COS, la densidad aparente y la profundidad de la capa superior del suelo.

Los valores obtenidos de R_S , COS, CIS y carbono total del suelo (CT) fueron extrapolados a la superficie total de las AV según su tipo de vegetación de las empresas involucradas en el estudio y posteriormente a la superficie total de las AV del Parque Industrial Ramos Arizpe.

Se determinaron las diferencias entre los factores “tipo de vegetación” (nativas vs exóticas) y dentro de cada tipo de vegetación la influencia de cada “empresa”, mediante Análisis de Varianza (ANOVA) de una vía ($P < 0.05$). Para determinar diferencias significativas entre las medias se utilizó la prueba de honestidad de Tukey's. También, se realizaron análisis de correlación de Pearson's entre la R_S y las variables bióticas y abióticas. Todos los análisis estadísticos se realizaron con el software STATISTICA V10.0.

Resultados y Discusión

Efecto del tipo de vegetación en las áreas verdes del Parque Industrial Ramos Arizpe en la respiración del suelo y los factores que la controlan

Las AV del Parque Industrial Ramos Arizpe con vegetación exótica presentaron una mayor R_S (0.0006 kg de C-CO₂ m⁻² día⁻¹), en comparación con las AV con vegetación nativa (0.0004 kg de C-

CO₂ m⁻² día⁻¹) (Figura 1a). Lo que coincide con un estudio realizado por Koerner and Klopatek (2002) en una región árida, en el que relacionaron este incremento de la tasa de R_S con el riego constante de dichas áreas. En el caso del presente estudio, de acuerdo con las encuestas realizadas existe un riego constante y abundante en las AV con vegetación exótica, mientras que en las AV con vegetación nativa el riego es nulo.

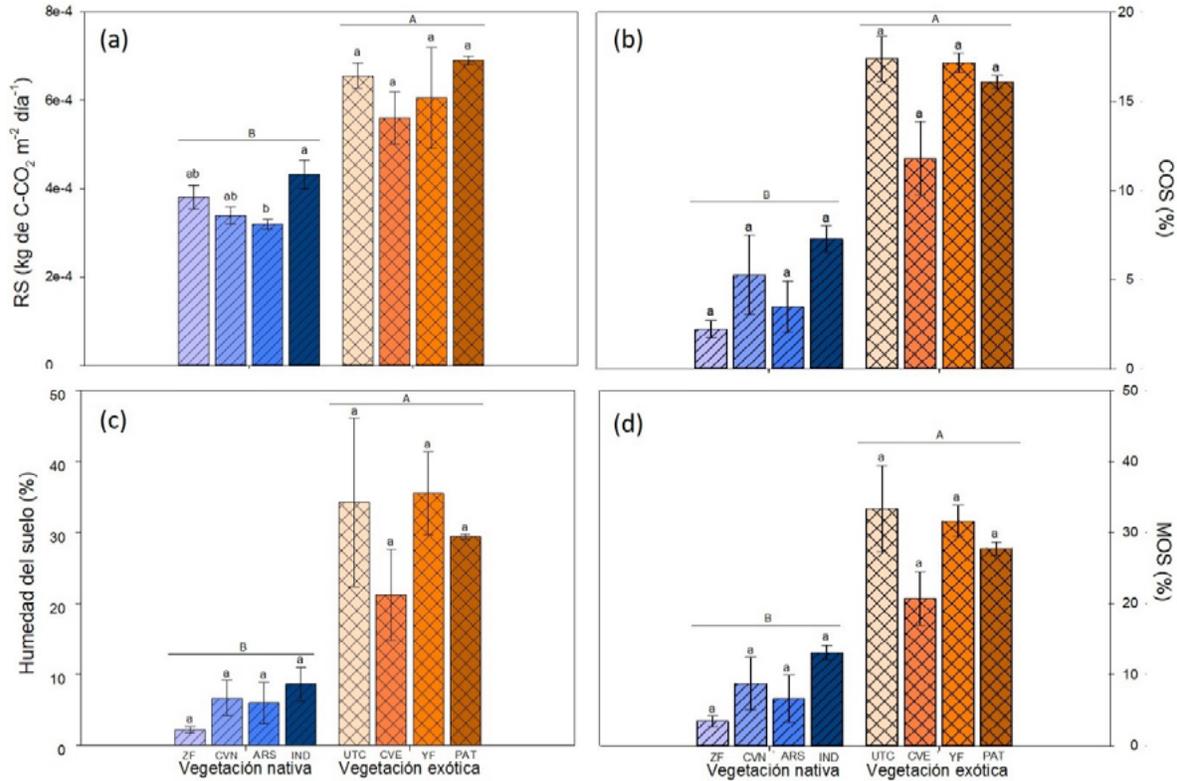


Figura 4. Respuesta a la respiración (a) y características del suelo: carbono orgánico (b), humedad (c), y materia orgánica (d) en áreas verdes del Parque Industrial Ramos Arizpe con distinto tipo de vegetación. Las empresas con vegetación nativa (trama 1) están representadas por los diferentes colores azules y las empresas con vegetación exótica (trama 2) por los diferentes colores anaranjados. Los valores son la media \pm error estándar (n=3). Las letras minúsculas indican diferencias significativas entre empresas para un determinado tipo de vegetación y las letras mayúsculas indican diferencias significativas entre el tipo de vegetación, según la comparación post-hoc por la prueba de Tukey ($P < 0.05$) del ANOVA de una vía.

Asimismo, los porcentajes de MOS y COS fueron significativamente mayores para las AV con vegetación exótica (28.38 y 15.61%, respectivamente) en comparación con las AV con vegetación nativa (7.99 y 4.56%, respectivamente) (Figs. 1b y 1d). Ambos incrementos, pueden explicarse como resultado de la manipulación del suelo al momento de establecer al AV de cada empresa, que ha resultado en un incremento a largo plazo, como se ha reportado previamente (Edmondson *et al.*, 2014). Adicionalmente, la vegetación exótica genera una mayor cantidad de biomasa debido a su metabolismo, lo que conduce a incrementos en la cantidad de los insumos orgánicos (Craig *et al.*, 2015).

El porcentaje de humedad del suelo fue significativamente mayor en las AV con vegetación exótica (Figura 1c). Estos resultados coinciden con la cantidad y frecuencia de riego de las AV con vegetación exótica. En cambio, las AV con vegetación nativa no requieren ninguna práctica de riego, debido a sus bajos requerimientos de agua como resultado de diversas adaptaciones a las regiones áridas, como lo son la succulencia, la presencia de espinas y el metabolismo fotosintético tipo CAM (Hernández, 2006).

El CT y CIS, al igual que el COS fueron fuertemente influenciados por el tipo de vegetación en las AV (Cuadro 1). En donde en las AV con vegetación nativa se encontraron valores significativamente

más bajos (9.95, 5.39 y 4.56%, respectivamente), en comparación con AV con vegetación exótica (22.90, 7.29 y 15.61%, respectivamente), lo que se explica debido a los menores aportes de material orgánico por parte de la vegetación (Raheb *et al.*, 2017). Además, los valores de CIS para AV con vegetación nativa fueron mayores en comparación con los porcentajes de COS para estas mismas AV, lo que coincide con las características de los suelos en zonas áridas (Ball *et al.*, 2004). En cambio, no se encontraron diferencias significativas entre el tipo de vegetación para el pH (Cuadro 1).

Cuadro 2. Características fisicoquímicas del suelo asociadas al tipo de vegetación (nativa y exótica) en las áreas verdes del Parque Industrial Ramos Arizpe. Los valores son la media (error estándar), n=3. Las letras minúsculas indican diferencias significativas entre empresas para un determinado tipo de vegetación y las letras mayúsculas indican diferencias significativas entre el tipo de vegetación, según la comparación post-hoc por la prueba de Tukey ($P < 0.05$) del ANOVA de una vía.

| | Vegetación nativa | | | | | Vegetación exótica | | |
|---------|--------------------------------|---------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|---------------------------------|
| | ZF | CVN | ARS | IND | UTC | CVE | YF | PAT |
| CIS (%) | 4.38 ^{B,a} (1.47) | 6.87 ^{B,a} (1.04) | 4.30 ^{B,a} (0.43) | 6.01 ^{B,a} (0.10) | 8.32 ^{A,a} (0.45) | 6.08 ^{A,b} (0.11) | 7.49 ^{A,ab} (0.50) | 7.28 ^{A,ab} (0.26) |
| CT (%) | 6.60 ^{B,b} (1.34) | 12.14 ^{B,ab} (1.18) | 7.78 ^{B,ab} (1.83) | 13.29 ^{B,a} (0.78) | 25.71 ^{A,a} (1.56) | 17.88 ^{A,b} (2.15) | 24.65 ^{A,a} (0.49) | 23.37 ^{A,ab} (0.10) |
| NT (%) | 0.12 ^{B,a} (0.006) | 0.17 ^{B,a} (0.06) | 0.15 ^{B,a} (0.01) | 0.24 ^{B,a} (0.002) | 0.43 ^{A,a} (0.07) | 0.31 ^{A,a} (0.06) | 0.42 ^{A,a} (0.01) | 0.41 ^{A,a} (0.007) |
| pH | 9.47 ^{A,ab} (0.33) | 9.01 ^{A,ab} (0.20) | 9.66 ^{A,a} (0.20) | 8.58 ^{A,b} (0.06) | 8.92 ^{A,a} (0.15) | 9.09 ^{A,a} (0.07) | 9.10 ^{A,a} (0.04) | 9.13 ^{A,a} (0.03) |

CIS= carbono inorgánico del suelo, CT= carbono total y NT= nitrógeno total.

Correlación entre variables en las áreas verdes del Parque Industrial Ramos Arizpe

Se encontraron correlaciones significativas entre la R_s , la humedad del suelo, la concentración de carbono y la MOS. Según el análisis de correlación de Pearsons, la R_s es explicada en un 74% por la humedad del suelo, de acuerdo con previos estudios en zonas áridas y semiáridas (Conant *et al.*, 2004; Hursh *et al.*, 2017; Koerner y Klopatek, 2002). Las condiciones de humedad en el suelo controlan la supervivencia y actividad de los microorganismos en los suelos (Wang *et al.*, 2013). Es decir, en un suelo seco se encuentra limitando el funcionamiento de las comunidades microbianas, disminuyendo así su actividad metabólica a cierto nivel de aridez (Curiel Yuste *et al.*, 2007). Por lo tanto, los microorganismos que habitan los suelos de las AV con vegetación nativa aportan menor liberación de CO_2 a la atmósfera como producto de su baja actividad metabólica.

La MO y el COS se correlacionaron positivamente con la R_s en un 84 y 86%, respectivamente, como se ha encontrado en múltiples estudios (Almagro *et al.*, 2009; Curiel Yuste *et al.*, 2007; Lai *et al.*, 2013). Estos resultados refuerzan el hecho de que la R_s resulta en su mayoría de la descomposición de la materia orgánica joven, dependiendo de la producción primaria de la vegetación. Asimismo, se encontró una fuerte correlación entre la MO y la humedad del suelo (94%), debido a que la MO modifica la estructura del suelo, dejando una mayor cantidad de espacios en los que se almacena el agua. Además, uno de los factores que influye en la descomposición de la MOS es la humedad, la cual influye en la velocidad a la que los microorganismos transforman parte de la MOS en CO_2 (Lai *et al.*, 2013).

Almacenamiento de carbono en el suelo de las áreas verdes del Parque Industrial Ramos Arizpe

La R_s y la cantidad de COS para el resto de la superficie de las AV del Parque Industrial Ramos Arizpe fueron extrapolados para cada empresa teniendo en cuenta el tipo de vegetación. El Parque Industrial Ramos Arizpe cuenta con 43 003.42 m² de AV con vegetación exótica que almacenan más carbono con 648 837.87 kg de COS y 314 780.13 kg de CIS en comparación con las AV con

vegetación nativa que en sus 43 997.3 m² almacenan 170 310.02 kg de COS y 248 821.75 kg de CIS. Sin embargo, el carbono almacenado en las AV con vegetación nativa permanece almacenado durante más tiempo debido a que esta se desarrolla en suelos con bajos porcentajes de humedad (<12 %) y materia orgánica (<15 %), resultando en una menor liberación de CO₂ a la atmósfera (14.99 kg de C-CO₂ en 43 997.3 m² día⁻¹). En cambio, las AV con vegetación exótica liberan más rápidamente el carbono almacenado en el suelo con una tasa de respiración de 27.15 kg de C-CO₂ en 43 003.42 m² día⁻¹ derivado principalmente al constante riego al que están sometidas.

Conclusiones

La R_S y COS de las AV con vegetación exótica del Parque Industrial Ramos Arizpe son significativamente mayores, comparadas a las AV con vegetación nativa. Esta diferencia se atribuye al manejo de las plantas, ya que estas variables son controladas por factores como la humedad y MOS y en este caso, la vegetación exótica recibe riegos regulares, fertilizantes y presenta un crecimiento más acelerado. La vegetación nativa presente en las AV del Parque Industrial Ramos Arizpe tiene menores concentraciones de carbono almacenado en el suelo, pero también una menor R_S en comparación con las AV con vegetación exótica. Por lo tanto, utilizar vegetación exótica (pastos) en AV liberan 1.5 kg de C-CO₂ m⁻² día⁻¹ más que al utilizar vegetación nativa. En trabajos futuros se podría considerar estimar el COS a diferentes profundidades. Así como las emisiones de CO₂ relacionadas con el manejo de las AV.

Agradecimientos

Agradecemos a Ana Laura Rodríguez Sánchez por su ayuda en las determinaciones realizadas. Asimismo, agradecemos a las empresas que participan en el presente estudio por las facilidades prestadas. Guillén-Cruz cuenta con una beca del CONACyT dentro del Programa de Maestría en Ciencias en Sustentabilidad de los Recursos Naturales y Energía.

Literatura citada

- Albaladejo, J., R. Ortiz, N. Garcia-Franco, A. R. Navarro, M. Almagro, J. Pintado, and M. Martínez-Mena. 2012. Land use and climate change impacts on soil organic carbon stocks in semi-arid Spain. *Journal of Soils and Sediments* 13:265-277 DOI:10.1007/s11368-012-0617-7.
- Almagro, M., J. López, J. I. Querejeta, and M. Martínez-Mena. 2009. Temperature dependence of soil CO₂ efflux is strongly modulated by seasonal patterns of moisture availability in a Mediterranean ecosystem. *Soil Biology and Biochemistry* 41:594-605 DOI:https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.12.021.
- Ball, A., P. Farage, L. Olsson, J. Pretty, A. Warren, and P. Tschakert. 2004. Carbon Sequestration in Dryland Soils: Food and Agriculture Organization.
- Conant, R. T., P. Dalla-Betta, C. C. Klopatek, and J. M. Klopatek. 2004. Controls on soil respiration in semiarid soils. *Soil Biology and Biochemistry* 36:945-951 DOI:https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.02.013.
- Craig, M. E., S. M. Pearson, and J. M. Fraterrigo. 2015. Grass invasion effects on forest soil carbon depend on landscape-level land use patterns. *Ecology* 96:2265-2279
- Curiel Yuste, J., D. D. Baldocchi, A. Gershenson, A. Goldstein, L. Misson, and S. Wong. 2007. Microbial soil respiration and its dependency on carbon inputs, soil temperature and moisture. *Global Change Biology* 13:2018-2035 DOI:10.1111/j.1365-2486.2007.01415.x.
- Edmondson, J. L., Z. G. Davies, S. A. McCormack, K. J. Gaston, and J. R. Leake. 2014. Land-cover effects on soil organic carbon stocks in a European city. *Science of The Total Environment* 472:444-453 DOI:10.1016/j.scitotenv.2013.11.025.
- Hernández, H. M. 2006. La vida en los desiertos mexicanos: Fondo de cultura económica Mexico City, Mexico.
- Hursh, A., A. Ballantyne, L. Cooper, M. Maneta, J. Kimball, and J. Watts. 2017. The sensitivity of soil respiration to soil temperature, moisture, and carbon supply at the global scale. *Global Change Biology* 23:2090-2103 DOI:10.1111/gcb.13489.
- INEGI. (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2004. Guías para la interpretación de cartografía edafología: Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática Aguascalientes, México.

- Koerner, B., and J. Klopatek. 2002. Anthropogenic and natural CO₂ emission sources in an arid urban environment. *Environmental Pollution* 116:S45-S51 DOI:[http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491\(01\)00246-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491(01)00246-9).
- Kong, L., Z. Shi, and L. M. Chu. 2014. Carbon emission and sequestration of urban turfgrass systems in Hong Kong. *Science of The Total Environment* 473–474:132-138 DOI:<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.12.012>.
- Lai, L., J. Wang, Y. Tian, X. Zhao, L. Jiang, X. Chen, Y. Gao, S. Wang, and Y. Zheng. 2013. Organic Matter and Water Addition Enhance Soil Respiration in an Arid Region. *PLoS ONE* 8:e77659 DOI:10.1371/journal.pone.0077659.
- Livesley, S. J., A. Ossola, C. G. Threlfall, A. K. Hahs, and N. S. Williams. 2016. Soil Carbon and Carbon/Nitrogen Ratio Change under Tree Canopy, Tall Grass, and Turf Grass Areas of Urban Green Space. *Journal of Environmental Quality* 45:215-223 DOI:10.2134/jeq2015.03.0121.
- Raheb, A., A. Heidari, and S. Mahmoodi. 2017. Organic and inorganic carbon storage in soils along an arid to dry sub-humid climosequence in northwest of Iran. *CATENA* 153:66-74 DOI:<https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.01.035>.
- Sarkar, D., and A. Haldar. 2005. *Physical and chemical methods in soil analysis*: New Age International. 176.
- Soriano, D., y V. Pons. 2004. *Prácticas de Edafología y Climatología México*: Alfaomega.
- Wang, Y.-g., H. Zhu, and Y. Li. 2013. Spatial heterogeneity of soil moisture, microbial biomass carbon and soil respiration at stand scale of an arid scrubland. *Environmental earth sciences* 70:3217-3224
- Weissert, L. F., J. A. Salmond, and L. Schwendenmann. 2016. Variability of soil organic carbon stocks and soil CO₂ efflux across urban land use and soil cover types. *Geoderma* 271:80-90 DOI:10.1016/j.geoderma.2016.02.014.
- Yang, H., X. Li, Z. Wang, R. Jia, L. Liu, Y. Chen, Y. Wei, Y. Gao, and G. Li. 2014. Carbon sequestration capacity of shifting sand dune after establishing new vegetation in the Tengger Desert, northern China. *Science of the Total Environment* 478:1-11 DOI:10.1016/j.scitotenv.2014.01.063.

5.8 Distribución de carbono en biomasa de quinua (*Chenopodium quinoa* Willd.) y su aporte al suelo

González-Molina Lucila¹; Espitia-Rangel Eduardo¹; Muñiz-Reyes Erica¹ y Ayala-Garay Alma¹

¹Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP). Centro de Investigación Regional Centro-Campo Experimental Valle de México Carretera Los Reyes-Textcoco, Km. 13.5, Coatlinchán, Estado de México. C.P. 56250. México.

Autor para correspondencia: gonzalez.lucila@inifap.gob.mx

Resumen

El presente estudio se realizó en el Campo Experimental Valle de México de INIFAP en la colecta de quinua Amarilla de Marangani. El objetivo fue evaluar la distribución de carbono en la biomasa aérea durante el ciclo de cultivo y estimar el aporte de carbono vegetal al suelo. La biomasa aérea total fue medida cada quince días en los tratamientos de fertilización: T1=40-40-40; T2=80-40-00; T3=120-40-00 y un testigo T0=00-00-00. La distribución del carbono en la biomasa se determinó y evaluó por órgano: tallo, hoja, inflorescencia y grano. En lo referente a la biomasa, solo hubo diferencias estadísticas significativas a los 52 días después de la siembra en la biomasa de la inflorescencia. El T3 fue en general el mejor, por el contenido de carbono (C) en la biomasa y el aporte de C al suelo por planta (g), seguido del T1, T0 y T2 con 56, 49. 49 y 44, respectivamente. En cuanto a la distribución de C en la biomasa, los tallos aportaron la mayor cantidad de C, entre 35 y 38 % de carbono de la biomasa total. El C aportado al suelo se estimó en un 60% de la biomasa aérea total medida y fue de 40.3 a 51.3 g por planta, lo que indica un aporte al suelo de 3.9 Mg C ha⁻¹ año⁻¹.

Palabras clave: *monocultivo; uso de suelo; tasa de cambio.*

Abstract

This study was conducted in field Valle of Mexico Experimental Station in the quinoa variety Amarilla of Marangani. The purpose was evaluated the distribution of carbon shoot biomass during the crop cycle and estimate the contribution of vegetal carbon to the soil. The total shoot biomass was measured every fifteen days in the fertilization treatments: T1 = 40-40-40; T2 = 80-40-00; T3 = 120-40-00 and the control T0 = 00-00-00. The distribution of the carbon in the biomass was determined and evaluated by plant organ: stem, leaf, inflorescence and grain. Regarding biomass there were only significant differences at 52 days after sowing for inflorescence biomass. In general T3 showed the higher biomass carbon content (C) and the contribution of C to the soil by plant (g), followed by T1, T0 and T2 with 56, 49. 49 and 44, respectively. The distribution of biomass C, stems provided the greatest amount, between 35 and 38% of the shoot biomass carbon. Contribution of C to the soil was estimated at 60% of the shoot measured biomass and was 40.3 -51.3 g per plant, indicating a contribution to the soil of 3.9 Mg C ha⁻¹ year⁻¹.

Key words: *monoculture; use of soil, exchange rate.*

Introducción

El cambio de uso de suelo para abrir áreas de cultivo ha contribuido al incremento de emisiones de CO₂. Según el IPCC (2000), la pérdida carbono en los suelos agrícolas se ha estimado en 50 Pg de carbono en el último lustro del siglo XX y de acuerdo con Lal (2004) un 75% de las emisiones de CO₂ se pueden recuperar a través del COS almacenado en los sistemas agrícolas. Esto indica que el COS en

los suelos agrícolas es un almacén para mitigar las emisiones de gases de efecto invernadero, tan importante como el de las comunidades forestales; sin embargo, los estudios realizados para la medición del COS almacenado se han realizado en sistemas forestales y en el caso de los sistemas agrícolas en tipo de labranza, uso de fertilizantes, eliminación de la cobertura vegetal, entre otros. Lo anterior indica que hay escasa o nula información en las mediciones de carbono aportado al suelo por cereales de grano pequeño como la quinua de origen peruano y que recientemente se está cultivando en México.

La quinua de reciente introducción en México, según el Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera (SIAP, 2016), ha registrado 26 hectáreas sembradas en los municipios de Asientos y Rincón de Romos en Aguascalientes, donde se espera una producción de más de 70 toneladas anuales y es considerada como uno de los alimentos de mayor futuro a nivel mundial por la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO, 2013). La quinua además de tener excelentes propiedades nutricionales para la alimentación humana puede aportar C al suelo ya que en México se cosecha en forma similar al amaranto México, que implica dejar en el suelo alrededor de un 60 a 80 % de los residuos de cosecha o vegetales (RV) ya que se llevan sólo el grano. En contraste, en el maíz bajo labranza convencional se deja en el suelo aproximadamente 20 a 40 % de RV.

Con estos antecedentes el objetivo del presente trabajo fue evaluar en quinua, la distribución de carbono en la biomasa aérea durante el ciclo de cultivo y estimar el aporte de carbono orgánico al suelo.

Materiales y Métodos

El estudio se realizó en el Campo Experimental Valle de México de INIFAP en el año de 2016, en la colecta de quinua Amarilla de Marangani. Se estableció en parcelas con 5 m de largo por 5 surcos a distancia 0.8 m con los tratamientos de fertilización: T1=40-40-40; T2=80-40-00; T3=120-40-00 y un testigo T0=00-00-00.

El muestreo de la biomasa consistió en cortar cuatro plantas al ras del suelo, separar hojas, tallos, inflorescencias y grano, pesarlo en fresco y tomar una submuestra de 100-200 g para llevarlo a la estufa y secar a una temperatura de 65°C hasta temperatura constante. La biomasa de las raíces fue estimada como un 10 % de la biomasa aérea total, al considerar que en otros cereales como trigo y cebada es de un 10 a 15% según el estudio de Kuzyakov y Domanski (2000). Con estos datos se obtuvo la cantidad de materia seca por órgano. Para obtener el aporte de carbono, los datos de peso seco de la biomasa por órgano se multiplicaron por su concentración de carbono. La concentración de C se midió por combustión seca en un analizador automático de carbono orgánico total (Shimadzu 5000).

Los datos se analizaron en un diseño experimental en bloques al azar. El C aportado al suelo por tratamiento se estimó en un 60% de la biomasa aérea total medida, de acuerdo con la forma de cosecha que hacen los productores en amaranto en México que consiste en trillar en la parcela y dejar todos los residuos de cosecha en el suelo.

Resultados y Discusión

Distribución de carbono en la biomasa

En el Cuadro 1, se presentan los resultados de acumulación de C en biomasa de algunos órganos de quinua evaluados en diferentes tiempos y tratamientos de fertilización. En general no hubo diferencias estadísticas significativas por muestreo, excepto a los 52 en las inflorescencias del T3 que acumularon más C. El T3 en la mayoría de los tiempos de muestreo y órganos, incluyendo el grano, resultó con mayor acumulación de C, esto, a pesar de que no hubo diferencias estadísticas. Entonces, puede

indicarse que si hay respuesta a la fertilización nitrogenada en forma similar a lo reportado por Apaza *et al.* (2002) y Barrales *et al.* (2010).

Cuadro 1. Comparación de medias de carbono en inflorescencia, tallo y biomasa total por planta.

| Ddt | Tratamientos dosis de fertilización | | | | | DMS |
|----------------|-------------------------------------|----------|---------|--------|-------|-----|
| | T0 | T1 | T2 | T3 | | |
| Tallo | | | | | | |
| 37 | 0.4 a | 0.5 a | 0.6 a | 0.5 a | 0.6 | |
| 52 | 2.1 a | 1.5 a | 2.4 a | 3.1 a | 1.6 | |
| 66 | 6.1 a | 4.9 a | 9.9 a | 7.4 a | 5.5 | |
| 81 | 14.9 a | 11.8 a | 15.9 a | 15.8 a | 7.8 | |
| 94 | 25.4 a | 25.6 a | 29.0 a | 27.3 a | 12.7 | |
| 108 | 20.9 a | 16.3 a | 20.8 a | 17.2 a | 5.8 | |
| 122 | 18.8 a | 26.5 a | 25.6 a | 27.5 a | 15.9 | |
| 131 | 29.3 a | 28.0 a | 28.9 a | 34.5 a | 18.3 | |
| 147 | 18.6 a | 19.4 a | 18.8 a | 22.1 a | 8.7 | |
| Inflorescencia | | | | | | |
| 52 | 0.010 b | 0.023 ab | 0.013 b | 0.05 a | 0.027 | |
| 66 | 0.3 a | 0.2 a | 0.5 a | 0.3 a | 0.4 | |
| 81 | 1.3 a | 1.3 a | 1.5 a | 1.4 a | 0.8 | |
| 94 | 3.7 a | 2.4 a | 2.6 a | 2.6 a | 1.6 | |
| 108 | 5.6 a | 4.4 a | 4.9 a | 3.8 a | 2.4 | |
| 122 | 13.6 a | 11.3 a | 10.5 a | 11.4 a | 10.8 | |
| 131 | 18.8 a | 19.1 a | 14.1 a | 19.8 a | 16.4 | |
| 147 | 17.1 a | 15.8 a | 13.9 a | 19.0 a | 8.3 | |
| Grano | | | | | | |
| 147 | 9.0 a | 7.7 a | 6.6 a | 9.5 a | 5.5 | |
| Biomasa total | | | | | | |
| 37 | 3.4 a | 2.8 a | 4.1 a | 3.3 a | 0.9 | |
| 52 | 9.3 a | 7.0 a | 14.7 a | 11.1 a | 5.1 | |
| 66 | 20.1 a | 18.9 a | 23.8 a | 22.4 a | 8.3 | |
| 81 | 31.3 a | 31.5 a | 36.6 a | 34.4 a | 11.2 | |
| 94 | 27.9 a | 22.9 a | 28.6 a | 23.2 a | 14.4 | |
| 108 | 34.1 a | 41.1 a | 39.3 a | 41.9 a | 7.6 | |
| 122 | 50.6 a | 51.3 a | 46.3 a | 58.2 a | 24.4 | |
| 131 | 45.1 a | 43.5 a | 40.4 a | 51.5 a | 32.7 | |
| 147 | 9.0 a | 7.7 a | 6.6 a | 9.5 a | 22.3 | |

T1:40-40-40; T2:80-40-00; T3:120-40-00; y T0: 00-00-00. INF:inflorescencia; TAL: tallo; BAT: biomasa aérea total. ddt: días después de trasplante; DMS: Diferencia mínima significativa; Valores que comparten la misma letra en la misma hilera son estadísticamente iguales (Tukey, $\alpha \leq 0.05$).

La distribución de C en la biomasa para el último muestreo se indica en la Figura 1. Los tallos presentaron la mayor acumulación de C, entre 35 a 38 %, seguida de la inflorescencia, 24 a 30 %, grano, 12 a 17 %, hoja, 14 a 17 % y por último raíces con 9%.

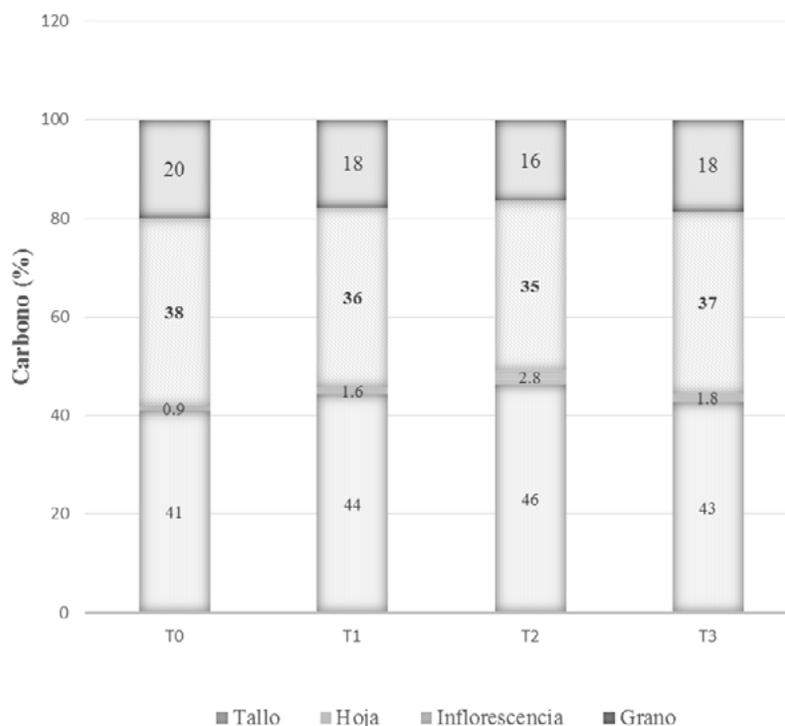


Figura 1. Distribución de carbono por órgano en los tratamientos de fertilización y testigo a 147 días después de la siembra.
T1:40-40-40; T2:80-40-00; T3:120-40-00; y T0: 00-00-00

Aporte de carbono vegetal al suelo

El Cuadro 2, indica la distribución de C por órgano y tratamiento a 147 días después de la siembra. El T3 presentó la mayor cantidad de C en grano, tallo, hoja, inflorescencia, raíces y biomasa aérea total. El C aportado al suelo se estimó en un 60% de la biomasa aérea total medida y fue de 40.3 a 51.3 g por planta, esto, al considerar una densidad de población de 129, 166 plantas por ha, lo que da un aporte promedio al suelo de 3.9 Mg C ha⁻¹ año⁻¹. Estos aportes son similares a lo que aporta el cultivo de maíz bajo labranza de conservación en suelos vertisoles de Indaparapeo, Celaya y Villa Diego (González, *et al.*, 2017).

Cuadro 2. Distribución de carbono por órgano y aporte de carbono a suelo en los tratamientos del estudio.

| Órgano/Tratamiento | T0 | T1 | T2 | T3 |
|---|--------------------|-------|-------|-------|
| Tallo (g) | 18.45 | 19.24 | 18.71 | 21.99 |
| Hoja (g) | 0.42 | 0.71 | 1.12 | 0.91 |
| Inflorescencia (g) | 17.11 | 17.11 | 13.91 | 18.97 |
| Grano (g) | 8.97 | 7.68 | 6.57 | 9.46 |
| Raíces (g) | 4.5 | 4.5 | 4.0 | 5.1 |
| BAT (g) | 44.95 | 44.74 | 40.30 | 51.32 |
| Aporte COS (60% BAT) (g) | 30 | 30 | 27 | 34 |
| Plantas ha ⁻¹ | -----129, 166----- | | | |
| Aporte COS (Mg ha ⁻¹ año ⁻¹) | 3.9 | 3.9 | 3.5 | 4.4 |

T1:40-40-40; T2:80-40-00; T3:120-40-00; y T0: 00-00-00.



Conclusiones

En cuanto a la distribución de C en la biomasa, los tallos aportaron la mayor cantidad de C, entre 35 a 38% de carbono de la biomasa total. El C aportado al suelo se estimó en un 60% de la biomasa aérea total medida y fue de 40.3 a 51.3 g por planta, lo que indica un aporte al suelo de 3.9 Mg C ha⁻¹ año⁻¹.

Literatura citada

- Apaza-Gutiérrez, B V., A. Romero-Saravia, F. R. Guillén-Portal and D. D. Baltensperguer. 2002. Response of grain amaranth production to density and fertilization in Tarija Bolivia. pp. 107-109. *In*: Janick, J. and A. Whipkey (eds.). Trends in new crops and new uses. ASHS Press Alexandria, VA.
- Barrales-Domínguez, S., E. Barrales-Brito y E. Barrales-Brito. 2010. Amarantho. Recomendaciones para su producción. Fundación Produce Tlaxcala. 165 p.
- FAO (Food and Agriculture Organization/ World Health Organization of United Nations). 2013. Home-international Year of Quinoa 2013. <http://www.fao>.
- González-Molina, L., E. del C. Moreno-Pérez and A. Baéz-Pérez. 2017. Simulation of soil organic carbon changes in vertisols under conservation tillage using the RothC model. *Scientia Agricola* 74:235-241.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2000. Intergovernmental Panel on Climate Change. Summary for Policy Makers, Special Report on Land Use, Land use Change, Forestry, Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Lal, R. 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science* 304:1623-1627.
- Kuzyakov, Y. and G. Domanski. 2000. Carbon input by plants into the soil. Review. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 163:421-431.
- SIAP (Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera). 2017. México potencializa la producción de Quinoa. Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera. <https://www.gob.mx/siap/articulos/mexico-potencializa-la-produccion-de-quinoa?idiom=es> (Consulta: septiembre 04, 2017).

5.9 Ecuaciones preliminares para estimar biomasa aérea en *Pinus oocarpa* en un bosque de Guerrero, México

Navarro-Martínez José¹; Godínez-Jaimes Flaviano²; López-López Miguel A.³; Rosas-Acevedo José L.⁴; Juárez-López Ana L.⁴ y Reyes-Umaña Maximino⁴

¹Alumno del Doctorado en Ciencias Ambientales del Centro de Ciencias de Desarrollo Regional (CCDR) de la Universidad Autónoma de Guerrero (UAGro). Pino S/N, col. El Roble. CP 39640. Acapulco de Juárez, Guerrero., México.

²Docente investigador de la Facultad de Matemáticas de la UAGro.

³Profesor-investigador Titular del Postgrado en Ciencias Forestales del COLPOS. Carretera México-Texcoco Km.36.5 CP 56230

⁴Docente Investigador del CCDR de la UAGro.

Autor para correspondencia: jnavarromtz@yahoo.com.mx

Resumen

Las estimaciones de biomasa y carbono en los bosques permiten conocer su impacto en la mitigación de los GEI. No existen ecuaciones alométricas para estimar la biomasa o carbono para los bosques en el estado de Guerrero. Por lo anterior, el presente trabajo tuvo como objetivo ajustar ecuaciones para estimar la biomasa aérea total y de follaje para árboles individuales de *Pinus oocarpa* Shiede, para ello se realizó el muestreo destructivo que incluyó 33 árboles con categorías diamétricas entre 10 y 80 cm, distribuidos en diversos parajes de la microcuenca del río Hueyapa, Guerrero, México. Los ajustes resultaron estadísticamente significativos para ecuaciones exponenciales en función del diámetro normal y altura total, usando transformaciones del tipo Box Cox para el cumplimiento de los supuestos estadísticos del modelo de regresión. La elección de variables independientes que mejor explicaron la variación de las biomásas en el modelo se realizó mediante los criterios AIC y BIC en el paquete estadístico R. La proporción de la biomasa por componente arbóreo fue de 64.7%, 32.6%, 2.0% y 0.7% en fuste, ramas, follaje y frutos, respectivamente.

Palabras clave: *alometría; fijación de carbono; distribución de biomasa.*

Abstract

Estimates of biomass and carbon in forests allow us to understand their impact on GHG mitigation. There are no allometric equations to estimate biomass or carbon for forests in the State of Guerrero. Therefore, the objective of this work was to parametrize equations to estimate the total aboveground and foliar biomass for individual *Pinus oocarpa* Shiede trees. For this purpose, the destructive sampling of 33 trees with diameter categories between 10 and 80 cm, distributed along the Hueyapa River micro-watershed, Guerrero, Mexico, was carried out. Data fittings were statistically significant for exponential equations with diameter at breast height and total height as the independent variables, using Box Cox type transformations for compliance of the statistical assumptions for the regression model. Selection of the independent variables that best explained the variation of biomass in the models was made by using the AIC and BIC criteria in the statistical package R. The proportions of biomass within tree components were 64.7%, 32.6%, 2.0%, and 0.7% for stem, branches, foliage, and fruits, respectively.

Key words: *allometry; carbon fixation; biomass distribution.*

Introducción

Las actividades asociadas al desarrollo económico, tecnológico, político y cultura en las prácticas de consumo actual de la humanidad están afectando al medio ambiente global. La quema de combustibles fósiles, la producción de carne y cultivo de granos de forma intensiva, las prácticas agrícolas de tumba-roza-quema y otros cambios de uso de suelo, generan los llamados Gases de Efecto Invernadero (GEI) (IPCC, 2007).

Las emisiones mundiales de GEI por causas de las actividades antropogénicas han aumentado desde la era industrial en un 70% entre 1970 y 2004. El último reporte del 10 de julio de 2016 sobre la concentración mundial de CO₂ fue de 404.83 ppm (Hoffmann, 2016).

Para enfrentar las tareas de mitigación y de adaptación al cambio climático, México propone procesos productivos más limpios, eficientes y competitivos, seguridad energética, mejoría en la calidad del aire y conservación de los recursos naturales. Aspira a reducir en un 50% sus emisiones de GEI hasta el año 2050 en relación con las emitidas al año 2000 (D.O.F., 2009).

Las masas forestales son sumideros naturales de carbono y entre los métodos más utilizados para su cálculo destaca el ajuste de ecuaciones alométricas mediante técnicas de regresión, que requieren de estadísticas dasométricas provenientes de un proceso destructivo del árbol. Su aplicación permite valorar el impacto del ecosistema forestal en la mitigación de los GEI (Navar, 2009; Méndez *et al.* 2011).

Rojas *et al.* (2015) realizaron una recopilación de 478 ecuaciones alométricas generadas para ecosistemas boscosos, selvas y matorral desértico de México. Sin embargo, estas aún son insuficientes, por lo que se requiere ecuaciones para áreas geográficas específicas y para especies y/o grupo de ellas de interés local.

El objetivo del presente trabajo fue ajustar ecuaciones alométricas para estimar la biomasa aérea total y de follaje para árboles de *Pinus oocarpa* en un bosque sin manejo forestal dentro de la microcuenca del río Hueyapa, Guerrero, México.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El área de estudio corresponde a la microcuenca del río Hueyapa situada entre las coordenadas geográficas 17° 10' 33" y 17° 17' 44" de latitud norte, 99° 26' 27" y 99° 31' 12" de longitud oeste. Circunscrita dentro de la subcuenca río Omitlán, cuenca río Papagayo, pertenecientes a la Región Hidrológica No. 20 Costa Chica de Guerrero (Figura 1). Se encuentra circunscrita en los municipios de Juan R. Escudero y Chilpancingo de los Bravo en el estado de Guerrero (INEGI, 2010).

Metodología

Se derribaron 33 árboles de *Pinus oocarpa* con categorías diamétricas entre 10 y 80 cm para el cálculo de la biomasa por componente estructural. A cada uno de los árboles se les midió el diámetro normal, diámetro basal, altura total, altura de fuste limpio y diámetro de copa.

En campo se realizó la separación y pesaje de los componentes arbóreos en húmedo (fuste, ramas, follaje, órganos reproductivos). El peso de cada componente se realizó con una báscula colgante con capacidad máxima de 500 kg y precisión de 0.1 kg. De cada árbol y por componente arbóreo se recolectaron, pesaron y etiquetaron 14 muestras húmedas y fueron trasladadas al laboratorio para su secado a 70°C, que correspondió al peso seco de la muestra. El peso seco por componente arbóreo se obtuvo mediante la ecuación 1 (Medrano-Meraz *et al.*, 2017).

$$PSCPMTO = \frac{PHCPMTO * (100 - CHPROM)}{100} \quad (1)$$

donde, el PSCPMTO es el peso seco por compartimento (kg), PHCPMTO es el peso húmedo del compartimento (kg) y CHPROM es el contenido de humedad promedio de la muestra (%).

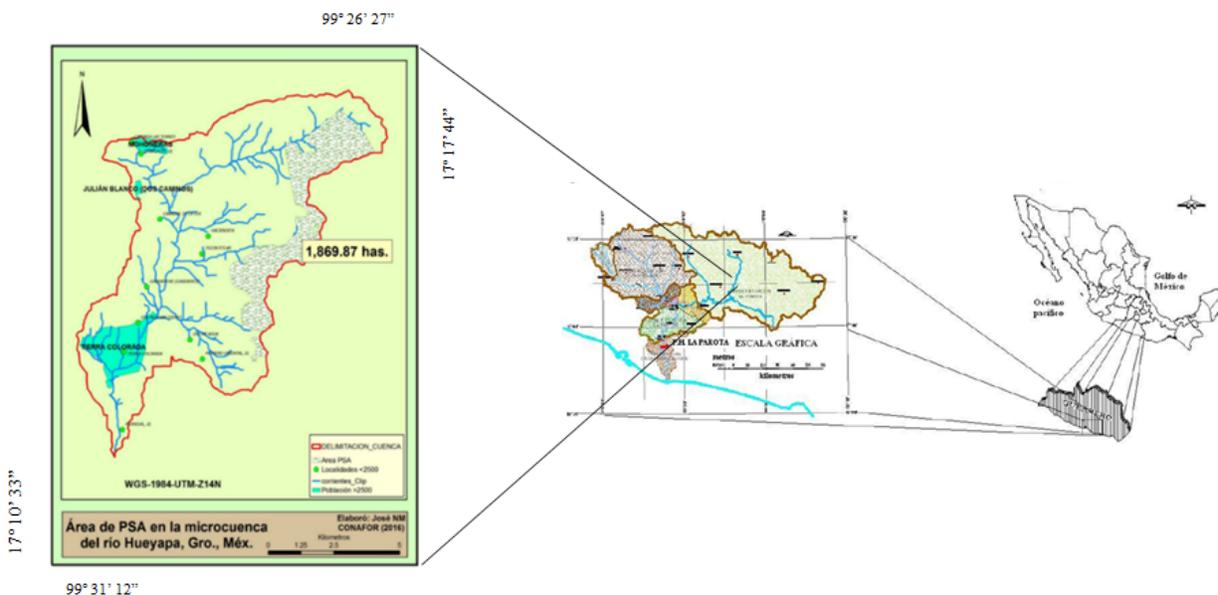


Figura 1. Localización del área de estudio.

Las variables respuesta fueron la biomasa aérea total y follaje del árbol (Kg); que se modelaron mediante regresión lineal con las variables independientes diámetro normal (D) medido a 1.30 m (cm) y altura total (H). El modelo de regresión lineal es dado por la ecuación 2.

$$B = \beta_0 + \beta_1 D + \beta_2 H + \beta_3 DH + \beta_4 D^2 + \beta_5 H^2 + \beta_6 D^2 H^2 + \varepsilon \quad (2)$$

donde $\beta_0, \beta_1, \dots, \beta_6$ son los parámetros del modelo y ε es el error aleatorio. El modelo supone que los errores (ε), tienen distribución normal, son independientes y tienen varianza constante.

Cuando no se cumplieron los supuestos de normalidad o de homogeneidad de varianzas, se usó la transformación Box-Cox (ecuación 3), ya sea únicamente para la variable dependiente, B , o de manera conjunta para B, D y H .

$$y^\lambda = \begin{cases} \frac{y^\lambda - 1}{\lambda}, & \text{si } \lambda \neq 0 \\ \log(\lambda), & \text{si } \lambda = 0 \end{cases} \quad (3)$$

El parámetro λ se obtiene al maximizar la verosimilitud de los modelos estimados con λ definida en un intervalo apropiado.

Después de obtener las variables transformadas B', D' y H' se ajustó inicialmente un modelo de la forma:

$$B' = \beta_0 + \beta_1 D' + \beta_2 H' + \beta_3 D'H' + \beta_4 D'^2 + \beta_5 H'^2 + \beta_6 D'^2 H'^2 + e \quad (4)$$

La elección de variables independientes, originales o transformadas, que mejor explican la variación de la variable respuesta con el modelo de regresión lineal se realizó mediante el criterio de información de Akaike (AIC) y de información Bayesiana (BIC) con la función *stepAIC* del paquete MASS

(Venables y Ripley, 2002). La estimación del modelo de regresión se realizó con el paquete estadístico R (R Core Team, 2016). La transformación Box-Cox se hizo con la función *powerTransform* del paquete *car* (Fox y Weisberg, 2011).

Para comparar los modelos finales se usa la transformación inversa para usar los valores observados de la biomasa total (follaje). Para medir que tan bien un modelo estimado ajusta a los valores, se determina la media de la suma de los cuadrados de los residuos (MSCR) que se define por la Ecuación 5

$$MSCR = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (B_i - \hat{B}_i)^2 \quad (5)$$

Resultados y Discusión

Modelación de la biomasa total

Los modelos estimados finales se observan en el Cuadro 1. El modelo con las variables originales no cumple con los supuestos estadísticos. Al realizar la transformación Box-Cox a la biomasa total (BT) resultó seleccionada la transformación logarítmica, $\log(BT)$. Al realizar la selección de variables por el criterio BIC elige D, H, D^2 y DH. El modelo estimado explica el 97.9% de la variación de los datos, los residuos tienen distribución normal y se cumple la homogeneidad de varianzas (ncvTest $p=0.14$).

Cuando se usa la transformación Box-Cox a las variables BT, D y H, los valores de λ estimados para cada una de ellas son 0.0, 0.1 y 1.36, es decir $\log(BT)$, $\log(D)$ y $\left[\frac{H^{1.36}-1}{1.36}\right]$ respectivamente. Después de realizar la selección de variables con los criterios BIC y AIC se seleccionó a $\log(D)$, $\left[\frac{H^{1.36}-1}{1.36}\right]$ y $\log(D) \left[\frac{H^{1.36}-1}{1.36}\right]$. El modelo seleccionado explica el 97.8% de la variación de los datos, los residuos tienen distribución normal y se cumple el supuesto de homogeneidad de varianzas (ncvTest $p=0.16$).

Cuadro 1. Modelos estimados finales para la biomasa total de árboles de *P. oocarpa* Shiede.

| Modelo estimado final | N | HV | R ² | MSCR | \sqrt{MSCR} |
|---|----|----|----------------|----------|---------------|
| $\widehat{BT} = -245.64 + 0.74D^2$ | No | No | 0.92 | 135909.3 | 368.7 |
| $\widehat{BT} = \exp(1.40 + 0.13D + 0.12H - 0.0003D^2 - 0.002DH)$ | Si | Si | 0.98 | 124433.5 | 352.8 |
| $\widehat{BT} = \exp\left(-2.20 + 1.97\log(D) + 0.04\left[\frac{H^{1.36}-1}{1.36}\right] - 0.008\log(D)\left[\frac{H^{1.36}-1}{1.36}\right]\right)$ | Si | Si | 0.98 | 127555.7 | 357.1 |

N=Normalidad; HV=Homogeneidad de varianzas; R²= Coeficiente de determinación ajustado; MSCR=Media de la suma de los cuadrados de los residuos.

El modelo que mejor estima la biomasa aérea total y cumple con los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas fue el exponencial (logaritmo de la biomasa aérea total) con un R² ajustada de 0.98.

Modelación de la biomasa de follaje

El mejor modelo con las variables originales solo considera al cuadrado del diámetro. Los residuos tienen distribución normal pero no cumple con la homogeneidad de varianzas (ncvTest $p=0.01$), además que al menos un dato es influyente en el ajuste global. El modelo ajustado explica el 66.8% de la variación de los datos.

Al usar la transformación Box-Cox solo a la variable biomasa de follaje (BF), se encontró que la transformación adecuada es el logaritmo de la misma. El mejor modelo solo incluyó al diámetro. Los residuos tienen distribución normal, cumplen con la homogeneidad de varianzas (ncvTest $p=0.14$) y no presenta observaciones influyentes. El modelo estimado explica un 71.2% de la variación de los datos.

Al usar la transformación Box-Cox a las variables BF, D y H se encontró que los valores λ adecuados son 0.0, 0.5 y 1.7 respectivamente. Al realizar la selección de variables, el mejor modelo solo incluyó al diámetro transformado, es decir $D' = \frac{D^{0.5}-1}{0.5}$. Los residuos tienen distribución normal, cumplen con la homogeneidad de varianzas (ncvTest $p=0.24$) y no es influenciado por alguna de las 33 observaciones. Con una media de la suma de cuadrados de los residuos de 304 unidades y una R^2 ajustada de 0.73, se elige como modelo que mejor estima la biomasa del follaje (Cuadro 2).

Cuadro 2. Modelos estimados finales para biomasa de follaje de árboles de *P. oocarpa* Shiede.

| Modelo estimado final | N | HV | R ² | MSCR | $\sqrt{\text{MSCR}}$ |
|---|----|----|----------------|-------|----------------------|
| $\widehat{BF} = -3.134 + 0.014D^2$ | Si | No | 0.67 | 280.2 | 16.7 |
| $\widehat{BF} = \exp(0.545 + 0.052D)$ | Si | Si | 0.71 | 370.6 | 19.3 |
| $\widehat{BF} = \exp\left(-0.927 + 0.344 \left[\frac{D^{0.5} - 1}{0.5}\right]\right)$ | Si | Si | 0.73 | 303.9 | 17.4 |

Distribución de la biomasa en los componentes aéreos del árbol.

Los porcentajes promedio de biomasa aérea por componente en árboles de *P. oocarpa* Shiede fue de 64.7% para el fuste y 35.3% corresponden a ramas, follaje y conos (Figura 2).

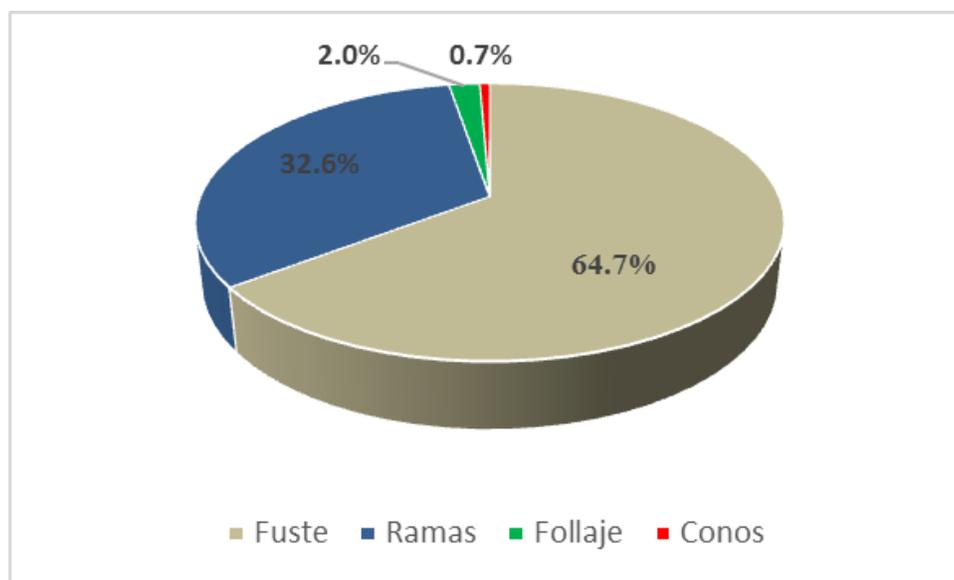


Figura 2. Distribución de la biomasa aérea por componente en *Pinus oocarpa* Schiede.

El porcentaje de biomasa en el fuste de *P. oocarpa* fue menor al reportado para los bosques de Honduras por Ramos y Ferreira (2001) de 71.65% y el 28.35% en la corteza, ramas y acículas. Para la misma especie, Alberto y Elvir (2008) reportan 71% de la biomasa concentrada en el fuste. Así mismo, Gudiel (2015) determinó 79.80%, 12.39%, 7.01% y 0.79% de biomasa para fuste, ramas, acículas y conos, respectivamente, coincidiendo con este estudio solo en el porcentaje de biomasa presente en

conos. González (2008) determinó los porcentajes de biomasa aérea de 84.8%, 11.2% y 4.0% para fuste, ramas y follaje, respectivamente, para regeneración de *P. oocarpa* en bosques naturales en el norte de Chiapas, México.

La proporción de biomasa de fustes en el área de estudio es claramente inferior a la reportada en otros estudios, mientras que la proporción de biomasa de ramas es mayor que la reportada en dichas investigaciones. Las copas extensas frecuentemente se producen cuando la densidad de arbolado es baja y el espacio para el crecimiento de las mismas es amplio. En efecto, Hébert *et al.* (2016) encontraron que las menores densidades de plantación probadas generaron árboles de *Pinus banksiana* Lamb. con ramas de mayor diámetro y mayor proporción de copa viva. Es probable que la relativamente baja densidad de arbolado de *P. oocarpa* en la cuenca sea responsable, al menos parcialmente, de la acumulación de mayor cantidad de biomasa en la copa de los árboles en detrimento de la biomasa de fuste.

Conclusiones

El modelo que mejor estima la biomasa aérea total fue el exponencial que se identificó mediante la transformación Box-Cox usada solo a la BT y para la estimación del follaje fue la de transformación conjunta de BF y D con un R^2 ajustada de 0.98 y 0.73, respectivamente.

Resulta preponderante realizar el ajuste de modelos que estimen la biomasa de los componentes arbóreos: fuste, ramas y frutos. La persistencia de los conos en el árbol sugiere ajustar un modelo que estime la biomasa en este componente arbóreo.

La proporción de la biomasa en el fuste (64.7%) fue inferior a la reportada por la literatura. El presente estudio indica que, en el sitio de estudio, *P. oocarpa* concentra más biomasa en las ramas comparado con lo reportado en investigaciones de otras latitudes.

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por el apoyo económico del proyecto 278639 y apoyo como asistente de proyecto del primer autor, a las autoridades ejidales y municipales de la comunidad Agraria Dos Caminos y Anexos y al grupo de trabajo de campo.

Literatura citada

- Alberto, D. M. y J. A. Elvir. 2008. Acumulación y fijación de carbono en biomasa aérea de *Pinus oocarpa* en bosques naturales en Honduras. INIA. Investigaciones Agrarias: Sistemas y Recursos Forestales 17:67-78.
- DOF. (Diario Oficial de la Federación) 2009. Programa Especial de Cambio Climático 2009-2012. Comisión Intersecretarial de Cambio Climático. Poder Ejecutivo Federal, Estados Unidos Mexicanos. México, D. F. 118 p.
- González-Zarate, M. 2008. Estimación de la biomasa aérea y captura de carbono en regeneración natural de *Pinus maximinoi* H. E. Moore, *Pinus oocarpa* var. *ochoterrenai* Mtz. y *Quercus* sp. en el norte del Estado de Chiapas, México. Tesis de Posgrado. CATIE, Turrialba, Costa Rica. 97 p.
- Gudiel-Corona, D. J. 2015. Ecuación alométrica para estimar biomasa aérea en *Pinus oocarpa* del bosque natural de la Microcuenca Santa Inés, Honduras. Tesis de Licenciatura. Escuela Agrícola Panamericana, Zamorano, Honduras. 26 p.
- Hébert, F., C. Krause, P. Plourde, A. Achim, G. Prigent and J. Ménétrier. 2016. Effect of tree spacing on tree level volume growth, morphology, and wood properties in a 25-year-old *Pinus banksiana* plantation in the boreal forest of Quebec. *Forests* 7:1-16.
- Hoffman, D. 2016. La "curva de Keeling" y el número más importante para nuestro mundo: 400 ppm. http://bluemoon.ucsd.edu/co2_400/mlo_one_week.png (consultado 12 de julio de 2016).
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2010. Documento técnico descriptivo de la Red Hidrográfica escala 1:50000 edición 2.0. Aguascalientes, México. 106 p.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2007. Cambio Climático 2007: Informe de Síntesis. Contribución de los grupos de trabajo I, II y III al cuarto informe del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático. Pachuri, R. K. and A. Reisinger (eds.). IPCC, Ginebra, Suiza. 104 p.
- Fox, J. and S. Weisberg. 2011. An {R} Companion to Applied Regression, Second Edition. Thousand Oaks CA: Sage. URL: <http://socserv.socsci.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion>.

- Medrano-Meraz, F., M. A. López-López, H. J. De Jong Bernardus, G. Ángeles-Pérez y F. Cruz-Cobos. 2017. Ecuaciones alométricas preliminares para la estimación de biomasa subterránea en *Pinus patula*. 431-437. In: Paz-Pellat, F., R. Torres-Alamilla y A. Velázquez-Rodríguez (eds.). Estado actual del conocimiento del ciclo del carbono y sus interacciones en México. Serie Síntesis Nacionales. PMC.
- Méndez-González, J., S. L. Luckie-Navarrete, M. A. Capó Arteaga y J. A. Nájera Luna. 2011. Ecuaciones alométricas y estimación de incremento en biomasa aérea y carbono en una plantación mixta de *Pinus devoniana* Lindl y *P. pseudostrobus* Lindl. en Guanajuato, México. *Agrociencia* 45:479-491.
- Navar Chaidez, J. J. 2009. Allometric equations for tree species and carbon stocks for forests of Northwestern México. *Forest Ecology and Mngement* 257:427-434.
- Ramos-Velásquez, S. y O. W. Ferreira. 2001. Determinación de la cantidad y composición química de la biomasa aérea y subterránea del *Pinus oocarpa*. *Tatascán* 13:3-17.
- R Core Team (2016). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Rojas García, F.; H. J. De Jong-Bernardus, P. Martínez Zurimendi y F. Paz-Pellet. 2015. Database of 478 allometric equations to estimate biomass for Mexican trees and forest. *Annals of Forest Science* DOI 10.1007/s13595-015-0456-y
- Venables, W. N. and B. D. Ripley. 2002. *Modern Applied Statistics with S*. Fourth Edition. New York. ISBN 0-387-95457-0

5.10 Análisis espacio-temporal de la macrofauna edáfica en Calakmul, Campeche

Sánchez-Silva Sarai¹; De Jong Bernardus H. J¹; Huerta-Lwanga Esperanza¹; Mendoza-Vega Jorge¹ y Aryal-Deb Raj²

¹El Colegio de la Frontera Sur, Av. Rancho Polígono 2-A, Ciudad Industrial Lerma, C. P. 24500, Campeche, Campeche.

²CONACYT-UNACH, Facultad de Ciencias Agronómicas, Carr. Ocozocoautla - Villaflores Km 84.5, Villaflores, C.P. 30470, Chiapas. Correo para correspondencia: bjong@ecosur.edu.mx

Resumen

Se analizaron la riqueza y abundancia de la macrofauna del suelo en época de lluvias y secas, en cuatro etapas sucesionales en Calakmul, Camp. México. En la temporada de lluvias se colectaron 3 352 individuos clasificados en 162 morfoespecies; en la temporada de secas se incrementó el número de individuos con 39 54 en 128 morfoespecies. Durante la temporada de lluvias todos los ordenes presentaron mayor abundancia. Los ordenes que presentaron diferencias significativas respecto a la temporada de secas fueron: diplura, isopoda, oligochaeta, pulmonta y thyssanura. No existen diferencias significativas en los parámetros poblacionales entre las etapas sucesionales. Características fisico-químicas del sitio como el contenido de limo, N y la relación de C:N varían entre etapas sucesionales, lo que modifica la humedad del suelo y los nutrientes. Se realizó un PCA con las características fisico-químicas del suelo, donde se obtuvo que la textura del suelo determina las unidades de paisaje. Con base en esta clasificación se aplicó el IndVal con el cual se identificó a los organismos Depredadores-detritívoros-fitófagos y detritívoros como los mejores indicadores para suelos arcillosos.

Palabras clave: *macrofauna; sucesión ecológica; IndVal; grupos funcionales.*

Abstract

The richness and abundance of the macrofauna of the soil during the rainy and dry season was pointed out in four successional stages in Calakmul, Camp. Mexico. During the rainy season, 3 352 individuals were classified in 162 morphospecies; in the dry season the number of individuals increased with 3 954 in 128 morphospecies. During the rainy season all orders increased. The orders with significant differences were: diplura, isopoda, oligochaeta, pulmonta and thyssanura. There were no significant differences in the population parameters between the successional stages. Physico-chemical characteristics of the site such as the silt and N content, and the C:N ratio differ between successional stages, these parameters modifies soil moisture and nutrients. A PCA analysis was carried out with the physical-chemical characteristics of the soil. The soil texture determines the landscape units. Based on this classification, the IndVal was applied, showing that Predator-detritivore-phytophagous and detritivore organisms were the best indicators for clay soils.

Keywords: *macrofauna; ecological succession; IndVal; functional groups.*

Introducción

La macrofauna participa en el proceso de descomposición de la materia, en los flujos de nutrientes y la tasa de acumulación de carbono (C) y nitrógeno (N) en el suelo (Lavelle, 1994; Yang *et al.*, 2016; Gougoulías *et al.*, 2014; Groffman *et al.*, 2015). En particular, la macrofauna del suelo define a los organismos que tienen una anchura o diámetro de más de 2 mm (Moreira, 2008). Aunque cada especie de macrofauna es el resultado único de la combinación entre genoma y ambiente, existe un grado de

redundancia entre las especies en términos de su contribución a los procesos del ecosistema (Brussaard, 1998). Así, la macrofauna puede dividirse en organismos fragmentadores, detritívoros, depredadores e ingenieros del ecosistema (Lavelle, 1996). La estructura poblacional de macrofauna cambia en función de la variación de la productividad vegetal, por lo que es susceptible a procesos de deforestación y sucesión vegetal. Se ha reportado que los bosques maduros presentan mayor riqueza taxonómica, densidad y/o biomasa (Decaëns *et al.*, 1994). Sin embargo, los índices poblacionales como la riqueza pueden presentar sesgos al considerar especies raras. Una alta diversidad no garantiza que un sitio presente un valor alto ecológico (Dunn, 1994). Dufrene *et al.* (1997) desarrollaron el método de valor indicador (IndVal), que considera el número y frecuencia de especies.

El estudio se llevó a cabo en el área de influencia de la Reserva de la Biosfera de Calakmul, Campeche. En el área se utiliza el método de roza tumba y quema (RTQ) para la siembra tradicional de la milpa (Vester *et al.*, 2007; Román *et al.*, 2014; Chowdhury, 2006). Existe una fuerte presión sobre el sistema, ya que cada vez es necesario desmontar más selva madura y acortar los períodos de descanso (Vester *et al.*, 2007; Abizaid y Coomes, 2004; Schmook *et al.*, 2013). El impacto de estas prácticas sobre la macrofauna del suelo no ha sido evaluado. Los parámetros poblacionales de la macrofauna pueden ser utilizados como indicadores de la calidad del sitio. Por lo que esta investigación busca responder las siguientes preguntas i) ¿la riqueza y abundancia de la macrofauna edáfica es mayor en etapas sucesionales avanzadas y en temporada de lluvias? ii) ¿cuáles son las características físico-químicas del suelo que determinan la composición de la macrofauna? iii) ¿cuáles son los grupos funcionales que pueden funcionar como indicadores?

Materiales y Métodos

Área de estudio

El área de estudio se localiza en la zona de influencia de la Reserva de la Biosfera de Calakmul localizada al sur de la Península de Yucatán, México. Al norte se encuentra delimitada por las coordenadas 19°15' N, y al sur limita con la frontera con la República de Guatemala. Los sitios de muestreo se localizan en 2 comunidades: Cristóbal Colón y El Carmen II.

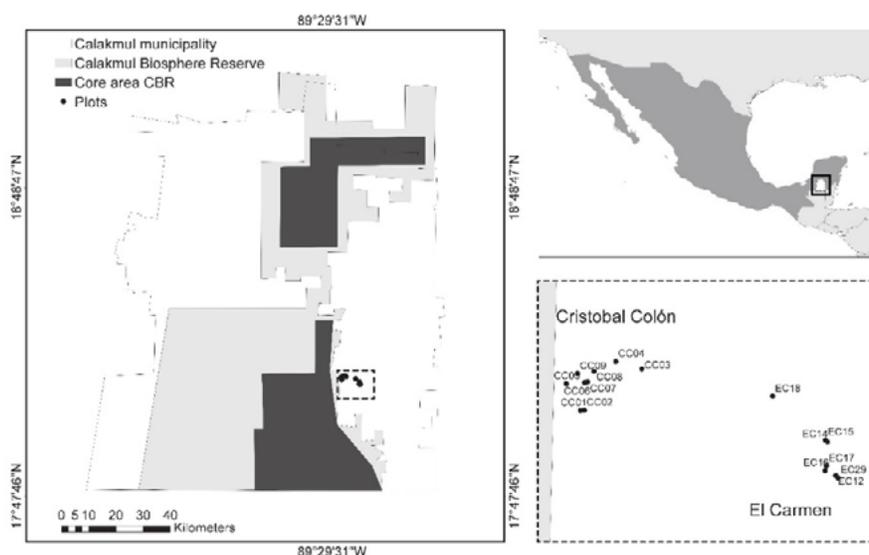


Figura 1. Localización de las parcelas de estudio, en dos comunidades Cristóbal Colón y El Carmen II, en la zona de influencia de la Reserva de la Biosfera de Calakmul.

Los sitios están establecidos en un terreno kárstico con pequeñas elevaciones que van de 100 a 360 msnm. Los suelos varían fisiográficamente, con presencia de rendzinas superficiales con buen drenaje; litosoles en las partes altas y vertisoles localizados en los bajos. (Miranda, 1958; Turner *et al.*, 2001; Bautista *et al.*, 2011). El clima es cálido-subhúmedo, con lluvias en verano, según la clasificación de Köppen modificada por García (1988). La selva mediana subperennifolia (SMSP) es el ecosistema dominante de la región (Rzedowski, 1981; Turner, 2001) sin embargo, el paisaje se encuentra dominado por una serie de mosaicos de vegetación de cultivo y en distintas etapas de regeneración, debido a la práctica de roza-tumba-quema (Kotto *et al.*, 1997; Christanty, 1986; Hartter *et al.*, 2008).

Colecta de macrofauna y suelo

Se realizaron dos colectas, en septiembre 2015 (época de lluvias) y en abril 2016 (época de secas), la colecta de macrofauna del suelo se llevó a cabo en 16 parcelas experimentales de 1000 m², pertenecientes a cuatro etapas sucesionales E1, E2, E3 y E4 (9, 14, 24 y >100 años, respectivamente) de SMSP. Se utilizó el método internacional Tropical Soil Biology and Fertility (TSBF) (Anderson and Ingram, 1993). Por parcela se excavaron seis monolitos en el suelo con dimensiones de 25 x 25 x 10 cm de profundidad (Moreira F. M. S. 2008).

En septiembre de 2016, el suelo mineral se colectó con nucleadores de 5 cm de diámetro. Se tomaron al azar 4 muestras de los primeros 10 cm. Con las 4 muestras, se obtuvo una muestra compuesta de suelo. Con el analizador elemental Perkin-Elmer CHNO/S 2400 se determinó el porcentaje de C, N y la relación CN para mantillo y el suelo. El carbono inorgánico del suelo (CI) se determinó mediante el método de calcimetro, textura con Bouyoucos.

Especies indicadoras

Se analizaron las características físico-químicas de los sitios, el índice de intensidad de uso de suelo través de un PCA (González-Valdivia *et al.*, 2011 y 2013; Rousseau *et al.*, 2013), posteriormente se aplicó el método de agrupamiento no jerárquico k means.

Se utilizó el IndVal (Dufrene y Legendre, 1997; Rousseau *et al.*, 2013), que evalúa la especificidad (la presencia de x especie en las muestras de una categoría) y fidelidad (frecuencia de x especie en las muestras).

$$\begin{aligned} \text{Especificidad} &= A_{ij} = \frac{N. \text{ind} (ij)}{N. \text{ind} (i)} \\ \text{Fidelidad} &= B_{ij} = \frac{N. \text{muestras} (ij)}{N. \text{muestras} (i)} \\ \text{IndVal}_{ij} &= A_{ij} \times B_{ij} \times 100 \end{aligned}$$

donde A_{ij} representa la especificidad.

Los valores de 25 fueron considerados como los mínimos para el índice, los valores superiores a 80 se clasificaron como especialistas (Pohl *et al.*, 2007). El IndVal se probó calculando su valor z, basado en permutaciones al azar, y al clasificar sus valores en los resultados de aleatorización ordenada con el índice de similitud Raup Crick, que se basa en un procedimiento Monte Carlo, que compara el número de especies observadas.

Análisis estadísticos

Se determinaron parámetros poblacionales: el índice de diversidad de Shannon, la dominancia se estimó con el índice de Simpson y el índice Evenness para cuantificar la equitatividad de la comunidad, con una prueba ANOVA de una vía, con Tukey HSD $p < 0.05$ con el software STATISTICA se analizaron diferencias entre etapa sucesionales. Se aplicó un análisis de componentes principales (ACC) para analizar la relación entre la abundancia de los invertebrados las características físico-químicas y la edad con el software PAST.

Resultados y Discusión

Riqueza de especies

En la temporada de lluvias se colectaron 3 352 individuos clasificados en 162 morfoespecies, durante la temporada de secas se incrementó el número de individuos a 3 954 sin embargo, el número de morfoespecies disminuyó a 128. Durante la temporada de lluvias todos los ordenes presentaron mayor abundancia. Los ordenes que presentaron diferencias significativas respecto a la temporada de secas fueron: diplura, isopoda, oligochaeta, pulmonta y thyssanura. Manhães *et al.* (2013), encontraron que la macrofauna varía conforme a la estacionalidad, principalmente predadores y hervíboros, debido a las variaciones en la cantidad, calidad de la hojarasca y suelo que varían conforme al sitio. El orden de los isopteros fue el único que incrementó su número en la temporada de secas, aunque no significativamente (Cuadro 1). Resultados similares reportaron Ayuke *et al.* (2011), donde encontraron un mayor número de termitas bajo condiciones secas y cálidas en África, indicando que las precipitaciones altas pueden tener un impacto negativo sobre la riqueza taxonómica, ya que puede modificar los hábitos de anidación y de alimentación. Franco *et al.* (2017) también encontraron que las termitas fueron los organismos más abundantes en suelos con buena estructura.

Cuadro 1. Ordenes representativos por estación de lluvias y secas. Diferentes letras indican diferencias significativas, con ANOVA de una vía, Tukey HSD $p < 0.05$.

| Ordenes | Lluvias | | Secas | |
|-----------------|---------|---|-------|---|
| Aranea | 1.43 | | 0.62 | |
| Coleoptera | 0.68 | | 0.43 | |
| Diplura | 2.87 | B | 0.68 | A |
| Geophilomorpha | 1.62 | | 0.75 | |
| Hymenoptera | 22.18 | | 12.87 | |
| Isopoda | 1 | B | 0.12 | A |
| Isoptera | 3.93 | | 20 | |
| Oligochaeta | 3.37 | B | 0.18 | A |
| Prosobanchia | 49.87 | | 24.25 | |
| Pseudoescorpion | 0.18 | | 0.12 | |
| Pulmonata | 7.18 | B | 1.62 | A |
| Thyssanura | 0.75 | B | 0 | A |

Los índices de Shannon H, Simpson_D y equitatividad Evenness no mostraron diferencias significativas entre etapas sucesionales (Cuadro 2). Lo que sugiere que la práctica de RTQ no impacta a largo plazo la abundancia de morfoespecies. Se ha reportado que después de 6 años, el barbecho aumenta la diversidad de macrofauna probablemente, porque los manchones de selva madura aportan diversidad de especies a las parcelas cercanas en barbecho (Decaëns *et al.* 1994, Rossi *et al.* 2010). Después de 2 o 3 años las plantas pioneras por su rápido crecimiento y producción de biomasa forman un dosel cerrado y mantillo, donde coexisten una comunidad muy diversa de macroinvertebrados, y al

existir suficientes recursos disminuye la presión competitiva (Baar *et al.*, 2000; Amarasekare, 2003). Mathieu *et al.* (2005), en la Amazonia Brasil indicaron que la diversidad aumentó en parcelas en etapa de barbecho y sugiere que éstos ofrecen condiciones favorables para la macrofauna.

El índice de Simpson 1-D, presentó mayores valores durante la temporada de lluvias sin embargo, sólo se encontró diferencia significativa en E1. El índice de diversidad de Shannon H también fue mayor en la temporada de lluvias con valores intermedios de diversidad. El índice de Evenness no mostró diferencias significativas entre temporadas.

Cuadro 2. Promedio de morfoespecies e individuos por parcela e índices ecológicos por etapa sucesional (E1=acahual joven, E2=acahual intermedio, E3=acahual maduro y E4= selva madura) en temporada de lluvias (T1) de secas (T2). Mayúsculas indican diferencias dignificativas entre temporadas, ANOVA de una vía, Tukey HSD $p < 0.05$.

| | E1 | | E2 | | E3 | | E4 | |
|---------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|------|------|-------------------|--------------------|
| | T1 | T2 | T1 | T2 | T1 | T2 | T1 | T2 |
| Morfoespecies | 15.75 | 8.5 | 15 ^B | 6.0 ^A | 15 | 10 | 26.5 ^B | 11.25 ^A |
| Individuos | 51 | 28.75 | 53.25 | 78.25 | 68 | 63.5 | 218.75 | 83.5 |
| Simpson 1-D | 0.86 ^B | 0.77 ^A | 0.77 | 0.49 | 0.8 | 0.46 | 0.87 | 0.73 |
| Shannon H | 2.28 ^B | 1.67 ^A | 2.04 ^B | 0.95 ^A | 2.08 | 1.2 | 2.53 ^B | 1.77 ^A |
| Evennes | 0.7 | 0.75 | 0.54 | 0.62 | 0.59 | 0.63 | 0.51 | 0.64 |

Especies indicadoras

La textura del suelo es la característica principal que separa las unidades de paisaje, obteniéndose tres grupos: arcillas (12 parcelas), franco arcillo arenoso (tres parcelas) y franco limoso con una parcela. La textura regula diversas funciones como la dinámica del agua, nutrientes e intercambio de gases en el suelo. Se relaciona con la macrofauna, debido a que estos participan en la incorporación de MOS y modifican su estructura al crear galerías. Diversos autores indican que la textura determina la distribución espacial de la biota del suelo (Joschko *et al.*, 2010; Gholami *et al.*, 2016).

Al analizar las diferencias en las características físico-químicas del suelo entre etapas sucesionales, se observó que el contenido de limo es significativamente mayor en el acahual joven y el contenido de N es mayor en la selva madura. El contenido de limo es un fuerte predictor de la diversidad de la macrofauna edáfica, ya que determina la disponibilidad de agua en el suelo (Joschko *et al.*, 2010; Gholami *et al.*, 2016; Cuadro 3).

Cuadro 3. Características físico-químicas del suelo por etapa sucesional. Diferentes letras indican diferencias significativas, ANOVA una vía, post hoc Tukey, $p < 0.05$.

| Características | E1 | E2 | E3 | E4 |
|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|
| Ph | 7.89 | 7.51 | 7.87 | 7.94 |
| Arena % | 27.07 | 27.92 | 28.37 | 29.7 |
| Arcilla % | 43.27 | 59.62 | 55.94 | 52.07 |
| Limo % | 29.64 ^b | 12.46 ^a | 15.68 ^{ab} | 18.21 ^{ab} |
| CaCO ₃ % | 12.28 | 7.47 | 8.19 | 8.77 |
| C I % | 1.47 | 0.89 | 0.98 | 1.05 |
| C % | 7.69 | 6.87 | 7.02 | 7.66 |
| N % | 0.72 ^{ab} | 0.66 ^{ab} | 0.47 ^a | 0.89 ^b |
| CN relación | 14.68 ^{ab} | 13.42 ^{ab} | 19.52 ^b | 11.16 ^a |
| COS % | 6.21 | 5.4 | 6.04 | 6.61 |

El IndVal señaló diferencias entre los distintos tipos de suelos y en las temporadas de lluvias y secas. Se encontró que los Detritívoros, Depredadores y Fitófagos (DDF) y los detritívoros (DET) son

indicadores en suelos arcillosos. Los demás valores (<25) aunque no se consideran como buenos indicadores, muestran una tendencia de reducción que va de los suelos arcillosos > franco arcillo arenoso > franco limoso, para los detritívoros, depredadores e ing. del ecosistema en temporada de lluvias y secas. De forma contraria los detritívoros rizófagos presentan una tendencia opuesta, aumentando el IndVal en los suelos franco limoso (Cuadro 4).

Cuadro 4. IndVal por grupos funcionales (0-10 cm del suelo). DDF=Detritívoros, Depredadores y Fitofagos; DET=Detritívoros; DEP=Depredadores; ING=Ingenieros del ecosistema; DET-RI=Detritívoros Rizofagos. T1= Lluvias, T2=Secas. FAA=Franco Arcillo arenoso, FL= Franco limoso.

| | T1 | | | T2 | | |
|--------|---------|-------|-------|---------|------|------|
| | Arcilla | FAA | FL | Arcilla | FAA | FL |
| DDF | 100 | | | 100 | | |
| DET | 36.37 | 19.18 | 15.34 | 100 | | |
| DEP | 13.97 | 12.04 | 8.75 | 11.15 | 3.35 | 1.91 |
| ING | 13.58 | 7.95 | 5.3 | 15.73 | 4.89 | 2.79 |
| DET-RI | 8.53 | 9.88 | 11.85 | 6.99 | 2.01 | 2.03 |

Durante la época de lluvias el eigenvalue del CCA del primer eje fue de 43.14 y del segundo eje 23.88%. El primer eje esta principalmente representado por el pH, y el segundo eje por el contenido de arena (Figura 2).

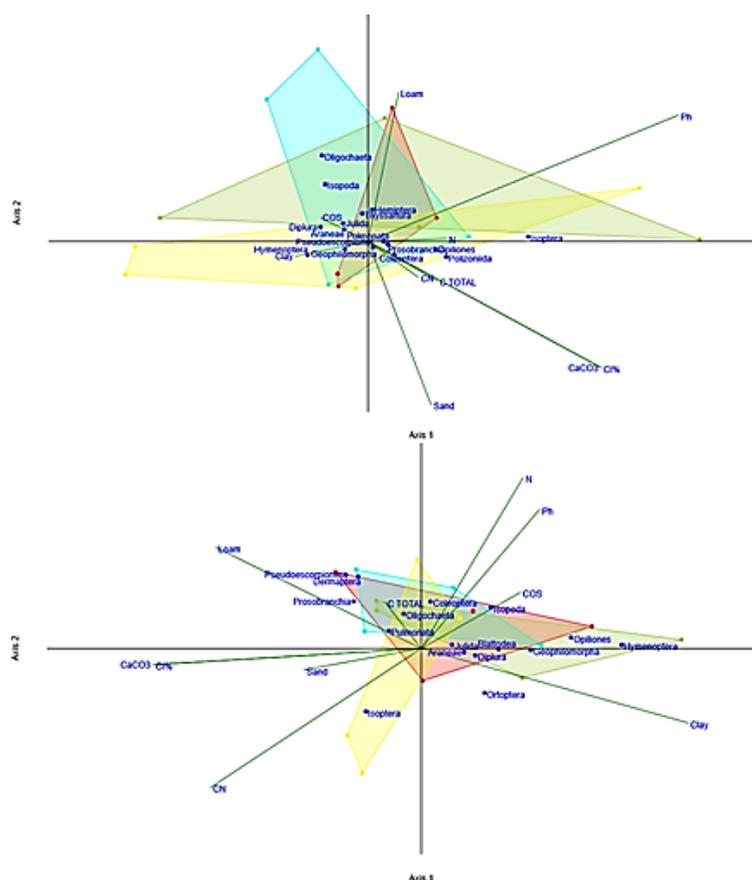


Figura 2. Triplot de los grupos funcionales de macrofauna colectados en los primeros 10 cm de suelo. Las líneas indican las variables edáficas. Las parcelas E1= azul, E2=verde, E3=amarillo y E4=rojo.

Estos coeficientes canónicos indican que el pH, es un factor importante en la distribución de la macrofauna. Resultados similares los obtuvo Scheu y Schaefer (1998) donde observaron que el pH de

suelo influye en la distribución de las poblaciones de macrofauna en suelos calizos. En la época de secas el primer eje obtuvo valores de 52.16% y el segundo eje de 33.22%, lo que indica que durante la temporada de secas la macrofauna del suelo presenta una mayor relación con las características del suelo. Por lo que variables medioambientales pueden explicar la variación en la presencia de especies. Li *et al.* (2016) con un CCA, encontraron que la MOS, la humedad, y el pH fueron los factores más importantes en el eje 1 y el total de N, K presentaron una alta correlación con el segundo eje.

Conclusiones

No existen diferencias significativas en los parámetros poblacionales entre etapas sucesionales, ni entre temporada de lluvias y secas. Sin embargo, en la temporada de lluvias se observa una mayor diversidad.

Características físico-químicas del sitio como el contenido de limo, N y la relación de CN varían entre etapas sucesionales.

Las unidades de paisaje se agrupan principalmente por la textura de los sitios.

El IndVal arrojó diferencias, entre los grupos indicadores por temporada y tipo de suelo. Se observó que los organismos depredadores/detritivoros/fitófagos son los mejores indicadores.

Literatura citada

- Abizaid, C. and O. T. Coomes. 2004. Land use and forest fallowing dynamics in seasonally dry tropical in Peninsula Mexico forests of the southern Yucatan. 21:71-84.
- Amarasekare, P. 2003. Competitive coexistence in spatially structured environments: a synthesis. *Ecol. Lett.* 6:1109-1122.
- Anderson, J. and Ingram, J. 1989. Tropical soil biology and fertility. in press.
- Ayuke, F. O., M. M. Pulleman, B. Vanlauwe, R. G. M. de Goede, J. Six, C. Csuzdi and L. Brussaard. 2011. Agricultural management affects earthworm and termite diversity across humid to semi-arid tropical zones. - *Agric. Ecosyst. Environ.* 140:148-154.
- Baar, R., M. D. R. Cordeiro, M. Denich and Fölster. H. 2000. Floristic inventory of secondary vegetation in agricultural systems of East-Amazonia. *Biodivers. Conserv.* 13:501-528.
- Bautista, F., G. Palacio, P. Quintana and J. A. Zinck. 2011. Spatial distribution and development of soils in tropical karst areas from the Peninsula of Yucatan, Mexico. *Geomorphology* 135: 308-321.
- Brussaard, L. 1998. Soil fauna, guilds, functional groups and ecosystem processes. *Appl. Soil Ecol.* 9:123-135.
- Christanty, L. 1986. Shifting Cultivation and Tropical Soils : Patterns , Problems and Possible Improvements. in press.
- Decaëns, T., P. Lavelle, J. Jiménez, G. Escobar Berón and G. Rippstein. 1994. Impact of land management on soil macrofauna in the Oriental Llanos of Colombia. *European Journal of Soil Biology.* 30:157-168.
- Dufrene, M. and P. Legendre. 1997. Species Assemblages and Indicator Species: The Need for a Flexible Asymmetrical Approach. *Ecological Monographs* 67:345-366.
- Franco, A., M. Cherubin, E. P. C. Cerri, M.L. R. Guimarães and C. Cerri. 2017. Relating the visual soil structure status and the abundance of soil engineering invertebrates across land use change. *Soil and Tillage Research.* 173:49-52.
- Gholami, S., E. Sayad, R. Gebbers, M. Joschko, J. Timmer and S. Michael, 2015. Spatial analysis of riparian forest soil macrofauna and its relation to abiotic soil properties: a regional scale study from Iran. *Pedobiologia. Int. J. Soil Biol.* 59:27-36.
- González-Valdivia, N., S. Ochoa-Gaona, C. Pozo, B. G. Ferguson; L. J. Rangel-Ruiz, S. L. Arriaga-Weiss, A. Ponce-Mendoza y C. Kampichler. 2011. Indicadores ecológicos de habitat y biodiversidad en un paisaje neotropical: Perspectiva multitaxonomica. *Rev. Biol. Trop.* 59:1433-1451.
- González-Valdivia, N. A., G. González-Escolástico, E. Barba, S. Hernández-Daumás y S. Ochoa-Gaona, Susana. 2013. Mirmecofauna asociada con sistemas agroforestales en el Corredor Biológico Mesoamericano en Tabasco, México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 84:306-317.
- Gougoulias, C. et al. 2014. The role of soil microbes in the global carbon cycle: Tracking the below-ground microbial processing of plant-derived carbon for manipulating carbon dynamics in agricultural systems. - *J. Sci. Food Agric.* 94: 2362-2371.
- Groffman, P. M. et al. 2015. Earthworms increase soil microbial biomass carrying capacity and nitrogen retention in northern hardwood forests. - *Soil Biol. Biochem.* 87: 51-58.
- Hartter, J. et al. 2008. Detecting tropical dry forest succession in a shifting cultivation mosaic of the Yucatan Peninsula, Mexico. *Appl. Geogr.* 28:134-149.
- Kotto-Same, J., L. P. Woomer, M. Appolinaire and L. Zapfack. 1997. Carbon dynamics in slash-and-bum agriculture and land use alternatives of the humid forest zone in Cameroon. *Agriculture, Ecosystems & Environment.* 65:245-256. 10.1016/S0167-8809(97)00060-1.
- Lavelle, P. 1996. Diversity of Soil Fauna and Ecosystem Function. in press.
- Lundell, C. L. 1934. Preliminary Sketch of the Phytogeography of the Yucatán Peninsula. - *Cargegie Inst. Washingt* 436:257-321.

- Coimbra Manhães, C. M., E. F. Gama-Rodrigues, M. K. Silva-Moço and A. C. Gama-Rodrigues. 2013. Meso- and macrofauna in the soil and litter of leguminous trees in a degraded pasture in Brazil. *Agrofor. Syst.* 87:993–1004.
- Mathieu, J., J. P. Rossi, P. Mora, P. Lavelle, F. da S. Martins, C. Rouland-Lefèvre and M. Grimaldi. 2005. Recovery of Soil Macrofauna Communities after Forest Clearance in Eastern Amazonia, Brazil. *Conservation Biology*. 19:1598-1605.
- Miranda, F. 1958. Rasgos fisiográficos (de interés para los estudios biológicos). in press.
- Miranda, F. and E. Hernández-Xolocotzi. 1963. Los tipos de vegetación de México y su clasificación. Colegio de Postgraduados, Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos.
- Moreira, F. M. S., E. Jeroen-Huising y D. E. Bignell (eds.) 2008. Manual de biología de suelos tropicales.
- Pérez-Salicrup, D. 2004. Forest types and their implications. - Turn. BL II, Geoghegan J, Foster D Integr. Land-change Sci. Trop. Deforestation South. Yucatán Final Front. 63–80.
- Roman-Danobeytia, J. F., S. Levy, P. Macario and J. Zúñiga-Morales, José. 2014. Redefining secondary forests in the mexican forest code: Implications for management, restoration, and conservation. *Forests* 5:978-991.
- Rossi, J. P. and Mora, P. 2010. Decreasing fallow duration in tropical slash-and-burn agriculture alters soil macroinvertebrate diversity: A case study in southern French Guiana. *Agric. Ecosyst. Environ.* 135:148-154.
- Rousseau, L., S. Fonte, O. Tellez, R. Hoek and P. Lavelle. 2013. Soil macrofauna as indicators of soil quality and land use impacts in smallholder agroecosystems of western Nicaragua. *Ecol. Indic.* 27:71–82.
- Roy Chowdhury, R. 2006. Landscape change in the Calakmul Biosphere Reserve, Mexico: Modeling the driving forces of smallholder deforestation in land parcels. - *Appl. Geogr.* 26:129-152.
- Rzedowski, J. 1981. The vegetation of Mexico. Editorial Limusa.
- Scheu, S. and M. Schaefer. 1998. Bottom-up control of the soil macrofauna community in a beechwood on lime- stone: manipulation of four resources. *Ecology* 79:1573-1585.
- Schmook, B., N. Vliet, C. Radel, M. de Jesús Manzón-Che and S. Mccandless, Susannah. 2013. Persistence of Swidden Cultivation in the Face of Globalization : A Case Study from Communities in Calakmul , Mexico. *Human Ecology*. 41. 10.1007/s10745-012-9557-5.
- Turner, I. I. 2001. Sustainability and forest transitions in the southern Yucatán: The land architecture approach. *Land use policy* 27:170-179.
- Turner II, B. L., S. Cortina-Villar, D. Foster, J. Geoghegan, E. Keys, P. Klepeis, D. Lawrence, P. Macario-Mendoza, S. Manson, Y. Ogneva-Himmelberger, A. B. Plotkin, D. Perez Salicrup, R. Chowdhury, B. Savitsky, L. Schneider, B. Schmook and C. Vance. 2001. Deforestation in the southern Yucat an Peninsular region: an integrative approach. *For. Ecol. Manage.*:353–370.
- Vester, H. F., D. Lawrence, J. R. Eastman, B. L. 2nd. Turner, S. Calmé, R. Dickson, C. Pozo and F. Sangermano 2007. Land change in the southern Yucatan and Calakmul Biosphere Reserve: effects on habitat and biodiversity. *Ecol. Appl.* 17:989-1003.
- Yang, L. and D. Geisseler. 2016. Available C and N affect the utilization of glycine by soil microorganisms. *Geoderma* 283:32-38.

5.11 Relación carbono: fósforo en suelos mexicanos - una revisión

Aryal Deb R.¹; Morales-Ruiz Danilo²; Casanova-Lugo Fernando³ y Villanueva-López Gilberto⁴

¹CONACYT-UNACH, Facultad de Ciencias Agronómicas, Carr. Ocozocoautla Villaflores, CP 30470, Villaflores, Chiapas

²Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad Autónoma de Chiapas, Carr. Ocozocoautla Villaflores, CP 30470, Villaflores, Chiapas

³Instituto Tecnológico de Zona Maya, Othón P. Blanco, C.P. 77960, Quintana Roo

⁴Departamento de Agroecología, El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Villahermosa, CP 86280, Tabasco.

Autor para correspondencia: drajar@conacyt.mx

Resumen

El fósforo (P) es un elemento esencial para todos los seres vivos. La litosfera contiene pocas concentraciones de P y los depósitos geológicos se encuentran heterogéneamente distribuidos en el planeta. Como un elemento esencial para varios procesos metabólicos, entre otros, la fotosíntesis, el P puede limitar la capacidad de captura de carbono en ecosistemas terrestres. El objetivo de este estudio fue evaluar el contenido de fósforo y la relación de carbono: fósforo en suelos mexicanos mediante la síntesis y análisis de datos publicados. Los resultados demostraron que los suelos mexicanos en promedio contienen de 14.1 ± 1.3 a 70.5 ± 11.5 mg P kg⁻¹. Los ecosistemas costeros como manglares presentaron mayores contenidos de P, mientras los suelos agrícolas presentaron las más bajas concentraciones. Los promedios de la relación C: P variaron de 3 065:1 a 9 146:1 dependiendo el tipo de suelo y el ecosistema. No se encontró una diferencia significativa entre zonas climáticas por las altas variaciones entre los sitios dentro de la misma zona climática. La baja concentración de P en suelos agrícolas de México podría limitar la producción agropecuaria si no se buscan las estrategias sustentables de reciclaje de fósforo. Sin embargo, se requiere estudios sobre las formas de fósforo y de cobertura amplia para entender bien la dinámica de fósforo en ecosistemas terrestres de México.

Palabras claves: *carbono orgánico de suelo; fósforo asimilable; ecosistemas terrestres.*

Abstract

Phosphorus (P) is an essential element for all living beings. The lithosphere contains low concentrations of P and the geological deposits are heterogeneously distributed on the planet. As an essential element for several metabolic processes, among others, photosynthesis, P can limit the capacity of carbon capture in terrestrial ecosystems. The objective of this study was to evaluate the phosphorus content and the carbon: phosphorus ratio in soils of Mexico through the synthesis and analysis of the published data. The results showed that Mexican soils on average contain from 14.1 ± 1.3 to 70.5 ± 11.5 mg P kg⁻¹. Coastal ecosystems such as mangroves presented higher P contents, while agricultural soils showed the lowest P concentrations. The average C: P ratio varied from 3 065:1 to 9 146:1 depending upon soil type and ecosystem. No significant difference was found between climatic zones due to the high variations between the sites within the same climatic zone. The low concentration of P in agricultural soils in Mexico could limit agricultural production if sustainable phosphorus recycling strategies are not sought. However, further studies are required on the forms of phosphorus and wider coverage to better understand the phosphorus dynamics in terrestrial ecosystems of Mexico.

Keywords: *soil organic carbon; assimilable phosphorus; terrestrial ecosystems.*

Introducción

Fósforo es un elemento esencial para todos los organismos (Elser y Bennett, 2011). Se requiere en la formación de ácido nucleico, proteína y polímeros de carbohidrato. Algunos compuestos orgánicos que contienen el fósforo incluyen ADN, fosfolípidos, inositol fosfatos, fosfoproteínas, fosfatos de azúcar, ácidos fosfónicos, entre otras (Turner *et al.*, 2005). La energía requerida para la síntesis de moléculas complejas de la vida se libera por el enlace de P que mueve reversiblemente entre difosfato de adenosina (ADP) y trifosfato de adenosina (ATP) (Elser *et al.*, 2007). Existe pocas cantidades de fósforo en la biosfera y litosfera del planeta. La ocurrencia natural de fósforo en la litosfera es de 0.12% en promedio y es menor que K, Ca, Mg, y otros macronutrientes que circulan geológicamente (Cordell y White, 2011). La mayor parte del fósforo en el suelo se encuentra en compuestos orgánicos e inorgánicos en forma no disponible (Bernal *et al.*, 2007).

Distinto que los ciclos de carbono y nitrógeno, el P no se encuentra en forma de gas en la atmósfera y los depósitos extraíbles están limitados. En una escala de miles de años de tiempo, el flujo de P es de unidireccional, ya que completar el ciclo de sedimentación y formación de depósitos se requiere de escala de tiempo geológico (Obersteiner *et al.*, 2013). El principal reservorio de fósforo en el planeta es la roca madre y los países como Marrueco, China, Sudáfrica y Estados Unidos poseen el 83% de las rocas de fosfato fácilmente explotable y contribuyen dos tercios de la producción anual de fósforo (Vaccari, 2009). Cavamos las reservas geológicas de fósforo para producir fertilizantes para alimentar a la creciente población, creando en gran medida un flujo unidireccional desde las rocas hasta las tierras agropecuarias, los lagos, y los océanos, y afectando dramáticamente los ecosistemas marinos de agua dulce y costeros (Elser y Bennett, 2011).

Algunos estudios proyectan que las reservas geológicas económicamente viables de fósforo serán agotadas dentro de unas décadas (Childers *et al.*, 2011; Cordell y White, 2011). La disponibilidad y el reciclaje de fósforo en el suelo como un recurso limitado controla significativamente la productividad de un ecosistema, por lo tanto la capacidad de captura de carbono (Elser *et al.*, 2007). Yang *et al.* (2014) demostraron que la limitación de fósforo en el suelo afecta la productividad primaria neta (PPN) en ecosistemas forestales de Amazonia. En México, existen estudios de manera dispersa que reportan las propiedades de suelo que incluye la cantidad de fósforo y carbono orgánico de suelo. Sin embargo, no se ha estudiado con mayor profundidad la relación de carbono: fósforo (C: P) en suelo según el tipo de vegetación, clima y clase de suelo. Es por ello, el objetivo de este estudio fue revisar, sintetizar y analizar el contenido de fósforo disponible y relacionar con la cantidad de carbono orgánico del suelo cubriendo diferentes ecosistemas y zonas climáticas.

Materiales y Métodos

Se realizó la búsqueda de artículos científicos publicados a nivel nacional con google scholar, science direct, scopus, web of science y CONRICYT. Se capturó y sintetizo los datos tanto de carbono orgánico de suelo como fósforo intercambiable. Se excluyó los estudios contienen solo fósforo o solo carbono. Se utilizó 342 observaciones publicadas en 29 artículos que abarcan 16 clases de suelo según el IUSS base de referencia mundial de recursos de suelo (IUSS WRB, 2014). Los estudios fueron clasificados forestales, matorrales, manglares, agrícolas y pastizales según el uso considerando las diferencias de la propiedades ecosistémicos. Así mismo, con la finalidad de evaluar las diferencias entre las zonas climáticas, se agrupó los datos por tipos generales del clima. Una vez, capturado los datos, se procedió el paso de armonizar las unidades ya que en distintas unidades tanto la cantidad carbono como el fósforo. El carbono se presentó en porcentaje (%) y el fósforo en miligramo por kilogramo de suelo (mg kg^{-1}). Para calcular la relación C:P, ambos fueron convertidos en %. La mayoría de los estudios reportaron suelos menores a 30 cm de profundidad. Los datos fueron analizados estadísticamente con ANOVA de una vía para evaluar las diferencias significativas entre

ecosistemas, entre zonas climáticas y entre tipo de suelo. Posteriormente, se realizó el análisis post hoc de Tukey ($p = 0.05$) para identificar los grupos homogéneos.

Resultados y Discusión

En un análisis entre ecosistemas, los valores de COS y fósforo variaron de 2.1 ± 0.5 (media \pm error estándar) a 11.4 ± 1.8 % C y de 14.1 ± 1.3 a 70.5 ± 11.5 mg P kg⁻¹ respectivamente. Los suelos de los ecosistemas de manglares contienen mayores concentraciones de COS y fósforo disponible comparado con ecosistemas forestales, pastizales y agrícolas. La relación C:P en promedio vario de $3,065 \pm 359:1$ a $9,146 \pm 957:1$ con el valor más alto en ecosistemas forestales (Figura 1: A, B, C).

En cuanto al efecto de zonas climáticas, no se encontró una tendencia estadísticamente significativa. Sin embargo, suelos tropicales tienden a contener mayor cantidad de carbono y fósforo comparado con zonas templadas y áridas. Por la alta concentraciones de carbono, la relación C:P también se encuentran numéricamente altas en climas tropicales (Figura 1: D, E, F). La alta variación en el contenido de fósforo se puede atribuir a las variaciones en el tipo de suelo. En algunos sitios, los suelos eran Calcisoles con mayores concentraciones de fósforo, mientras en otros sitios se encuentran Gypsisoles y Cambisoles con menores concentraciones de fósforo.

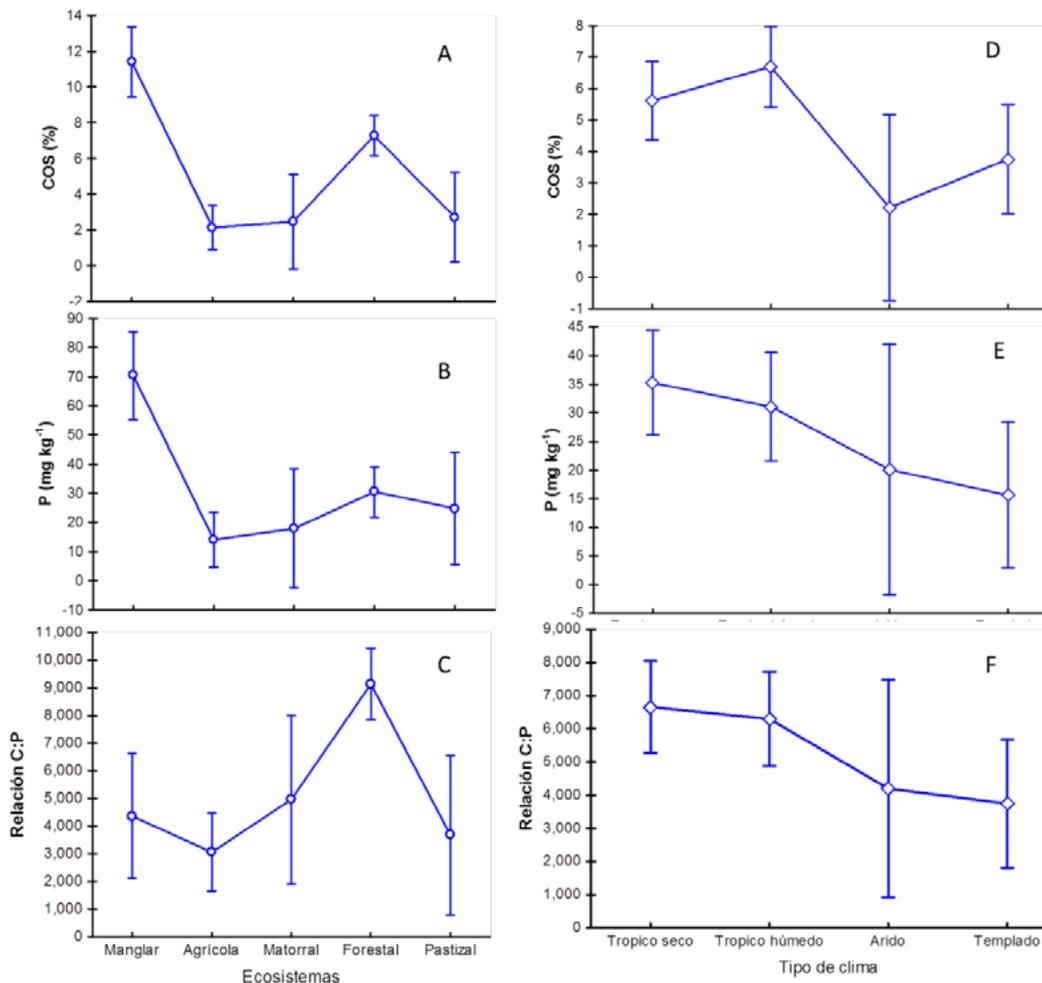


Figura 1: Contenido de carbono orgánico de suelo (%), fósforo (mg kg⁻¹) y relación C: P por ecosistemas (A, B, C) y principales zonas climáticas (D, E, F) de México.

Las concentraciones de tanto carbono como fósforo variaron significativamente por tipo de suelo. Así mismo, la relación de C:P varió significativamente según el orden de suelo. Como es de esperar, los Histosoles presentaron más altas concentraciones de carbono, sin embargo, la más alta concentración de fósforo se presentó en Gleysoles (Cuadro 1). La relación C: O se presentó en Calcisoles y Arenosoles mientras los más altos se presentaron en Alisoles y Anthrosoles.

Cuadro 1: Contenido de carbono orgánico de suelo (%), fósforo (mg kg⁻¹) y relación C:P por tipo de suelo (WRB clasificación).

| Tipo de suelo | COS (%) | | P (mg kg ⁻¹) | | Relación C:P | | N |
|---------------|----------|-------|--------------------------|-------|--------------|-------|----|
| | Promedio | E. E. | Promedio | E. E. | Promedio | E. E. | |
| Gleysol | 8.3 | 1.6 | 100.3 | 14.3 | 2 025 | 542 | 38 |
| Gypsisol | 1.3 | 0.0 | 17.7 | 6.0 | 1 016 | 85 | 13 |
| Fluvisol | 3.1 | 0.7 | 11.6 | 2.5 | 5 068 | 1 004 | 21 |
| Cambisol | 3.0 | 0.8 | 19.1 | 9.5 | 2 814 | 904 | 4 |
| Leptosol | 6.7 | 0.8 | 14.1 | 4.6 | 10 786 | 1 126 | 92 |
| Luvisol | 2.5 | 0.2 | 8.0 | 0.9 | 5 500 | 1 101 | 30 |
| Vertisol | 2.6 | 0.6 | 19.6 | 2.9 | 2 407 | 696 | 21 |
| Calcisol | 1.2 | 0.3 | 33.5 | 6.2 | 468 | 52 | 20 |
| Andosol | 3.7 | 0.4 | 52.7 | 11.5 | 1 223 | 366 | 17 |
| Alisol | 3.0 | 0.5 | 7.7 | 1.7 | 11 443 | 3 819 | 16 |
| Regosol | 3.1 | 0.5 | 12.1 | 2.5 | 4 351 | 621 | 31 |
| Phaeozem | 6.2 | 1.7 | 18.2 | 4.7 | 6 018 | 1 044 | 16 |
| Plinthosol | 4.0 | 1.4 | 14.4 | 3.1 | 2 568 | 435 | 4 |
| Histosol | 26.0 | 3.2 | 74.6 | 32.0 | 7 882 | 1 068 | 12 |
| Arenosol | 5.1 | 2.6 | 62.8 | 19.7 | 598 | 232 | 4 |
| Anthrosol | 3.6 | 2.1 | 6.4 | 0.9 | 5 050 | 2 268 | 3 |

En una revisión, Cleveland y Liptzin (2007) reportan en promedio una relación C: P de 186:1 en suelos del mundo; así mismo, la una relación de 59.5:1 en la biomasa microbiana de suelo. Comparado con lo reportado, el promedio general de C: P (5 797:1) en nuestro análisis es extremadamente bajo en los suelos de México. Bajas cantidades de fósforo en suelos agrícolas y forestales también esta reportada en otros estudios recientes en México, lo cual se puede expresar como un “cuello de botella” en la productividad agropecuaria y forestal. Estrada-Herrera *et al.* (2017) reportan 8 – 20 mg P kg⁻¹ en suelos agrícolas de Mixteca Alta Oaxaqueña, como un indicador de degradación de suelo. Aryal *et al.* (2017) reportan 0.6 – 3.9 mg P kg⁻¹ en suelos de selva medianas sub-perennifolia de Calakmul, Campeche. Yang *et al.* (2014) reportan 7.28 – 33.06 mg P kg⁻¹ en suelos de Amazonia, los cuales son semejantes a los resultados de nuestro estudio.

Bajos niveles de fósforo en suelo es un factor limitante en la producción agropecuaria y productividad de los ecosistemas naturales en México. Altas variaciones (altos intervalos de confianza demostrados en la Figura 1 y cuadro 1) del promedio general en la estequiometría de C:P en nuestro análisis indican que la dinámica de estos nutrientes son específicos a los sitios locales; influidos por el tipo de materia parental, el clima, la vegetación, el manejo y la historia de suelo de suelo. Andersson *et al.* (2016) demostraron que el pH de suelo es uno de los factores que influye la disponibilidad de fósforo, especialmente, en suelo alcalinos. Tratamiento de suelo para bajar el pH puede liberar de 9 a 33% de fósforo intercambiable de las reservas inorgánicas (Andersson *et al.*, 2016). Buenas prácticas de manejo como: labranza cero, aplicación de estiércol e introducción de leguminosas en la rotación puede aumentar significativamente el contenido de fósforo en suelo agrícolas (Baez-Perez *et al.*, 2002). La humedad de suelo es uno de los factores que controla en el abastecimiento de fósforo de fuentes

inorgánicas. Por lo tanto, sequía y aumento de la temperatura puede exacerbar el problema de disponibilidad de P en crecimiento de plantas y actividades microbiana de suelo (Dijkstra *et al.*, 2012).

Conclusiones

Los resultados de contenido de fósforo y relación C:P demuestran que los niveles de fósforo en suelos mexicanos son bajos, en excepción a los suelos de manglares. La relación C:P fueron más altas en suelos de ecosistemas forestales. Suelos agrícolas tienen más bajas cantidades de fósforo y suelos de manglares contienen relativamente altas cantidades de fósforo en México. Histosoles y Arenosoles tuvieron mayor cantidad de fósforo por su ocurrencia en los ecosistemas costeros. No se encontró un patrón significativamente claro del efecto del clima en la relación C:P por altas variaciones entre sitios. Futuras investigaciones deben analizar el fósforo asimilable, cuantificar el fósforo total y además, fraccionar los tipos de fósforo para entender el potencial de disponibilidad de este elemento con el tiempo.

Literatura citada

- Andersson, K. O., M. K. Tighe, C. N. Guppy, P. J. Milham and T. I. McLaren. 2016. The release of phosphorus in alkaline vertic soils as influenced by pH and by anion and cation sinks. *Geoderma* 264:17-27.
- Aryal, D. R., B. De Jong, J. Mendoza-Vega, S. Ochoa-Gaona and L. Esparza-Olguín. 2017. Soil organic carbon stocks and soil respiration in tropical secondary forests in southern Mexico. *Global Soil Security*, Springer. 153-165.
- Báez-Pérez, A., J. D. Etchevers-Barra, C. Hidalgo-Moreno, C. Prat, V. Ordaz-Chaparro y R. Núñez-Escobar. 2002. C orgánico y P-Olsen en Tepetates cultivados de México. *Agrociencia* 36:643-653.
- Bernal, L., P. Coello, J. Acosta y E. Martínez-Barajas. 2007. Efecto de la deficiencia de fósforo en el metabolismo de carbono de plántulas de frijol (*Phaseolus vulgaris*). *Agrociencia* 41:417-423.
- Childers, D. L., J. Corman, M. Edwards and J. Elser. 2011. Sustainability challenges of phosphorus and Food: Solutions from closing the human phosphorus cycle. *BioScience* 61:117-124.
- Cleveland, C. C. and D. Liptzin. 2007. C:N:P stoichiometry in soil: is there a "Redfield ratio" for the microbial biomass? *Biogeochemistry* 85:235-252.
- Cordell, D. and S. White. 2011. Peak phosphorus: clarifying the key issues of a vigorous debate about long-term phosphorus security. *Sustainability* 3:2027-2049.
- Dijkstra, F., E. Pendall, J. Morgan, D. Blumenthal, Y. Carrillo, D. LeCain, R. Follett and D. Williams. 2012. Climate change alters stoichiometry of phosphorus and nitrogen in a semiarid grassland. *New Phytologist* 196:807-815.
- Elser, J. and E. Bennett. 2011. A broken biogeochemical cycle. *Nature* 478:29-31.
- Elser, J., M. Bracken, E. Cleland, D. Gruner, W. Harpole, H. Hillebrand, J. Ngai, E. Seabloom, J. Shurin and J. Smith. 2007. Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Ecology Letters* 10:1135-1142.
- Estrada-Herrera, I. R., C. Hidalgo-Moreno, R. Guzmán-Plazola, J. J. Almaraz-Suárez, J. José, H. Navarro-Garza y J. D. Etchevers-Barra. 2017. Indicadores de calidad de suelo para evaluar su fertilidad. *Agrociencia* 51:813-831.
- IUSS Working Group WRB. 2014. World Reference Base for Soil Resources 2014. International soil classification system for naming soils and creating soil legends for soil maps. FAO, Rome.
- Obersteiner, M., J. Peñuelas, P. Ciais, M. van der Velde and I. A. Janssens. 2013. The phosphorus trilemma. *Nature Geoscience* 6:897-898.
- Turner, B. L., E. Frossard and D. Baldwin. 2005. Organic phosphorus in the environment. CABI Publishing, UK. PP. 399 p.
- Vaccari, D. A. 2009. Phosphorus: A looming crisis. *Scientific American* 300:54-59.
- Yang, X., P. E. Thornton, D. M. Ricciuto, and W. M. Post. 2014. The role of phosphorus dynamics in tropical forests - a modeling study using CLM-CNP. *Biogeosciences* 11:1667-1681.

5.12 Breeding drought resistance and heat tolerance to mitigate climatic change effects on crops

López-Castañeda Cándido¹

¹Postgrado en Recursos Genéticos y Productividad-Genética, Colegio de Postgraduados Campus Montecillo. Carretera México-Texcoco km 36.5, CP 56230, Montecillo, Texcoco, Estado de México.

Autor para correspondencia: clc@colpos.mx

Resumen

El objetivo del presente estudio fue evaluar la respuesta de la planta al déficit hídrico del suelo y calor en un grupo de variedades de trigo harinero, triticale y cebada en condiciones de invernadero e intemperie. Se incluyeron 32 genotipos de trigo harinero, dos cebadas y un triticale. Se empleó un diseño experimental de bloques completos al azar con tres repeticiones. La unidad experimental fue un tubo de PVC de 1 m de alto y 10.5 cm de diámetro con una planta individual. Los dos experimentos se sembraron el 28 de julio de 2010. Se aplicó la dosis de fertilización 80-40-00. Se determinó que las plantas sujetas a estrés hídrico y alta temperatura en invernadero produjeron menos biomasa, peso seco de raíces y parte aérea, y tuvieron menor cociente de raíz/parte aérea que las plantas con menor estrés por calor en condiciones de intemperie. Las variedades de cebada produjeron mayor biomasa, peso seco de raíces y parte aérea, y tuvieron mayor cociente raíz parte aérea que las variedades de trigo harinero y triticale en condiciones de invernadero con mayor nivel de estrés hídrico y por calor. El mejor comportamiento genético de las variedades de cebada en condiciones de invernadero puede considerarse como un atributo de resistencia a sequía y tolerancia a calor, y podría utilizarse como criterio de selección en los programas de mejoramiento genético.

Palabras clave: *Hordeum vulgare L.*; *Triticum aestivum L.*; *Triticosecale Wittmack*; peso seco de raíz; peso seco de parte aérea.

Abstract

The objective of this study was to assess the plant response to soil water deficit and heat in a group of bread wheat, triticale and barley varieties under glasshouse and outdoors conditions. Thirty two bread wheats, two barleys and a triticale were included. A complete block design with three replicates was used. The experimental unit was a PVC tube 1 m tall and 10.5 cm diameter with an individual plant. Both experiments were planted in July 28, 2010. A fertilizer rate of 80-40-00 was applied to the soil. This showed that plants under water and heat stress in a glasshouse produced less biomass, dry weight of roots and shoot, and had lower root/shoot ratio than plants with less heat stress outdoors. The barley varieties produced greater biomass and dry weight of roots and shoot, and they had greater root/shoot ratio than the bread wheat and triticale varieties in glasshouse conditions with higher level of water and heat stress. The better performance of barley varieties in glasshouse conditions could be used as a valuable attribute of drought resistance and heat tolerance, and it could be used as a selection criterion in the plant breeding programs.

Key words: *Hordeum vulgare L.*; *Triticum aestivum L.*; *Triticosecale Wittmack*; dry weight of roots; dry weight of shoot.

Introduction

Global food security is being haunted by the rapid increase in population and drastic changes in the climate (Lesk *et al.*, 2016). In the wake of changing climate, drought, and heat stress have become the most important limiting factors to crop productivity and ultimately to the food security. Severe droughts cause substantial decline in crop yields through negative impacts on plant growth, physiology, and reproduction (Barnabas *et al.*, 2008). Average global combined temperature of land and ocean surface has increased by 0.85 °C between 1880 and 2012 (IPCC, 2014). An average increase of at least 0.2 °C per decade is projected from now onwards. The rising concentration of the greenhouse gases is becoming a major cause of the global warming. Over the past 250 years a 30 and 150 % rise in the concentration of the CO₂ and methane has been observed (Friedlingstein *et al.*, 2010). Drought and heat stresses limit plant growth and productivity more than any other environmental factor. For instance, global wheat production was simulated to decline by 6 % for each degree Celsius rise in temperature (Asseng *et al.*, 2015). Although increasing temperatures are also beneficial for crop production in some cooler regions of the world, overall impact on global food security is still negative (Challinor *et al.*, 2014). Plants are subjected to the drought conditions when either the water supply to the roots is limited or the loss of water through transpiration is very high (Anjum *et al.*, 2011). The severity of the damage caused by the drought is generally unpredictable as it is driven by various factors including, the rainfall patterns, moisture holding capacity of the soil, and water losses through evapotranspiration. Drought and heat stresses interfere with growth, nutrient and water relations, photosynthesis, assimilate partitioning and ultimately cause a significant reduction in crop yields. The present research work was pursued to assess the response of a group of bread wheat, barley and triticale genotypes under drought and heat stress in glasshouse and outdoors conditions.

Materials and Methods

Two experiments in large tubes were carried on at Colegio de Postgraduados at Montecillo, Municipality of Texcoco, State of Mexico (19° 29' N, 98° 54' O, elevation 2250 m above sea level) in the summer-fall growing season 2010. Thirty two genotypes of bread wheat representing a historical sample of old and modern bread wheats from Mexico and the United States of America, and a triticale and two barley genotypes were included (Table 1). Experiments were sown in July 28, 2010 in wet soil; one experiment was placed in a glasshouse and the another one was set up outdoors. Seeds of 35 mg weight were used for all genotypes. A complete randomized block design with three replicates was used. The experimental unit was an individual plant grown in a large PVC tube (1 m tall and 10.5 cm diameter) filled out with soil. Soil used was a silt-loam, rich in organic matter with 33.9 % field capacity, 20.5 % permanent wilting porcentaje, 9 % organic matter, 6.9 pH and 1.5 dSm⁻¹ electric conductivity. Nitrogen and phosphorous were applied to the soil at a rate of 80 and 40 kg ha⁻¹, respectively. Plants grown in glasshouse conditions were watered every other day up to flowering and plants grown outdoors were exposed to rainfall (462 mm) and they were added with water as needed up to flowering. Soil born pests and diseases were prevented with the application of Quatz® IV, Twin-Chain (Alternagro, S.A. de C.V., Mexico) at a dosis of 1L ha⁻¹ 25 days after sowing. Neither pests nor diseases were observed on the aerial plant organs.

Table 1. Germplasm used for the experiments.

| Pedigree | Year of release | Country of origin | Plant genetic characteristics |
|--|-----------------|-------------------|-------------------------------|
| Old Mexican landraces | | | |
| Kentana 48 | 1948 | Mexico | Tall (rht), bread wheat |
| Yaqui 50 | 1950 | Mexico | Tall (rht), spring |
| Temp. M-87/Col.1718 CPRST-13-13T (F ₄) | 1998 | Mexico | Tall |

| Pedigree | Year of release | Country of origin | Plant genetic characteristics |
|--|-----------------|-----------------------|-------------------------------|
| Yaqui 48 | 1948 | Mexico | Tall, (rht), awnless |
| Old parental green-revolution lines | | | |
| Gabo | 1945 | Australia | Tall, (rht), bread wheat |
| Marroqui | 1948 | Morocco, North Africa | Tall, (rht), bread wheat |
| Pre-breeding genotypes of the green-revolution | | | |
| Nainari 60 | 1960 | Mexico | Tall, (rht), bread wheat |
| Penjamo 62 | 1962 | Mexico | Tall, (rht), spring |
| Bajio 67 | 1967 | Mexico | Tall, (rht), spring |
| Tobari 66 | 1966 | Mexico | Tall, (rht), bread wheat |
| Green-revolution genotypes | | | |
| Decade 1970's | | | |
| Salamanca S-75 | 1975 | Mexico | Semi-dwarf |
| Cleopatra VS-74 | 1974 | Mexico | Semi-dwarf |
| Tanori F-71 | 1971 | Mexico | Semi-dwarf |
| Jupateco F-73 | 1973 | Mexico | Semi-dwarf |
| Yecora Rojo | 1975 | USA | Semi-dwarf |
| Decade 1980's | | | |
| Galvez M-87 | 1987 | Mexico | Semi-dwarf |
| Mexico M-82 | 1982 | Mexico | Tall |
| Tonichi S-81 | 1981 | Mexico | Semi-dwarf |
| Seri M-82 | 1982 | Mexico | Semi-dwarf |
| Genaro T-81 | 1981 | Mexico | Semi-dwarf |
| Opata 85 (Cheel) | 1985 | Mexico | Semi-dwarf |
| Decade 1990's | | | |
| Verano S-91 | 1991 | Mexico | Semi-dwarf |
| Romoga F-96 | 1996 | Mexico | Semi-dwarf |
| Juchitepec | 1996 | Mexico | Semi-dwarf |
| Borlaug M-95 | 1995 | Mexico | Short |
| Modern | | | |
| Nahuátl F-2000 | 2000 | Mexico | Semi-dwarf |
| Rebeca F-2000 | 2000 | Mexico | Semi-dwarf |
| Era F 2000 | 2000 | Mexico | Semi-dwarf |
| Tlaxcala F-2000 | 2000 | Mexico | Semi-dwarf |
| Summit | 2005 | CA, USA | Semi-dwarf |
| Blanca Grande | 2005 | CA, USA | Semi-dwarf |
| Other bread wheats | | | |
| Cal Rojo | - | Los Altos, CA, USA | Tall |
| Triticale | | | |
| Triticale 118 (Spring) | - | CA, USA | Tall, spring |
| Barley | | | |
| Lenetah (Barley, spring, two-row) | - | Idaho, USA | Tall, two-row, spring |
| Cleopatra (Barley, spring, six-row) | - | Mexico | Tall, six row, spring |

At physiological maturity whole shoot was removed and placed in paper bags to be oven dried for 72 h at a temperature of 70 °C. Dry weight of shoot (DWS, g) was determined for all plants. Plant roots in large tubes were left in a glasshouse until the soil dried up. Then, plastic bags with soil and roots were placed on a table and length of the longest root (LR, cm) was measured from the soil surface to the root tip with a wooden ruler. Roots were separated from soil and they were taken to an oven and dry weight (DWR, mg) was determined. Plant biomass (BM = DWR + DWS, g) and root/shoot ratio



(RSR = DWR / DWS) were calculated. Maximum and minimum temperatures were recorded by using a data logger (Hobo® model H08-004-02, United States) placed at 1.8 m height from the soil surface in both experiments. Rainfall occurred in the outdoors experiment was measured with a gauge (Young Tipping Bucking Rain Gauge, model 52202/52203, United States) (Table 2). Data were analyzed using the SAS Program for Windows version 9.4 (SAS, 2012). Least significant difference (Lsd Tukey, $P \leq 0.05$) was calculated for the comparison of means.

Table 2. Monthly weather statistics during the growing season.

| Environment | May | June | July | August | September | October |
|--------------------------|------|------|-------|--------|-----------|---------|
| Glasshouse | | | | | | |
| Maximum temperature (°C) | 35.8 | 34.1 | 31.3 | 30.1 | 30.2 | 30.4 |
| Minimum temperature (°C) | 11.1 | 12.6 | 12.5 | 11.9 | 11.4 | 7.1 |
| Outdoors | | | | | | |
| Maximum temperature (°C) | 33.7 | 32.9 | 27.3 | 26.8 | 26.4 | 25.4 |
| Minimum temperature (°C) | 6.3 | 8.6 | 10.1 | 9.2 | 8.2 | 0.5 |
| Precipitation (mm) | 10.5 | 49.2 | 208.6 | 149.5 | 44.3 | 0.0 |

Results and Discussion

Soil moisture deficit after flowering caused water stress in the glasshouse and outdoors plants. Water stress in the glasshouse plants was increased by the higher mean maximum and minimum air temperatures (32 and 11.1 °C) than in the outdoors plants (28.8 and 7.2 °C). Exposure of bread wheat plants to suboptimal (below 2 °C) or superoptimal (25 °C) temperatures may reduce grain yields by inducing pollen sterility (Sánchez *et al.*, 2014).

Genetic variability among genotypes of bread wheat, barley and triticale for all measured plant traits was significant, except for the length of the longest root in the outdoors plants. The range of variation among genotypes for biomass, dry weight of roots, dry weight of shoot, root/shoot ratio and length of the longest root was higher (12.7, 37.5, 12.2, 10.3 and 2.2-fold) in the glasshouse plants than in the outdoors plants (2.4, 9.0, 2.3, 9.7 and 1.9-fold) (Table 3). The fold range variation for dry weight of roots and shoot, observed in this study was greater than that determined in seedlings of durum wheat grown in phytoagar gel in laboratory conditions, where the range fold for dry weight of roots and shoot was 1.7 and 1.5, respectively (Sanguineti *et al.*, 2007). Differences in root and shoot growth between these experiments and the laboratory experiment of Sanguineti *et al.* (2007) were due to the longer growth period given to the glasshouse and outdoors plants; this allowed a greater root and shoot development at physiological maturity. The lack of difference in length of the longest root among genotypes in the outdoors experiment was probably due to the high level of precipitation and greater soil moisture availability before flowering of plants.

Table 3. Fold range, significance of F and mean, minimum and maximum values for total biomass (BM), dry weight of roots (DWR), dry weight of shoot (DWS), root/shoot ratio (RSR) and length of the longest root length (RL) in the glasshouse and outdoors plants.

| Genotype | Glasshouse | | | | | Outdoors | | | | |
|--------------|------------|------------|------------|-------|------------|-----------|------------|------------|-------|------------|
| | BM (g) | DWR (g) | DWS (g) | RSR | RL (cm) | BM (g) | DWR (g) | DWS (g) | RSR | RL (cm) |
| Mean | 4.48 | 0.08 | 4.4 | 0.018 | 38.8 | 17.9 | 0.3 | 17.6 | 0.020 | 46.9 |
| Minimum | 1.52 | 0.02 | 1.50 | 0.004 | 24.7 | 10.9 | 0.1 | 10.8 | 0.006 | 34.8 |
| Maximum | 19.05 | 0.75 | 18.3 | 0.041 | 54.7 | 25.7 | 0.9 | 25.2 | 0.058 | 67.8 |
| Fold range | 12.7 | 37.5 | 12.2 | 10.3 | 2.2 | 2.4 | 9.0 | 2.3 | 9.7 | 1.9 |
| Significance | ** | ** | ** | ** | * | * | ** | * | * | ns |
| CV (%) | 43.3 | 65.3 | 41.8 | 52.1 | 33.2 | 25.9 | 66.4 | 26.2 | 72.9 | 25.7 |

F value: *($P \leq 0.05$); **($P \leq 0.01$); ns=no significant.

Genetic variability in root and shoot traits among species showed that barley had 80, 90, 79 and 60 % higher BM, DWR, DWS and RSR, and 11 cm extra length of the longest root than bread wheat, and 68, 69, 68 and 2 % greater BM, DWR, DWS and RSR than triticale in the glasshouse plants (Table 4). Unexpectedly, in the outdoors experiment, triticale had 43 and 48 % greater DWR and RSR than barley, and 28, 43, 27 and 39 higher BM, DWR, DWS and RSR than bread wheat (Table 4). The higher BM, DWR, DWS and RSR in barley than bread wheat and triticale in the glasshouse was similar to that observed among barley, bread wheat, durum wheat, triticale and oat by the 2-leaf stage in a growth cabinet (López-Castañeda *et al.*, 1996). However, the outstanding behavior of triticale in the outdoors experiment as compared with bread wheat and barley may be ascribed to less heat stress as air temperatures outdoors were cooler than in the glasshouse plants.

Table 4. Biomass (BM), dry weight of roots (DWR), dry weight of shoot (DWS), root/shoot ratio (RSR) and root length of the longest root (RL) in the glasshouse and outdoors plants.

| Species | Glasshouse | | | | | Outdoors | | | | |
|--------------|------------|------------|------------|--------|------------|-----------|------------|------------|-------|------------|
| | BM (g) | DWR (g) | DWS (g) | RSR | RL (cm) | BM (g) | DWR (g) | DWS (g) | RSR | RL (cm) |
| Barley | 18.19 | 0.55 | 17.64 | 0.0308 | 48.9 | 24.0 | 0.4 | 23.6 | 0.016 | 48.3 |
| Triticale | 5.80 | 0.17 | 5.63 | 0.0302 | 43.3 | 23.7 | 0.7 | 23.0 | 0.031 | 48.5 |
| Bread wheat | 3.58 | 0.05 | 3.53 | 0.0123 | 37.9 | 17.1 | 0.3 | 16.8 | 0.019 | 46.7 |
| Lsd (P≤0.05) | 1.2 | 0.08 | 1.09 | 0.0041 | 7.6 | 2.7 | 0.1 | 2.7 | 0.008 | 7.1 |

Finally, the results outlined here show the importance of roots and shoot in the response of plants to water and heat stress. There is no doubt that the roots have a direct connection with the shoot in a such way that the perception of soil water deficit triggers the signals to the shoot. So, that the plant may react quickly performing the necessary physiological adjustments to ensure survival and accumulation of dry matter in the reproductive organs.

Conclusions

Glasshouse plants experienced greater level of water and heat stress than outdoors plants; glasshouse plants produced lower biomass dry weight of roots and shoot, and they had lower root to shoot ratio than outdoors plants. Barley produced greater biomass, dry weight of roots and shoot, and had root to shoot ratio than bread wheat and triticale in glasshouse conditions with high water and heat stress, but in outdoors conditions with less heat stress triticale was the outstanding species.

Literatura citada

- Anjum, S. A., L. C. Wang, M. Farooq, M. Hussain, L. L. Xue, and C. M. Zou. 2011. Brassinolide application improves the drought tolerance in maize through modulation of enzymatic antioxidants and leaf gas exchange. *Journal of Agronomy and Crop Science* 197:177–185.
- Asseng, S., F. Ewert, P. Martre, R. P. Rötter, B. D. Lobell, D. Cammarano, A. B. Kimball, M. Ottman, W. G. Wall, J. White, M. Reynolds, D. P. Alderman, P. V. Prasad-Vara, P. K. Aggarwal, J. Anothai, B. Basso, C. Biernath, A. Challinor, G. De Sanctis and Y. Zhu. 2015. Rising temperatures reduce global wheat production. *Nature Climate Change*. 5:143-147.
- Barnabas, B., Jäger, K., and Fehér, A. 2008. The effect of drought and heat stress on reproductive processes in cereals. *Plant, Cell and Environment* 31:11–38.
- Challinor, A. J., J. Watson, D. B. Lobell, S. M. Howden, D. R. Smith, and N. Chhetri. 2014. A meta-analysis of crop yield under climate change and adaptation. *Nature Climate Change* 4:87-291
- Friedlingstein, P., R. Houghton, G. Marland, J. Hackler, T. A. Boden, T. Conway, G. J. Canadell, M. Raupach, P. Ciais and C. Le Quééré. 2010. Update on CO₂ emissions. *Nature Geoscience* 3:811–812.
- IPCC (the Intergovernmental Panel on Climate Change). 2014. “Climate Change 2014: Synthesis Report”. In: Team, C. W., R. K. Pachauri and L. A. Meyer (eds.). *Proceedings of the Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, (Geneva: IPCC), 151 p.
- Lesk, C., P. Rowhani and N. Ramankutty. 2016. Influence of extreme weather disasters on global crop production. *Nature* 529:84–87.



- López-Castañeda, C., R. A. Richards, G. D. Farquhar and R. E. Williamson. 1996. Seed and seedling characteristics contributing to variation in early vigor among temperate cereals. *Crop Science* 36:1257-1266.
- Sánchez, B., A. Rasmussen and J. R. Porter. 2014. Temperatures and the growth and development of maize and rice: a review. *Global Change Biology* 20:408-417.
- Sanguineti, M. C., S. Li., M. Maccaferri, S. Corneti, F. Rotondo, T. Chiari and R. Tuberosa. 2007. Genetic dissection of seminal root architecture in elite durum wheat germplasm. *Annals of Applied Biology* 151:291-305.
- SAS (Software Analysis Statistic). 2012. SAS 9.4 for windows. SAS Institute Inc., Cary, NC, USA.

5.13 Modelo ecológico de predicción de carbono en pastizales de Chihuahua

Jurado-Guerra Pedro¹; Juárez-Morales M.²; Saucedo-Terán R.¹; Morales-Nieto C.² y Martínez-Salvador Martín²

¹Sitio Experimental La Campana-INIFAP, Carretera Chihuahua-Ojinaga, km 33, CP 39310, Aldama, Chihuahua.

²Facultad de Zootecnia y Ecología-UACH. Periférico Francisco R. Almada km 1, CP 33820, Chihuahua, Chihuahua.

Autor para correspondencia: jurado.pedro@inifap.gob.mx

Resumen

La determinación del almacén y captura de carbono en pastizales son importantes para la toma de decisiones sobre mitigación de cambio climático. El uso de modelos es una alternativa para la estimación del almacén de carbono en pastizales. Algunos modelos pueden predecir carbono orgánico del suelo (COS) en algunos tipos de pastizales, sin embargo, no existen modelos para los pastizales del norte de México. El objetivo fue generar un modelo ecológico para la predicción del COS en pastizales de Chihuahua. Se utilizó una base de datos generada en un proyecto de investigación donde se evaluó el COS en 10 sitios de pastizales de los Valles Centrales de Chihuahua. Se recolectaron muestras de suelo que fueron analizadas para materia orgánica a partir de la cuál se estimó el COS. Las variables independientes que se utilizaron incluyeron la cobertura vegetal, precipitación pluvial, temperatura, altitud, densidad aparente del suelo y textura de suelo. Los datos fueron analizados por medio de componentes principales para seleccionar aquellas variables independientes con explicación de la varianza mayor a 0.4. Luego, se realizó un análisis de regresión múltiple con el método de “Stepwise” para encontrar el modelo adecuado y sus parámetros. Los modelos lineal y cuadrático fueron significativos ($P < 0.0001$), incluyendo la cobertura de pastos forrajeros, la precipitación pluvial y el contenido de arena del suelo como las variables independientes más importantes con $R^2 = 0.553$ y 0.745 , respectivamente. El modelo cuadrático puede ser utilizado confiablemente para estimar el COS en pastizales, dentro de los rangos de las variables del modelo.

Palabras clave: *agostaderos; materia orgánica suelo; regresión múltiple.*

Abstract

Carbon stocks and sequestration estimations are important for decision making about mitigation of climate change. Use of models is an alternative for estimation of carbon stocks in grasslands. Some available models can predict soil organic carbon (SOC) in grasslands, however, there are no models for northern Mexico grasslands. The objective was to generate an ecological model to predict SOC in Chihuahuan grasslands. A soil carbon dataset generated in a research study was used where 10 grasslands sites in the Central Valleys of Chihuahua were evaluated. Soil samples were collected and analyzed for organic matter and soil organic carbon. Independent variables used for the model included plant cover, rainfall, temperature, altitude, soil bulk density, and soil texture. Principal component analysis was used to select orthogonal variables that explained variance above 0.4. Then, a Stepwise multiple regression analysis was performed to find an adequate model and their parameters. Linear and quadratic models were significant ($P < 0.0001$), and included forage grass cover, rainfall, and sand content as the more important independent variables with $R^2 = 0.553$ and 0.745 , respectively. The quadratic model can be used to estimate COS in grasslands, within the ranges of the variables used for the model.

Keywords: *rangelands; soil organic matter; multiple regression.*

Introducción

La determinación del almacén y la captura de carbono en ecosistemas naturales son esenciales para la toma de decisiones respecto a la mitigación del cambio climático. Existen algunos modelos para estimar el carbono orgánico en dichos ecosistemas, por ejemplo, el modelo CENTURY para pastizales (Parton *et al.*, 1987; Parton *et al.*, 1992), y el RothC model ha sido utilizado en suelos agrícolas para predecir el carbono orgánico del suelo con buenos resultados (Coleman y Jenkinson, 2005; Barancikova *et al.*, 2010). Sin embargo, dichos modelos requieren información muy detallada o no son aplicables tan fácilmente a los pastizales del norte de México.

Leiffield *et al.* (2005) observaron que la variable altitud, además del contenido de arcilla del suelo son importantes para la predicción de carbono de suelos minerales en pastizales de Suiza. Garcia-Pausas *et al.* (2007) encontraron un modelo de predicción de carbono del suelo en pastizales de los montes pirineos en España, incluyendo variables climáticas, de suelo y origen de suelo.

La estimación rápida, precisa y de bajo costo de carbono del suelo es primordial para estimar los almacenes y la captura de carbono en pastizales. Jurado *et al.* (2017) propusieron un modelo ecológico para la predicción del carbono en pastizales de Chihuahua, incluyendo variables independientes como la cobertura de pastos forrajeros, la precipitación pluvial y la temperatura ambiente del sitio. Sin embargo, dichos modelos no fueron validados, por lo que son pocos confiables. El presente estudio tiene el objetivo de encontrar un modelo ecológico confiable para la predicción del almacén de carbono en pastizales de Chihuahua.

Materiales y Métodos

El trabajo se realizó en 10 sitios de pastizales de la región semiárida de los Valles Centrales del estado de Chihuahua los cuales fueron seleccionados con un rango amplio de cobertura de pastos forrajeros y condiciones climáticas para representar dichos pastizales (Figura 1). En el cuadro 1 se presentan algunas características de los sitios muestreados. Se recolectaron muestras de suelo en parcelas permanentes en los sitios descritos, con un total de 36 muestras por sitio incluyendo muestreo en dos profundidades, 0 a 15 cm y 15 a 30 cm y dos micro-sitios, suelo desnudo y debajo de una planta de zacate dominante y dos fechas de muestreo, noviembre 2010 y 2011. Dichas muestras fueron secadas y cernidas de las cuales se obtuvieron 12 muestras compuestas por sitio para análisis de materia orgánica por medio del método de Walkley y Black (Nelson y Sommers, 1982). El Carbono orgánico del suelo fue estimado asumiendo un contenido de 58% en la materia orgánica. También se estimó la densidad aparente del suelo por el método del cilindro, con tres muestras por sitio en ton m^{-3} . El almacén de carbono en ton C ha^{-1} para cada profundidad de suelo se estimó con la siguiente fórmula:

$$\text{Ton C ha}^{-1} = \% \text{COS} / 100 \times \text{PS (m)} \times 10,000 \times \text{DEAP}$$

donde Ton C ha^{-1} = Toneladas de carbono por hectárea, COS = Carbono orgánico del suelo, PS=Profundidad de suelo en m, DEAP=Densidad aparente del suelo en ton m^{-3} .

El análisis de varianza con PROC MIXED mostró efecto significativo de micrositio. Por lo tanto, se inició el análisis de regresión múltiple para estimar una ecuación de predicción de COS para el micrositio de suelo desnudo, utilizando datos de dos años de muestreo. Se utilizó el 75% ($n=90$) de la base de datos para la construcción del modelo y el 25% ($n=30$) para la validación del modelo. La variable dependiente fue el almacén de carbono (ton C ha^{-1} a 0.3 m) y diez variables independientes: cobertura total de plantas (COBTOT), cobertura de pastos forrajeros (COBFORR), temperatura media anual (TMA), temperatura media del verano (TMV del período Junio-Septiembre), precipitación media anual (PMA), precipitación media del verano (PMV del período Junio –Septiembre), altitud (ALT),



| Sitio/Pastoreo | CobT ^a | Suel ^b | Mantillo | Cobfor ^c | Textura-Suelo | DeAp ^d (t m ⁻³) |
|----------------|-------------------|-------------------|----------|---------------------|------------------|--|
| Tres Lagunas | 23.8 | 51.6 | 40.2 | 5.6 | Franco arcilloso | 1.27 |
| Las Brujas | 28.7 | 7.8 | 62.4 | 21.7 | Franco arenoso | 1.36 |
| El Faro | 3.3 | 65.1 | 28.9 | 0.0 | Franco arenoso | 1.42 |
| Charco Largo | 36.4 | 30.7 | 32.9 | 17.3 | Franco arenoso | 1.42 |
| La Cienega | 20.2 | 47.5 | 32.3 | 11.5 | Franco arenoso | 1.39 |

^aCobT= Cobertura total; ^bSuel= Suelo desnudo; ^cCobfor= Cobertura pastos forrajeros; ^dDeAp=Densidad aparente del suelo.

Resultados y Discusión

En el cuadro 2 se muestran los valores de cada una de las variables utilizadas para la construcción de los modelos de regresión múltiple para la predicción de carbono del suelo en pastizales de Chihuahua. Los análisis de correlación se presentan en el Cuadro 3, donde se observa que existe una alta correlación significativa entre la variable de respuesta Ton C ha⁻¹ y la mayoría de las variables predictoras que se incluyeron en el modelo. Todas las variables independientes mostraron una correlación significativa (P<0.05) con la variable dependiente, es decir, LnTon C ha⁻¹, excepto COBTOT, TMA y TMV. Además, se puede observar un alto grado de asociación entre algunas variables independientes.

Cuadro 2. Estadísticas básicas de las variables predictoras utilizadas para la construcción de ecuaciones para predicción de carbono del suelo en pastizales de Chihuahua.

| Variable | Media | Desv. Std. | Minima | Máximo |
|----------|-------|------------|--------|--------|
| CobTot | 30.6 | 13.3 | 7.3 | 56.2 |
| Cob For | 11.4 | 10.0 | 0.0 | 27.2 |
| TMA | 15.8 | 1.8 | 13.6 | 18.9 |
| TMV | 22.5 | 1.6 | 19.6 | 24.3 |
| PMA | 405.6 | 79.5 | 281.0 | 472.0 |
| PMV | 331.6 | 61.6 | 247.0 | 395.0 |
| DeAp | 1.3 | 0.1 | 1.1 | 1.4 |
| ALT | 1 720 | 209.3 | 1 487 | 2 150 |
| ARC | 19.1 | 8.2 | 9.0 | 38.0 |
| ARE | 61.4 | 11.6 | 41.0 | 79.0 |

Cuadro 3. Correlación entre variables utilizadas para la estimación de ecuaciones de predicción de almacén de carbono en pastizales de Chihuahua.

| | LnTonCha* | CobTot | CobFor | TMA | TMV | PMA | PMV | DeAp | Altitud | ARC |
|--------|-------------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| CobTot | 0.20 | | | | | | | | | |
| CobFor | 0.52¹ | 0.49 | | | | | | | | |
| TMA | 0.05 | 0.03 | 0.03 | | | | | | | |
| TMV | -0.05 | 0.17 | -0.05 | 0.88 | | | | | | |
| PMA | 0.64 | -0.14 | 0.32 | 0.23 | -0.16 | | | | | |
| PMV | 0.50 | -0.34 | 0.21 | 0.14 | -0.22 | 0.92 | | | | |
| DeAp | -0.27 | 0.10 | -0.37 | 0.48 | 0.70 | -0.31 | -0.20 | | | |
| ALT | 0.29 | -0.06 | 0.33 | -0.71 | -0.92 | 0.43 | 0.42 | -0.76 | | |
| ARC | 0.30 | -0.20 | 0.23 | -0.60 | -0.77 | 0.33 | 0.23 | -0.92 | 0.84 | |
| ARE | -0.41 | 0.17 | -0.21 | 0.60 | 0.75 | -0.37 | -0.24 | 0.84 | -0.82 | -0.95 |

*LnTonCha=log natural de Ton de Carbono ha⁻¹; CobTot= Cobertura total de plantas; Cobfor=Cobertura de pastos forrajeros; TMA=Temperatura media anual; TMV=Temperatura media del verano; PMA=Precipitación media anual; PMV=Precipitación media del verano; DeAp=Densidad aparente del suelo; ARC=Contenido de arcilla del suelo; ARE=Contenido de arena del suelo. ¹Correlaciones en negritas son significativas P<0.05.

Las ecuaciones de regresión generadas se muestran en el Cuadro 4. En general, las ecuaciones consideraron la vegetación presente, la precipitación y el contenido de arena del suelo como las variables apropiadas para los modelos. Similarmente a nuestro trabajo, otros autores han encontrado la precipitación como variable importante, además de la exposición en modelos de regresión para predecir

carbono del suelo en pastizales (García-Pausas *et al.*, 2007). Contrariamente a nuestro trabajo, Barancikova *et al.* (2010) encontraron la ARC como una variable explicativa fundamental en ecuaciones de predicción de carbono en suelos agrícolas, mientras que Leiffield *et al.* (2005) indican las variables altitud y ARC como importantes para la predicción de carbono de suelos minerales en pastizales de Suiza.

Cuadro 4. Modelos de regresión múltiple para predecir almacén de carbono (Ton C ha⁻¹) con variables ecológicas.

| Modelo | Ecuación | R ² | Probabilidad |
|------------|--|----------------|--------------|
| Lineal | $\text{LnTonCha}^{-1} = 2.38432 + 0.01682 \text{ COBFOR} + .00299 \text{ PMA} - 0.00695 \text{ ARENA}$ | 0.553 | 0.0001 |
| Cuadrático | $\text{LnTonCha}^{-1} = -9.54097 + 0.11651 \text{ COBFOR} + .06796 \text{ PMA} - 0.0057 \text{ ARENA} - 0.00396 \text{ COBFOR}^2 - 0.00008627 \text{ PMA}^2$ | 0.745 | 0.0001 |

LnTonCha^{-1} = Log natural de Ton C ha⁻¹; COBFOR=Cobertura de pastos forrajeros; PMA=Precipitación media anual. ARENA=%arena del suelo; n=90.

Conclusiones

El modelo generado para la predicción del carbono del suelo para los pastizales de Chihuahua, puede servir para la estimación actual y monitoreo del carbono del suelo en pastizales dentro de los límites de las variables incluidas en el modelo. Este modelo, representa un buen inicio en la predicción de carbono del suelo en pastizales para programas de mitigación de impacto ambiental en el norte de México. Se recomienda la afinación de estos modelos con más información de sitios de pastizal con el fin de mejorar la exactitud y precisión de los mismos.

Agradecimientos

Se agradece al Fondo Mixto CONACYT-Gobierno del Estado de Chihuahua por el financiamiento del Proyecto “Manejo del Pastoreo para la Mitigación del Cambio Climático y Venta de Bonos de Carbono en Pastizales de Chihuahua”.

Literatura Citada

- Barancikova, G., J. Halas, M. Gutteková, J. Makovnikova, M. Novakova, R. Skalsky and Z. Tarasovicova. 2010. Application of RothC model to predict soil organic carbon stock on agricultural soils of Slovakia. *Soil and Water Resources* 5:1-9.
- Coleman K. and D. S. Jenkinson. 2005. ROTHC-26.3 A model for the turnover of carbon in soil. Model description and windows users guide. http://www.rothamsted.bbsrc.ac.uk/aen/carbon/mod26_3_win.pdf
- García-Pausas, J., P. Casals, L. Camarero, C. Hugué, M. T. Sebastia, R. Thompson and J. Romanya. 2007. Soil organic carbon storage in mountain grasslands of the Pyrenees: effects of climate and topography. *Biochemistry* 82:279-289.
- Jurado-Guerra, P., M. Juárez M., R. Saucedo, C. Morales y M. Martínez. 2017. Predicción de carbono del suelo en pastizales de Chihuahua. 29ª Semana Internacional de Agronomía. Universidad Juárez del Estado de Durango-Facultad de Agronomía y Zootecnia. Venecia, Dgo.
- Leiffield, J., S. Bassin and J. Fuhrer. 2005. Carbon stocks in Swiss agricultural soils predicted by land-use, soil characteristics and altitude. *Agriculture Ecosystems and Environment*. 105:255-266.
- Nelson, D. W. and L. E. Sommers. 1982. Total carbon, organic carbon, and organic matter. *In*: Page, A. L., R.H. Miller and D.R. Keeney (eds.). *Methods of soil analysis, Part 1*, 2nd ed. Agronomy Monograph No. 9. American Society of Agronomy. Madison, Wis. USA.
- Parton W. J., B. McKeown, V. Kirchner and D. S. Ojima. CENTURY User's Manual. Colorado State University, NRE L Publication, Fort Collins, Col. USA.
- SAS (Software Analysis Statistic). 2011. SAS v. 9.3. SAS Institute. Cary, N.C., USA.



5.14 Carbono orgánico en un suelo con cultivo de caña en el Estado de Morelos

Rosales-Neri Yolanda¹ y Cristóbal-Acevedo David²

¹Postgrado en Hidrociencias, Colegio de Postgraduados Campus Montecillo. Carretera México-Texcoco km 36.5, CP 56230, Montecillo, Texcoco, Estado de México.

²Departamento de Suelos, Universidad Autónoma Chapingo, km 38.5. Carretera México-Texcoco, Chapingo, México C.P.56230.

Autor para correspondencia: rosales.yolanda@colpos.mx

Resumen

El carbono es el elemento químico fundamental de los compuestos orgánicos que circula por los océanos, la atmósfera, el suelo, y subsuelo. Estos son considerados depósitos (reservorios) de carbono. Todos los cambios que ocurren en estos reservorios tienen una estrecha relación con los cambios del ciclo global de carbono y del clima. La caña de azúcar es una planta C4 muy eficiente fijando carbono la captación del CO₂ ocurre en las células del mesófilo, poseen una reducida fotorespiración lo cual reduce la pérdida del carbono fijado en a fotosíntesis que permite tener una gran cantidad de carbono durante el ciclo productivo, tanto en la biomasa aérea, la raíz y en la sacarosa. En este trabajo se estimó el contenido de carbono orgánico del suelo (COS) en un predio de uso agrícola con cobertura de caña de azúcar. En total se estudiaron 22 sitios con tres muestras de suelo tomadas a una profundidad de 0–30 cm. Se determinó la cantidad de carbono orgánico en el suelo (COS) a partir de una ecuación que considera la densidad aparente, porosidad y superficie. El mayor contenido de COS se presentó en la profundidad de 0-10 cm. Los valores disminuyeron a medida que aumentó la profundidad en la unidad de muestreo. Es necesario evaluar, los servicios ecosistémicos que ofrece este suelo como almacén de carbono, a fin de que conocer los beneficios ecológicos en el clima del planeta.

Palabras clave: *clima; carbono; carbono orgánico total; carbono en suelo.*

Abstract

Carbon is the fundamental chemical element of the organic compounds that circulate in the oceans, the atmosphere, the soil, and the subsoil. These are considered carbon deposits (reservoirs). All the changes that occur in these reservoirs are closely related to changes in the global carbon and climate cycle. Sugarcane is a very efficient C4 plant fixing carbon, CO₂ uptake occurs in mesophilic cells, they have a reduced photorespiration which reduces the carbon loss fixed in photosynthesis that allows a large amount of carbon during the cycle productive, both in aerial biomass, root and sucrose. In this work the organic carbon content in soil (SOC) was estimated in an agricultural use land with sugarcane cover. In total 22 sites were studied with three soil samples taken at a depth of 0-30 cm. The amount of organic carbon in the soil (SOC) was determined from an equation that considers the apparent density, porosity and surface. The highest content of COS was presented in the depth of 0-10 cm. The values decreased as the depth in the sampling unit increased. It is necessary to evaluate the ecosystem services that this soil offers as a carbon store, in order to know the ecological benefits in the climate of the planet.

Key words: *climate; carbon; total organic carbon; carbon in soil.*

Introducción

El carbono orgánico del suelo (COS) es un componente importante del ciclo global del C, ocupando un 69.8 % del C orgánico de la biosfera (FAO, 2002). En los últimos años se ha puesto especial énfasis en el suelo como reservorio de carbono (C) a escala global, por la importancia que tiene para evaluar

los cambios en las concentraciones de carbono atmosférico (Johnson *et al.*, 2002). Cualquier actividad relacionada al uso del suelo que modifique la cantidad de biomasa en la vegetación y en el suelo, tiene el potencial de alterar la cantidad de carbono almacenado y emitido hacia la atmósfera, lo que afecta directamente la dinámica del clima de la tierra (Rügnitz *et al.*, 2009). Parte del carbono presente en el suelo regresa a la atmósfera a través del proceso de mineralización del carbono orgánico. De forma natural, otra parte del carbono orgánico es llevado por los ríos hasta llegar a los océanos, donde se deposita en forma de carbonatos (CO_3). Este proceso también puede ser acentuado por la acción humana. El contenido de carbono orgánico del suelo (COS) llega a superar en dos o tres veces los depósitos de C de la biomasa aérea (Etchevers *et al.*, 2001; Lal, 2007).

La caña de azúcar es una planta C4 muy eficiente fijando carbono, la captación del CO_2 ocurre en las células del mesófilo que poseen una reducida fotorrespiración lo cual reduce la pérdida del carbono fijado en la fotosíntesis que permite tener una gran cantidad de carbono durante el ciclo productivo, tanto en la biomasa aérea, la raíz, como por supuesto en la sacarosa. La caña creciendo en condiciones agroecológicas satisfactorias y con adecuada nutrición, tiene la capacidad de producir grandes cantidades de azúcar por unidad de área, de esta manera se está incrementando la cantidad de carbono dentro del proceso productivo (Zermeño, 2012).

El objetivo de este trabajo es conocer los contenidos de carbono orgánico del suelo (COS) que el cultivo de caña de azúcar propicia en este suelo debido a sus prácticas de manejo.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en el municipio de Cuautla, Morelos; geográficamente se ubica entre las coordenadas $18^\circ 48'$ de Latitud norte y $98^\circ 58'$ de Longitud oeste. La Altitud donde se encuentra es 1 294 msnm. De acuerdo al sistema de clasificación climática de Köppen modificado por Enriqueta García (1964) para adaptarlo a las condiciones de México e INEGI (2010); el tipo de clima predominante es (Aw0 (w)) cálido subhúmedo con lluvias en verano, la precipitación media anual es de 1 045 mm, el rango de temperatura es de 20- 24°C; pertenece a la región hidrológica Balsas y a la Cuenca R. Grande de Amacuzac.

El suelo del sitio de estudio corresponde al tipo vertisol de textura fina. Esta parte del municipio, tiene una fisiografía de sierra con selva baja caducifolia. El sistema agroecológico de caña de azúcar en estudio se estableció hace aproximadamente 50 años; la superficie es de 1 ha. (Figura 1).

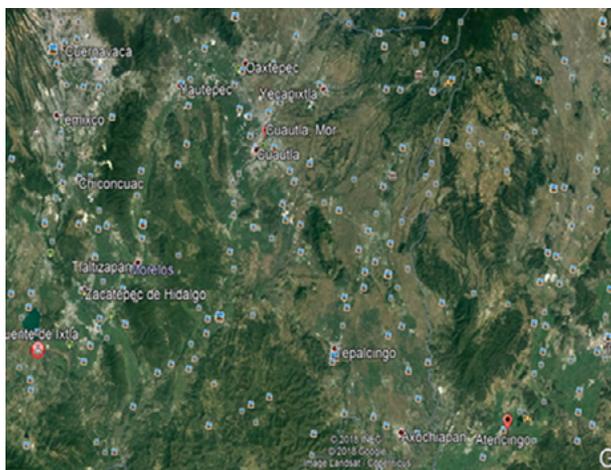


Figura 5. Localización del área de estudio.

Metodología

La actividad se realizó en el mes de diciembre del año 2017, época en que se cosecho el cultivo de caña. En el campo se realizó un muestreo sistemático, con equiespaciamientos de Xm. El muestreo se realizó en cada punto de intersección de la cuadrícula teniéndose 22 puntos en los que se tomaron muestras a tres profundidades: 0-10, 10-20 y 20-30 cm. Obteniéndose un total de 66 muestras.

Para la obtención de las muestras se limpió la zona a muestrear, con barreta y pala se procedió a la apertura del pozo con dimensiones de 30x30 cm hasta llegar a una profundidad de 35 cm aproximadamente. En la pared de la apertura, se midieron las profundidades (0-10, 10-20 y 20-30 cm). Para extraer el suelo, se insertó la pala en la marca de 0-10 cm y con la barreta se rebano la sección correspondiente. Se prosiguió de la misma manera con las profundidades 10-20 y 20-30 cm. El suelo extraído se colocó en bolsas de plástico identificadas con el nombre del sistema, número de muestreo, repetición y profundidad. Las muestras fueron sacadas de la bolsa, dispersadas en papel, y se dejaron secar al aire por 6 días. Una vez secas, fueron molidas y se pasaron por un tamiz con malla del número 20; posteriormente se guardaron en envases de plástico, para su procesamiento químico.

La densidad aparente (pb) se estimó en muestras no alteradas de suelo utilizando el método del petróleo. El contenido de carbono orgánico del suelo (COS) se estimó a partir de la materia orgánica del suelo (MO), misma que se evaluó por el método propuesto por Walkley y Black (1947). La cantidad de C almacenado en el suelo se determinó con la siguiente ecuación (Etchevers *et al.*, 2005):

$$\text{COS} = \text{CC} \times \text{pb} \times \text{P}$$

donde: COS = carbono orgánico del suelo (Mg ha^{-1}), CC = contenido de carbono (%), pb = densidad aparente (g cm^{-3}), P = profundidad de muestreo (cm).

Resultados y Discusión

La productividad del suelo baja en función a la magnitud de suelo removida por erosión ya que son las capas más superficiales del suelo las que concentran la mayor concentración de carbono y de nutrientes (Bauer y Black, 1994; Acevedo y Martínez, 2003), afirmaron que el incremento del COS en la superficie se debe principalmente a la distribución y actividad de las raíces finas, además de la caída de hojarasca. Siendo las raíces finas las más eficientes en absorción de agua y nutrientes, cuya disponibilidad es mayor en los estratos más superficiales (Claus y George, 2005).

La profundidad del suelo influyó sobre el contenido de COS, pues la mayor cantidad se encontró dentro de los primeros 10 cm y disminuyó conforme aumentó la profundidad coincidiendo con lo reportado por Masuhara (2012) y De la Cruz (2015) quien encontraron que en la profundidad de 0-10 cm se encuentra la mayor cantidad de COS y disminuye conforme se incrementa la profundidad (10-20 y 20-30 cm). (Cuadro 1).

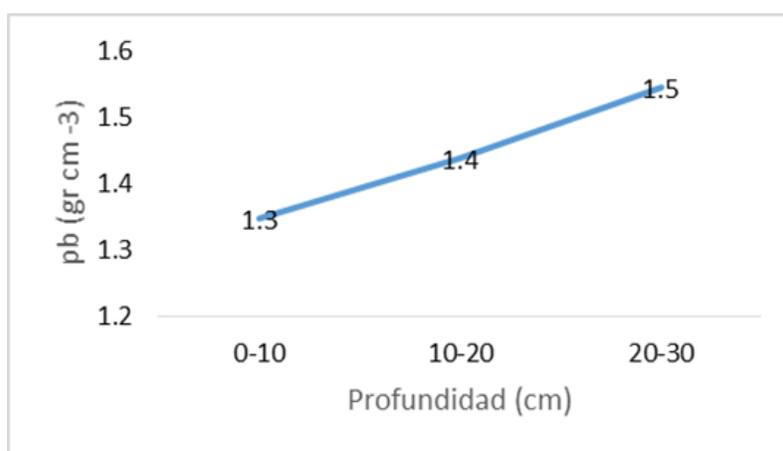
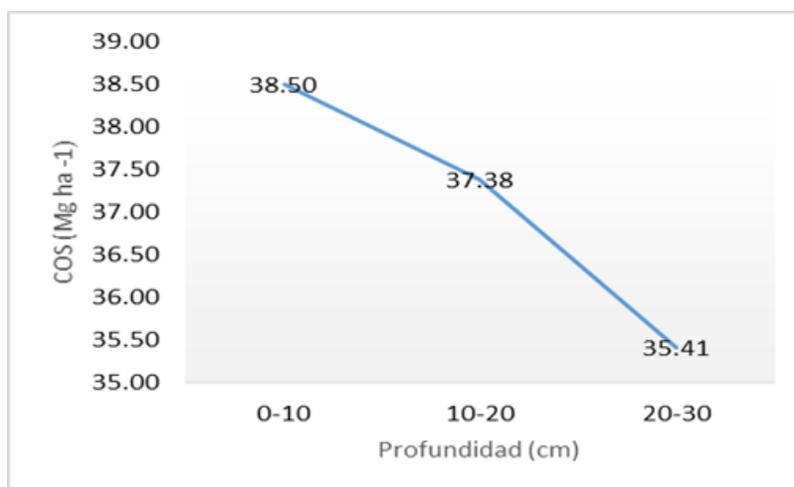
Cuadro 1 Valores estadísticos de COS.

| Variable | COS 10 | COS 20 | COS 30 |
|---------------------|-----------|---------|----------|
| No. de muestras | 22 | 22 | 22 |
| Promedio | 38.5018 | 37.3791 | 35.415 |
| Desviación estándar | 6.16642 | 9.22704 | 9.02179 |
| Coef. de variación | 16.0159% | 24.685% | 25.4745% |
| Mínimo | 26.01 | 21.22 | 19.56 |
| Máximo | 53.82 | 63.34 | 63.58 |
| Rango | 27.81 | 42.12 | 44.02 |
| Estnd. Skewness | 0.0934731 | 1.74876 | 2.26699 |
| Estnd. Kurtosis | 1.04334 | 1.98006 | 3.95009 |

Cuadro 2 Valores estadísticos de *pb*.

| Variable | <i>pb</i> 10 | <i>pb</i> 20 | <i>pb</i> 30 |
|---------------------|--------------|--------------|--------------|
| No. de muestras | 22 | 22 | 22 |
| Promedio | 1.34545 | 1.43773 | 1.54364 |
| Desviación estándar | 0.139514 | 0.123825 | 0.141675 |
| Coef. de variación | 10.3693% | 8.61257% | 9.17802% |
| Mínimo | 1.1 | 1.2 | 1.3 |
| Máximo | 1.6 | 1.7 | 1.8 |
| Rango | 0.5 | 0.5 | 0.5 |
| Std. Skewness | 0.62755 | -0.206639 | 0.100689 |
| Std. Kurtosis | -0.249549 | 0.00631468 | -0.937861 |

A mayor profundidad del suelo la densidad aparente aumentaba (Figura 2), no sucedió lo mismo con la cantidad de COS que fue disminuyendo a medida que se incrementaba la profundidad (Figura 3)

**Figura 3.** Comportamiento de *pb* en el sistema.**Figura 2.** Comportamiento del COS en el sistema.

Los suelos vertisoles en México aportan de 76-150 (Mg h⁻¹) según INEGI, por lo que el suelo estudiado muestra niveles bajos con respecto a lo reportado (SNIPER, 2007).

Particularmente, la caña de azúcar es un cultivo en donde se realiza una mayor cantidad de prácticas de preparación de terrenos y al sembrarse en surcos existe un mayor aporte de gases de efecto



invernadero que son liberados por estas labores, ya que la mayor oxidación se debe al incremento de aireación del suelo y el mayor contacto de los residuos.

Conclusiones

Es necesario identificar las mejores prácticas de manejo del cultivo de caña de azúcar que aporten mayor cantidad de carbono en el suelo.

La densidad aparente tiene influencia en la captura de carbono del suelo y este actúa como fuente o reservorio de carbono hacia la atmósfera, dependiendo del uso que se le asigne.

Es importante hacer saber a los productores los beneficios que aportarían los reservorios de carbono en su área de cultivo.

Agradecimientos

Al Colegio de Postgraduados, al Postgrado de Hidrociencias, al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el apoyo económico y a todas las personas involucradas en este trabajo.

Literatura citada

- Arévalo, M. 2016 Carbono y nitrógeno en el suelo en sistemas agroforestales cafetaleros y sistema natural. Tesis de maestría en ciencias en agroforestería para el desarrollo sostenible. Universidad Autónoma de Chapingo, Estado de México. 35 p.
- Bauer, A. and A. Black. 1994 Quantification of the effect of soil organic matter content on soil productivity. *Soil Science Society of American Journal* 58:185-193.
- Claus, A. and E. George. 2005. Effect of stand age on fine-root biomass and biomass distribution in three European forest chronosequences. *Canadian Journal Forest Research* 35:1617-1625.
- Etchevers, J. D., C. M. Monreal, C. Hidalgo, M. Acosta, J. Padilla y R. M. López. 2005. Manual para la determinación de carbono en la parte aérea y subterránea de sistemas de producción en laderas. Colegio de Postgraduados, México. 29 p.
- Etchevers, J. D., M. Acosta M, C. Monreal, K. Quednow y L. Jiménez. 2001. Los stocks de carbono en diferentes compartimientos de la parte subterránea en sistemas forestales y agrícolas de ladera en México. *In: Simposio Internacional Medición y Monitoreo de la Captura de Carbono en Ecosistemas Forestales*. Valdivia, Chile. 19 p.
- FAO (Food and Agricultural Organization of the United Nations). 2002. Captura de carbono en los suelos para un mejor manejo de la tierra. Italia. 61 p.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2010. Fotografías aéreas de Morelos a escala 1:75 000. México. <http://www3.inegi.org.mx/sistemas/mexicocifras/datosgeograficos/20/20071.pdf> (Consulta: febrero 05, 2018).
- Inventario Estatal Forestal y de Suelos – Morelos. 2013. http://obum.zmcuernavaca.morelos.gob.mx/metadata/morelos/USV/IEFyS_Morelos_2013.pdf (Consulta: marzo 20, 2018)
- Johnson, D. W., J. D. Knoepp, W. T. Swank, J. Shan, L. A. Morris, D. H. Van Lear, and P. R. Kapeluck. 2002. Effects of forest management on soil carbon: results of some longterm resampling studies. *Environmental Pollution* 116:201-208.
- Lal, R. 2007. World soils and global issues. *Soils Tillage Research* 97:1-4.
- Martínez-H. E., J. P. Fuentes-E. y H. Acevedo. 2008 Carbono orgánico y propiedades del suelo. *Revista de la Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal*. https://scielo.conicyt.cl/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0718-27912008000100006 (Consulta: noviembre 20, 2017).
- Masuhara, A. 2012. Evaluación del contenido de carbono en sistemas agroforestales de café en Huatusco. México. <https://www.uea.edu.ec/cipca/images/CarbonoenagroforestalesDiegoGutierrez.pdf> (Consulta: febrero 05, 2018).
- Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos Cautla, Morelos. 2009. http://www3.inegi.org.mx/contenidos/app/mexicocifras/datos_geograficos/17/17006.pdf (Consulta: febrero 05, 2018).
- Rügnitz, T. M., M. Chacón L y R. Porro. 2009. Guía para la determinación de carbono en pequeñas propiedades rurales. Centro Mundial Agroflorestal. Lima, Perú. 79 p.
- SNIPER (National Information System of Soil Profiles). 2007. <http://web.uaemex.mx/fapur/docs/difcul/Redd/3.pdf> (Consulta: febrero 25, 2018)
- Vela-Correa, J., J. López-Blanco y M. Rodríguez-Gamiño. 2012. Niveles de carbono orgánico total en el Suelo de Conservación del Distrito Federal, centro de México. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-46112012000100003 (Consulta: febrero 05, 2018).
- Walkey, A. and I. A. Black. 1947. An examination of the deghareff method for determining soil organic and a proposed modification of chromic acid titration method. *Soil Science* 37:29-38.
- Zermeño- González, A., S.Villatoro-Moteno y J. Cortés. 2012. Estimación del intercambio neto de CO₂ en un cultivo de caña de azúcar durante el ciclo de plantilla. México. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1405-31952012000600005 (Consulta: noviembre 20, 2017).

5.15 Biomasa aérea y almacén de carbono en dos leguminosas y una cactácea del Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México

Nieto-García Vania G.¹; Huerta-Saavedra Valeria¹; Martínez-Ramírez Alejandra¹; Chávez-Vergara Bruno² y Montaña Noé Manuel^{1*}

¹Departamento de Biología (Área de Botánica), División de Ciencias Biológicas y de la Salud, Universidad Autónoma Metropolitana unidad Iztapalapa. Av. San Rafael Atlixco 186, Col. Vicentina, Iztapalapa, Ciudad de México, México.

²Departamento de Edafología (Laboratorio Nacional de Geoquímica y Mineralogía), Instituto de Geología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, C.P. 04510, Ciudad de México, México.

Autor para correspondencia: nmma@xanum.uam.mx

Resumen

Este estudio estimó la biomasa aérea de dos leguminosas (*M. luisana* y *P. laevigata*) y de una cactácea (*N. tetetzo*) y su contenido de C en un ecosistema semiárido del Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México. Se establecieron 10 cuadros de muestreo en los que se contaron y midieron dasométricamente 3 individuos de *M. luisana* y 3 de *N. tetetzo*; así como 7 cuadros en los que se midieron dasométricamente todos los individuos de *P. laevigata*. Además, se colectaron muestras de tejido vegetal de cada individuo por especie. La biomasa de *M. luisana* se determinó a partir de derribar y pesar 23 individuos, la de *N. tetetzo* por estimar el volumen de 30 individuos y la de *P. laevigata* mediante ecuaciones alométricas reportadas para esta especie. *M. luisana*, *N. tetetzo* y *P. laevigata* tuvieron una densidad promedio de 822, 810 y 389 individuos ha⁻¹, respectivamente. La altura de *M. luisana* y *P. laevigata* fue de 2.9 y 2.3m con coberturas de 1.8 y 2.2 m²; mientras que la de *N. tetetzo* fue de 5.7m con un tallo de 28cm de diámetro y con hasta 10 brazos. La biomasa varió entre 3.4 y 5.2 Mg ha⁻¹; mientras que el almacén de C registrado fue de 0.86 a 2.1 Mg C ha⁻¹. *N. tetetzo* registró mayor biomasa y contenido de C que las dos leguminosas, aunque la concentración de C en su tejido fue de sólo 23%. La biomasa y el C variaron entre los cuadros para las tres especies, indicando que la heterogeneidad del paisaje podría regular el almacén de C en estas plantas. Las tres especies son importantes almacenes de C en términos de su biomasa aérea, en especial *N. tetetzo*, lo que resalta el papel de las cactáceas en las estimaciones de biomasa y C en estos ecosistemas.

Palabras clave: biomasa aérea; cactáceas; contenido de carbono; leguminosas; matorrales.

Abstract

We estimated the aboveground biomass of two legumes (*M. luisana* and *P. laevigata*) and one cactus (*N. tetetzo*), as well as their C content in a semi-arid ecosystem of the Tehuacán-Cuicatlán Valley, Puebla-Oaxaca, Mexico. Ten sampling squares were established in which 3 individuals of *M. luisana* and 3 of *N. tetetzo* were counted and measured; as well as 7 squares in which all the individuals of *P. laevigata* were also measured dasometrically. In addition, samples of plant tissue were collected from each individual per species. The biomass of *M. luisana* was determined from 23 individuals sampled using a destructive method, in *N. tetetzo* the biomass was estimated starting from the volume of 30 individuals; while for *P. laevigata* the biomass was calculated by means of allometric equations provide from literature. *M. luisana*, *N. tetetzo* and *P. laevigata* had an average density of 822, 810 and 389 individuals ha⁻¹, respectively. The height of *M. luisana* and *P. laevigata* was 2.9 and 2.3m, with coverage of 1.8 and 2.2 m²; in contrast, *N. tetetzo* had 5.7m of height and a stem of 28cm in basal diameter with up to 10 branches. Aboveground biomass varied between 3.4 and 5.2 Mg ha⁻¹; while the C stored was from 0.86 to 2.1 Mg C ha⁻¹. *N. tetetzo* recorded higher aboveground biomass and C content than the two legumes, although the C concentration in its tissue was only 23%. Aboveground

biomass and C stored were changeable among the sampling squares for the three species, suggesting that the landscape heterogeneity could regulate the storage of C in these plants. The three species are important stocks of C in terms of aboveground biomass, especially *N. tetetzo*, which highlights the role of cacti in biomass and C estimations in these ecosystems.

Key words: *aboveground biomass; cacti; carbon content; legumes; scrubs.*

Introducción

Los ecosistemas áridos y semiáridos constituyen un tercio de la superficie terrestre global y el 60% del territorio mexicano (Ezcurra *et al.*, 2006); sin embargo, poco se sabe sobre su capacidad de almacenamiento de carbono (C). Estos ecosistemas contienen cerca de 36% del C almacenado en los ecosistemas terrestres a nivel global (Campbell *et al.*, 2008) y, en el caso de México, existen algunos datos sobre su flujo en el ecosistema y almacén en la vegetación y el suelo (Montaño *et al.*, 2016). No obstante, la estimación de la biomasa y del C asociado son muy generales, por lo que aportan muy poco para discernir el papel funcional de la fitomasa en el ciclo del C en este tipo de ecosistemas.

El conocimiento de la biomasa aérea y del contenido de C en diferentes especies de plantas es crucial para comprender los flujos y reservorios de C en los ecosistemas secos, así como para proyectar a futuro el impacto que estos ecosistemas podrían tener como fuente o sumidero de C. Además, la capacidad que tienen las plantas de fijar C es de particular interés como una forma de mitigar las emisiones de CO₂ a la atmósfera. La variación en la acumulación de biomasa y contenido de C entre especies vegetales está influenciada por sus respuestas morfológicas y ecofisiológicas al ambiente en el cual crecen (Thomas y Malczewski, 2007). Asimismo, contar con estimaciones actualizadas de la biomasa de la vegetación o de algunas especies de plantas podría tener otras aplicaciones más, tales como estimar la producción de madera y de combustibles (*e.g.* carbón, leña) con uso local, regional o comercial a otras escalas.

La biomasa aérea de las plantas en ecosistemas áridos y semiáridos se estima tanto a partir de métodos destructivos como no destructivos, los que permiten cuantificar directamente la biomasa con base en el peso de la planta o indirectamente a través de calcular su volumen. Al respecto se han propuesto diferentes ecuaciones alométricas para distintas especies vegetales de matorrales áridos y semiáridos; sin embargo, estas son muy pocas en relación con las que existen para ambientes húmedos, ya que se reducen a unas cuantas especies de árboles y arbustos (Rojas-García *et al.*, 2016); mientras que el componente arborescente, representado por las cactáceas, que también abundan en estos ecosistemas, no ha sido considerado. Así, a la fecha existe una sola ecuación alométrica para estimar la biomasa de una especie de cactácea, *Isolatocereus dumortieri* (Pavón *et al.*, 2015); no obstante que las cactáceas son un elemento importante para mitigar la sequía y captar CO₂ en condiciones de desertificación (Nefzaoui *et al.*, 2014).

Las estimaciones de almacenes de C en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México son escasas y la información es incompleta, y a pesar de que existen algunos datos que proyectan, mediante ecuaciones alométricas generales, una biomasa aérea de 35 Mg ha⁻¹ y subterránea de 12 Mg ha⁻¹ con contenidos de C que asumen una concentración de 50% de C en el tejido vegetal (Pavón y Briones, 2000; Montaño *et al.*, 2016), es aún necesaria la estimación local y puntual de la fitomasa. Esto se podría alcanzar cuantificando la biomasa de las especies vegetales dominantes o co-dominantes y su contribución al almacenamiento de C, con la finalidad de contar con datos que retroalimenten los modelos regionales y globales del ciclo del C para coadyuvar a la certidumbre de los actuales escenarios y estrategias de mitigación del cambio climático.

En el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, dos especies de leguminosas son dominantes o co-dominantes, *Mimosa luisana* Brandegey y *Prosopis laevigata* (Humb. et Bonpl. ex Willd) M. C. Johnston. Estas especies forman islas de recursos que incrementan la fertilidad del suelo bajo su copa (Camargo-

Ricalde *et al.*, 2002 y 2010; Perroni *et al.*, 2010) y tienen múltiples usos locales, por lo que podrían ser especies críticas en el este ecosistema semiárido (Camargo-Ricalde y Dhillion, 2004; Paredes-Flores *et al.*, 2007). Asimismo, *M. luisana* es una nodriza de la cactácea *Neobuxbaumia tetetzo* Backeberg, que establece una fuerte interacción de facilitación para su crecimiento (Valiente-Banuet y Ezcurra, 1991). En consecuencia, estimar la contribución de estas especies en términos de su biomasa al almacenamiento de C podría ser relevante para comprender el funcionamiento en este ecosistema semiárido.

Por lo tanto, el objetivo de este trabajo fue estimar la biomasa aérea de dos especies de leguminosas (*M. luisana* y *P. laevigata*) y de una especie de cactácea (*N. tetetzo*) y su contribución al almacenamiento de C en un ecosistema semiárido dentro de la Reserva de la Biosfera del Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El Valle de Tehuacán-Cuicatlán se localiza entre los 17 ° 20'-18 ° 53 'N y 96 ° 55'-97 ° 44' W, al sureste del estado de Puebla y noroeste de Oaxaca, México. El Valle tiene una superficie de 10,000 km² y la mitad corresponde a la Reserva de la Biosfera de Tehuacán-Cuicatlán desde 1998. En la zona domina un ambiente semiárido con la presencia de matorrales xerófilos, en donde destacan principalmente las cactáceas columnares (Rzedowski, 1978). En la vegetación las especies dominantes o codominantes son principalmente leguminosas de los géneros *Mimosa* y *Prosopis*, así como varias especies de cactáceas entre ellas *Neobuxbaumia tetetzo*. El clima es cálido semiárido BS₀hw" (w) (e) (g) de acuerdo con la clasificación de Köppen, modificada por García (1973). La temperatura media anual es de 21°C y la precipitación media anual es de 380 mm. La mayor parte de las lluvias entre junio y septiembre. El valle tiene una topografía compleja, donde las altitudes varían desde 500 hasta 3200 m snm. Los suelos se clasifican como Leptosoles cálcicos y son someros y con textura franco arenosa (Zavala-Hurtado y Hernández-Cárdenas, 1998).

Muestreo de campo

En la región de Zapotitlán Salinas, dentro del Valle de Tehuacán-Cuicatlán, se establecieron 17 cuadros de muestreo, 10 con una dimensión de 10 × 10 m (100 m²) en donde se realizaron las mediciones correspondientes para las especies *M. luisana* y *N. tetetzo* y 7 con una dimensión de 20 × 20 m (400 m²) en donde se midieron los individuos de *P. laevigata*.

En todos los casos los cuadros de muestreo estuvieron separados por al menos 300 m de distancia. En nueve de los cuadros de 100 m² se eligieron al azar tres individuos (en dos de los cuadros fue un individuo) de *M. luisana*, en 10 cuadros se eligieron tres individuos de *N. tetetzo*, y el total de individuos de cada especie fue contado para determinar la densidad. Los individuos muestreados de *M. luisana* fueron en total 23 y los de *N. tetetzo* 30, en ambos casos los individuos fueron medidos dasométricamente (*e.i.* altura, diámetro basal, diámetro y largo de cada rama, número de ramas, cobertura). En cada uno de los cuadros de 400 m² se identificaron y marcaron todos los individuos de *P. laevigata*, estos fueron medidos dasométricamente (*e.i.* altura, cobertura, diámetro basal).

Asimismo, se colectó de cada individuo una muestra compuesta de hojas, corteza, ramas y tallo tanto de *M. luisana* como de *P. laevigata* por separado, y de tejido parenquimatoso en el caso de los individuos de *N. tetetzo*. Todas las muestras compuestas colectadas fueron colocadas en bolsas de papel etiquetadas para su resguardo y posterior e inmediato secado.

Estimaciones de biomasa y carbono

En el caso de *M. luisana*, la biomasa se estimó con un método destructivo, derribando y pesando la parte aérea de cada individuo en su totalidad para obtener la biomasa fresca. A partir de la muestra compuesta colectada de cada individuo se estimó la biomasa seca por individuo mediante el método gravimétrico, secando en una estufa la muestra a 65°C hasta peso constante. El valor obtenido fue extrapolado a la biomasa del individuo total con base en el peso fresco y seco. La biomasa de *N. tetetzo* fue estimada de manera indirecta a partir de su volumen, el cual se calculó para el tallo y las ramas con la fórmula $V = \pi \times r^2 \times h$. El volumen total de cada planta se obtuvo sumando el volumen del tallo con el de todas las ramas. Así, con base en el volumen considerado como la biomasa fresca total de cada individuo y en función del peso seco de cada muestra de tejido parenquimatoso, que se obtuvo secando las muestras en una estufa a 65°C hasta peso constante, se estimó la biomasa seca por individuo. La biomasa de *P. laevigata* se obtuvo con base en cinco ecuaciones alométricas propuestas por Méndez *et al.* (2012) para estimar la biomasa de esta especie (Cuadro 1). Estas ecuaciones fueron retroalimentadas con algunas de las variables dasométricas obtenidas durante el muestreo en campo, según lo requirió cada ecuación alométrica.

Cuadro 1. Ecuaciones alométricas utilizadas para estimar la biomasa aérea de *P. laevigata* en diferentes regiones de México.

| Forma de vida | Ecuación | Ecuación | Unidades de medida | Número de réplicas | R ² | p |
|---------------|----------|-------------------------|--------------------|--------------------|----------------|--------|
| Arbusto | 1 | $[0.056] * [D^{2.383}]$ | kg | 30 | 0.98 | 0.0001 |
| Arbusto | 2 | $[0.108] * [D^{2.2}]$ | kg | 14 | 0.91 | 0.0001 |
| Arbusto | 3 | $[0.127] * [D^{2.161}]$ | kg | 15 | 0.95 | 0.0001 |
| Arbusto | 4 | $[0.041] * [D^{2.513}]$ | kg | 27 | 0.94 | 0.0001 |
| Arbusto | 5 | $[0.018] * [D^{2.767}]$ | kg | 22 | 0.97 | 0.0001 |

D= diámetro

Los valores de concentración de C utilizados para multiplicarse por la biomasa seca para obtener una estimación del contenido de C por individuo de cada especie fueron: 44% para *M. luisana* y *P. laevigata*, que es el valor reportado para plantas de la familia Laguminosae-Mimosoideae (Pompa-García *et al.*, 2017); sin embargo, en el caso de *N. tetetzo* la concentración de C fue estimada a partir de las muestras secas de parénquima colectadas, utilizando una auto-analizador de C orgánico total (TOC) SSM 5050A Shimadzu de combustión seca a 900 °C, obteniendo un valor de 23%.

Los datos de biomasa aérea seca y de contenido de carbono estimados por individuo fueron extrapolados por unidad de superficie con base en los valores promedio estimados por cuadro de muestreo y el total de individuos registrados en cada cuadro muestreado (densidad), con la finalidad de reportar una estimación de estas variables que pudiera ser extrapolable al área de estudio y servir a futuro como referencia para la toma de decisiones y de manejo.

Análisis estadístico de los datos

Los datos se compararon mediante un análisis de varianza de dos factores (especie y cuadrante) para tratar discernir la contribución de cada especie a la biomasa aérea y al almacén de C, considerando la heterogeneidad de este ecosistema semiárido. Los promedios se compararon usando una prueba de Tukey HSD. Una $p \leq 0.05$ se consideró como significativa en todos los casos. Previo análisis se

verificó el comportamiento de los datos conforme a los supuestos de la distribución normal y cuando se requirió, los datos fueron ajustados transformándolos a logaritmos base 10; no obstante, se reportan en su escala original de medición.

Resultados y Discusión

La densidad promedio registrada fue de 822, 810 y 389 individuos ha^{-1} para *M. luisana*, *N. tetetzo* y *P. laevigata*, respectivamente. Los individuos de *M. luisana* presentaron hasta 2.9 m de altura y una cobertura de 1.8 m^2 ; en contraste, las plantas adultas de *N. tetetzo* tuvieron una altura promedio de 5.7 m, con un tallo principal de 28 cm de diámetro en promedio y con un número de brazos por planta que varió de 1 a 10. Los individuos de *P. laevigata* tuvieron una altura promedio de 2.3 m y una cobertura de 2.2 m^2 . Estos valores son cercanos a los intervalos reportados para estas especies en otras comunidades vegetales del Valle de Tehuacán-Cuicatlán (Camargo-Ricalde *et al.*, 2002; Perroni *et al.*, 2010; López-Gómez *et al.*, 2012).

Con base en los datos para estas tres especies (Cuadro 2), en el matorral xerófilo de la región de Zapotitlán Salinas, en el valle semiárido de Tehuacán-Cuicatlán, la biomasa varía entre 3.4 y 5.2 Mg ha^{-1} ; mientras que el almacén de carbono registrado está en el intervalo de 0.86 y 2.1 Mg C ha^{-1} . Los valores de biomasa aérea registrados para estas especies están dentro del rango estimado por otros estudios para esta región con valores de hasta 35 Mg ha^{-1} (Montaño *et al.*, 2016), pero están muy por debajo de los valores de hasta 60 Mg ha^{-1} que han sido registrados en matorrales semiáridos del norte de México (Navar *et al.*, 2002). Asimismo, el almacén de C está en el límite inferior del reportado por Whittaker (1975) para matorrales semidesérticos a nivel mundial y del estimado asumiendo una concentración del 50% de C en el tejido vegetal (*ca.* 15.5 Mg C ha^{-1}) para la región del Valle de Tehuacán-Cuicatlán (Montaño *et al.*, 2016).

La biomasa y el carbono promedio por planta fueron variables entre los cuadros de muestreo (Cuadro 2). En el caso de *M. luisana*, los cuadros 1 y 6 tuvieron los valores más altos; mientras que en el caso de *N. tetetzo* los valores más altos se registraron sólo en el cuadro 6. Dada la fuerte interacción de facilitación que *M. luisana* ejerce sobre *N. tetetzo* a través del nodrizaje vegetal (Valiente-Banuet y Ezcurra, 1991), es posible que la biomasa y el almacenamiento de C pudieran haber sido potenciados de manera sinérgica entre ambas especies, aunque es necesario aún probar esta hipótesis. Esto también puede apoyarse en la cercana relación 1:1 registrada para la densidad de individuos de estas especies en el área de estudio (822 vs. 810 individuos ha^{-1} , para *M. luisana* y *N. tetetzo*, respectivamente). La biomasa y el C promedio registrado para los individuos de *P. laevigata* también varió entre los cuadros de muestreo, en donde el cuadro 5 tuvo los mayores valores promedio y el cuadro 7 los menores (Cuadro 2). La variabilidad registrada entre los distintos cuadros de muestreo sugiere una fuerte influencia del relieve sobre el crecimiento y la capacidad de fijación de C en los individuos de las tres especies estudiadas. Estudios previos indican que en ambientes áridos y semiáridos la orientación del terreno y su inclinación pueden tener un efecto significativo sobre la dinámica poblacional y el crecimiento de especies como *N. tetetzo* (López-Gómez *et al.*, 2012) y otras Mimosoideae (Martínez y López-Portillo, 2009).

Cuadro 2. Biomasa aérea y contenido de carbono en tres especies vegetales del valle semiárido de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México.

| Número de cuadro de muestreo | <i>M. luisana</i> (Leguminosae) | | <i>N. tetetzo</i> (Cactaceae) | | <i>P. laevigata</i> (Leguminosae) | |
|------------------------------|------------------------------------|-----------------------------|----------------------------------|-----------------------------|--------------------------------------|------------------------|
| | Biomasa | C | Biomasa | C | Biomasa | C (kg |
| | (kg planta^{-1}) | (kg planta^{-1}) | (kg planta^{-1}) | (kg planta^{-1}) | (kg planta^{-1}) | planta^{-1}) |
| 1 | 12.40a | 5.54a | 326.63bc | 67.12c | 301.58b | 132.70b |
| 2 | 6.63b | 2.96b | 478.24b | 99.51b | 361.87b | 159.22b |
| 3 | 4.95bc | 2.21b | 272.91c | 56.43c | 311.74b | 137.17b |

| Número de cuadro de muestreo | <i>M. luisana</i> (Leguminosae) | | <i>N. tetetzo</i> (Cactaceae) | | <i>P. laevigata</i> (Leguminosae) | |
|---|---------------------------------------|------------------------------------|---------------------------------------|-----------------------------------|---------------------------------------|------------------------------|
| | Biomasa (kg planta ⁻¹) | C (kg planta ⁻¹) | Biomasa (kg planta ⁻¹) | C (kg planta ⁻¹) | Biomasa (kg planta ⁻¹) | C (kg planta ⁻¹) |
| 4 | 5.46b | 2.44b | 268.98c | 47.72cd | 348.87b | 153.50b |
| 5 | 3.61c | 2.09b | 129.41d | 28.68d | 483.50a | 212.74a |
| 6 | 11.19a | 5.00a | 872.07a | 291.23a | 356.89b | 157.03b |
| 7 | 5.62b | 2.51b | 162.88d | 39.47c | 124.18c | 54.64c |
| 8 | 5.75b | 2.57b | 379.13bc | 107.91b | ---- | ---- |
| 9 | 6.22b | 2.78b | 279.83c | 60.46c | ---- | ---- |
| 10 | ---- | ---- | 327.10bc | 67.51c | ---- | ---- |
| Promedio (kg planta ⁻¹) | 6.9 (± 0.6)b | 2.7 (± 0.2)c | 349.7 (± 38)a | 86.6 (± 24)b | 326.9 (± 40)a | 143.8 (± 18)a |
| Almacén promedio por superficie (Mg ha ⁻¹) | 5.2 (± 0.32)b | 2.11 (± 0.19)b | 3.4 (± 0.4)c | 0.86 (± 0.2)c | 8.17 (± 1.1)a | 3.60 (± 0.4)a |
| ANOVA (Biomasa por cuadro) | | ANOVA (C por cuadro) | | ANOVA (Biomasa ha ⁻¹) | | |
| Especie (E): $F=21.3$; $p=0.002$ | | Especie (E): $F=18.1$; $p=0.001$ | | Especie (E): $F=27.1$; $p=0.03$ | | |
| Cuadrante (C): $F=5.8$; $p=0.014$ | | Cuadrante (C): $F=2.8$; $p=0.004$ | | | | |
| E × C: $F=1.78$; $p=0.05$ | | E × C: $F=2.2$; $p=0.05$ | | ANOVA (C ha ⁻¹) | | |
| | | | | Especie (E): $F=31.0$; $p=0.001$ | | |

Letras minúsculas distintas denotan diferencias significativas con Tukey ≤ 0.05
 n= 3 para *M. luisana* y *N. tetetzo*; n= 14 para *P. laevigata*.

Los valores estimados de biomasa y de C en *P. laevigata* y *M. luisana* están dentro o por arriba de los intervalos reportados para estas especies o en especies filogenéticamente cercanas y también distribuidas en otros ambientes áridos y semiáridos. Por ejemplo, en *P. laevigata* la biomasa aérea estimada en kg planta⁻¹ es de 380 kg para el Valle de Tehuacán-Cuicatlán (Perroni *et al.*, 2010) y de 34.7 kg para la región semiárida del bajío mexicano (Becerril-Piña *et al.*, 2014). En contraste, los valores de biomasa y de C para *N. tetetzo* fueron más bajos que los registrados en las dos especies arbustivas y mayores que los estimados (6.7 kg C planta⁻¹) para la cactácea *I. dumortieri* (Pavón *et al.*, 2016). Asimismo, resalta el hecho de que la concentración de C en los tejidos de *N. tetetzo* es de sólo el 23%, valor que está muy por debajo del 44.7% reportado para otras especies de plantas mexicanas (Pompa-García *et al.*, 2017). Esto revela, por un lado, que el aporte de las cactáceas al almacenamiento de C podría ser muy relevante en ecosistemas secos y, por el otro que, al menos en el caso de las cactáceas, no es posible hacer estimaciones del almacén de C a partir de asumir una concentración del C en sus tejidos similar a la concentración registrada para especies leñosas y mucho menos a partir de asumir que el 50% de su biomasa es carbono. Este último hallazgo concuerda con la hipótesis de que las cactáceas son elementos de las comunidades vegetales que contribuyen de manera importante a la captura de CO₂ en ambientes desérticos (Nefzaoui *et al.*, 2014).

Conclusiones

Las tres especies examinadas tienen una importante contribución al almacenamiento de C en términos de su biomasa aérea dentro del valle semiárido de Tehuacán-Cuicatlán. En particular, los resultados resaltan que es necesario incorporar en las estimaciones de almacenes de C a las cactáceas, las cuales son dominantes en las comunidades vegetales, como es el caso de *N. tetetzo*, debido a que presentó valores importantes de C almacenado a pesar de que la concentración de C en su tejido parenquimatoso es menor que la reportada en otras especies de plantas. Asimismo, este estudio señala

la necesidad de considerar el papel de la heterogeneidad del paisaje en las estimaciones de C, ya que esta podría ser un modulador importante de la producción de biomasa y de la capacidad de las leguminosas y de las cactáceas para fijar y almacenar C en ecosistemas semiáridos como el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México. Finalmente, este estudio es uno de los primeros en presentar por primera vez estimaciones de biomasa y C para tres especies que son dominantes o co-dominantes dentro de las comunidades vegetales de este valle semiárido.

Agradecimientos

A las autoridades del municipio de Zapotitlán Salinas, del Jardín Botánico “Helia Bravo Hollis”, de la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas-SEMARNAT y de la Reserva de la Biosfera de Tehuacán-Cuicatlán, por otorgarnos los permisos para las mediciones en campo y por permitirnos trabajar en su predios y en la Reserva. Al Sr. Maurinio Reyes por su ayuda en el trabajo de campo.

Literatura citada

- Arias, S., L. S. Gama, C. L. U. Guzmán y B. B. Vázquez. 1997. Flora del Valle de Tehuacán-Cuicatlán. Instituto de Biología 95:136-139.
- Becerril-Piña, R., E. González-Sosa, C. A. Mastachi, C. Díaz-Delgado y N. M. Ramos-Salinas. 2014. Contenido de carbono en un ecosistema semiárido del centro de México. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*. 1:9-18.
- Camargo-Ricalde, S. L. and S. S. Dhillon. 2004. Use and management of Mimosa species in the Tehuacán-Cuicatlán Valley, a tropical semi-arid region in Mexico (Fabaceae-Mimosoideae). *Revista de Biología Tropical* 52:845-851.
- Camargo-Ricalde, S. L., I. Reyes-Jaramillo and N. M. Montaña. 2010. Forestry Insularity effect of four Mimosa L. species (Leguminosae-Mimosoideae) on soil nutrients of a Mexican semiarid ecosystem. *Agroforestry Systems* 80:385-397.
- Camargo-Ricalde, S. L., S. S. Dhillon and R. Grether. 2002. Community structure of endemic Mimosa species and environmental heterogeneity in a semi-arid Mexican valley. *Journal of Vegetation Sciences*.13:697-704.
- Campbell, A., L. Miles, I. Lysenko, A. Huges and H. Gibbs. 2008. Carbon storage in protected areas. Technical report. UNEP World Conservation Monitoring Center. 64 p.
- Ezcurra, E., E. Mellink, E. Wehncke, C. González, S. Morrison, A. Warren, D. Dent and P. Driessen. 2006. Natural History and Evolution of the World's Deserts. pp. 1-26. *In*: Ezcurra, E. (ed.). *Global Deserts Outlook*. United Nations Environment Programme (UNEP). Nairobi, Kenya.
- García, E. 1978. Modificaciones al sistema de clasificación climática Köeppen. 2ª edc. Instituto de Geografía. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- López-Gómez, V., P. Zedillo-Avelleyra, S. Anaya-Hong, E. González-Lozada y Z. Cano-Santana. 2012. Efecto de la orientación de la ladera sobre la estructura poblacional y ecomorfología de *Neobuxbaumia tetetzo* (cactaceae). *Botanical Sciences* 90: 453-457.
- Martínez, A. J. and J. López-Portillo. 2009. Allometry of *Prosopis glandulosa* var. *torreyana* along a topographic gradient in the Chihuahuan desert. *Journal of Vegetation Science* 14:111-120
- Méndez, J., O. Turlán, J. Ríos y J. Nájera. 2012. Ecuaciones alométricas para estimar biomasa aérea de *Prosopis laevigata* (Humb. & Bonpl. Ex Willd.) M.C. Johnst. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 3:57-72.
- Montaña, N. M., F. Ayala, S. Bullock, O. Briones, F. García, Y. Maya, R. García, Y. Perroni, C. Siebe, Y. Tapia, E. Troyo y E. Yépez. 2016. Almacenes y flujos de carbono en ecosistemas áridos y semiáridos de México: Síntesis y prospectivas. *Terra Latinoamericana* 34:39-59.
- Návar, J., E. Méndez and V. Dale. 2002. Estimating stand biomass in the Tamaulipan thornscrub of northeaster, Mexico. *Annals Forest Sciences* 59:813-821.
- Nefzaoui, A., M. Louhaichi, and H. BenSalem. 2014. Cactus a tool to mitigate drought and to combat desertification. *Journal of Arid Land Studies* 24:121-124.
- Paredes-Flores, M., R. Lira y P. Dávila. 2007. Estudio etnobotánico de Zapotitlán Salinas, Puebla. *Acta Botánica Mexicana* 79:13-61.
- Pavón, N. P. and O. Briones. 2000. Root distribution, standing crop biomass and belowground productivity in a semidesert in México. *Plant Ecology* 146:131-136.
- Pavón, N. P., C. O. Ayala and F. A. P. Martínez. 2015. Water and carbon storage capacity in *Isolatocereus dumortieri* (Cactaceae) in an intertropical semiarid zone in Mexico. *Plant Species Biology* 3:240-243.
- Perroni, Y., C. Montaña and F. García-Oliva. 2010. Carbon-nitrogen interactions in fertility island soil from a tropical semi-arid ecosystem. *Functional Ecology* 24:233-242.
- Pompa-García, M., J. A. Sigala-Rodríguez, E. Jurado and J. Flores. 2017. Tissue carbon concentration of 175 Mexican forest species. *iForest* 10:754-758.
- Rojas-García, F., B. De Jong, P. Martínez-Zurimendi and F. Paz. 2015. Database of 478 allometric equations to estimate biomass for Mexican trees and forests. *Annals of Forest Science* 72:835-864.
- Rzedowski, J. 1978. *Vegetación de México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. 504 p.
- Thomas, S. C and G. Malczewski. 2007. Wood carbon content of tree species in Eastern China: interspecific variability and the importance of the volatile fraction. *Journal of Environmental Management* 85:659-662.



- Valiente-Banuet, A. and E. Ezcurra. 1991. Shade as a cause of the association between the cactus *Neobuxbaumia tetetzo* and the nurse plant *Mimosa luisana* in the Tehuacán Valley, Mexico. *Journal of Ecology* 79:961-971.
- Whittaker, R. H. 1975. *Communities and Ecosystems*. Mc Millan Publishing, New York.
- Zavala-Hurtado, J. A. y G. Hernández-Cárdenas. 1998. Estudios de caracterización y diagnóstico del área propuesta como Reserva de la Biósfera Tehuacán-Cuicatlán. Universidad Autónoma Metropolitana-Instituto Nacional de Ecología (SEMARNAP). Reporte Técnico.

5.16 Factores topográficos determinantes de la mortandad de árboles inducida por una helada severa en un bosque tropical seco

Bojórquez Adrián¹; Álvarez-Yépiz Juan C.²; Búrquez Alberto¹ y Martínez-Yrizar Angelina¹

¹Instituto de Ecología, Unidad Hermosillo, Universidad Nacional Autónoma de México. Colosio y Sahuaripa S/N. CP 83250. Hermosillo, Sonora, México.

²Instituto Tecnológico de Sonora. 5 de febrero 818 sur. CP 85000. Ciudad Obregón, Sonora.

Autor para correspondencia: bojorquezja@ieciologia.unam.mx

Resumen

La mortandad extensiva de árboles asociada a eventos extremos del clima ha recibido atención de estudio a nivel mundial por sus implicaciones en la dinámica de los bosques y el secuestro del carbono. En México poco se sabe sobre este fenómeno en regiones tropicales afectadas por heladas extremas. El objetivo del presente estudio fue modelar la probabilidad de daño causada por una helada severa en un bosque tropical seco (BTS) en el sur de Sonora. En el área de estudio (28 × 28 km) se seleccionaron 232 sitios con y sin afectación por una helada severa ocurrida en febrero de 2011. Se evaluó la densidad de tallos y de individuos muertos como una medida de la presencia o ausencia de afectación. Nuestro modelo logístico incluyó la elevación, la orientación de las pendientes, y tipo de bosque como variables explicativas del daño. Encontramos que la probabilidad de daño está fuertemente influenciada por la elevación y que el modelo predice mayor probabilidad de daño en bosques de elevaciones más bajas. Esto podría relacionarse con el movimiento superficial de las masas de aire frío provenientes del ártico que entran por las montañas del noreste y se acumulan en los valles. El análisis muestra que la topografía, en particular la elevación moduló los efectos de esta helada sobre la vegetación. La vulnerabilidad de las diferentes zonas del BTS a heladas extremas puede incorporarse en programas de manejo del bosque para prevenir o disminuir la mortandad de árboles ante eventos futuros extremos del clima.

Palabras clave: *bosque tropical seco; helada severa; mortandad de árboles.*

Abstract

Extensive tree mortality related to extreme climatic events has been the focus of numerous studies worldwide because of its implications for forest dynamics and carbon sequestration. However, in Mexico little is known about this phenomenon in tropical areas affected by extreme frosts. The objective of this study was to model the probability of damage caused by a severe freezing event in a tropical dry forest in southern Sonora. In an area of 28 × 28 km we selected 232 sites with and without damage caused by the severe freezing event of February 2011. Presence of damage was evaluated with density of dead stems and trees. Our logistic model included elevation, slope aspect (eastness and northness), and forest type as explanatory variables of frost damage. We found that probability of damage is strongly influenced by elevation and our model predicts a higher probability of damage in forests at lower elevations. This is likely related to the surface movement of the arctic cold front that entered from the northeastern mountains and drained into the lowlands. Our analysis shows that topography and particularly elevation mediated the effects of this severe frost on the vegetation. Vulnerability of different TDF zones to severe frost should be incorporated into forest management programs to prevent or reduce tree mortality under future extreme climatic events.

Keywords: *tropical dry forest; extreme freezing event; tree mortality.*

Introducción

El aumento en la frecuencia e intensidad de eventos climáticos extremos (ECEEx) (IPCC, 2014) ha tomado mayor relevancia a nivel mundial con el incremento de estudios que reportan episodios de mortandad extensiva de árboles inducidos por ECEEx (Allen *et al.*, 2015). La mortandad de árboles tiene implicaciones importantes en los ecosistemas naturales y el bienestar humano, ya que la pérdida de cobertura vegetal induce cambios en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas, así como pérdida de almacenes de carbono (Frank *et al.*, 2015; Smith, 2011), y en la provisión de servicios ecosistémicos.

Dependiendo de su localización geográfica, los bosques pueden ser afectados por sequías, huracanes, olas de calor, heladas o una combinación de estos eventos. Por ejemplo, el bosque tropical seco (BTS) del noroeste de México se ve impactado por heladas de diferente intensidad frecuentemente en la temporada invernal. Las temperaturas de congelación se consideran una limitante física en la distribución del BTS tanto altitudinal (900-1500 msnm) como latitudinalmente (29-31°) (Búrquez y Martínez-Yrizar, 2006; Rzedowsk, 2006). En febrero de 2011, en la región más norteña de su distribución en América (noroeste de México), el BTS fue afectado por una helada severa de tipo advectiva, causando mortandad extensiva de árboles en estas comunidades vegetales tanto de bosque maduro como secundario. A pesar de la ocurrencia de heladas en temporada invernal en la región, esta helada advectiva (HA) de 2011 se categorizó como extrema (Hardiman, 2011; NOAA, 2011) y de impacto severo (Secretaría de Gobernación, 2011). Este tipo de fenómenos climáticos se asocian con incursiones de aire frío de alta densidad y peso provenientes del ártico, provocando que las temperaturas cerca de la superficie del suelo alcancen valores de 0 °C o menores, ocasionando un efecto negativo en los ecosistemas (daño parcial y/o mortandad extensiva de árboles). La topografía (cercanía al océano, elevación, inclinación y orientación de las pendientes) juega un papel importante en el movimiento de las masas de aire en el paisaje, ocasionando un impacto heterogéneo en la vegetación (Kalma *et al.*, 1992; Snyder y Melo-Abreu, 2005). Las pérdidas económicas post-helada fueron cuantiosas a nivel regional principalmente por la pérdida de cultivos en los valles agrícolas (Secretaría de Gobernación, 2011; Val-Noris, 2013). Sin embargo, aún no existe un estudio que analice y cuantifique la extensión espacial del daño por dicha helada en las comunidades vegetales naturales de la región. El objetivo del presente estudio fue modelar la probabilidad de daño causada por una helada severa de febrero de 2011 en un bosque tropical seco en el sur de Sonora, México.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El área de estudio de aproximadamente 83,000 ha (28 × 28 km), se localiza en el municipio de Álamos en el estado de Sonora (27° 01' N, 108° 56' O; Figura 1). De acuerdo con García (2004) el clima que predomina en la región se clasifica dentro de los semiáridos cálidos, BS₁(h')hw(e). La temperatura media anual es de 23 °C y la precipitación media anual de 729 mm, para el periodo 1927-2015, concentrándose principalmente en los meses de junio a octubre, durante los cuales se recibe el 80% de la lluvia total anual (Figura 2—Estación climatológica Minas Nuevas). El tipo de vegetación predominante en el área de estudio es el bosque tropical seco o bosque tropical caducifolio (Rzedowski, 2006) con áreas de bosque de encino a elevaciones superiores a los 800 m (Martín y Yetman, 2000).

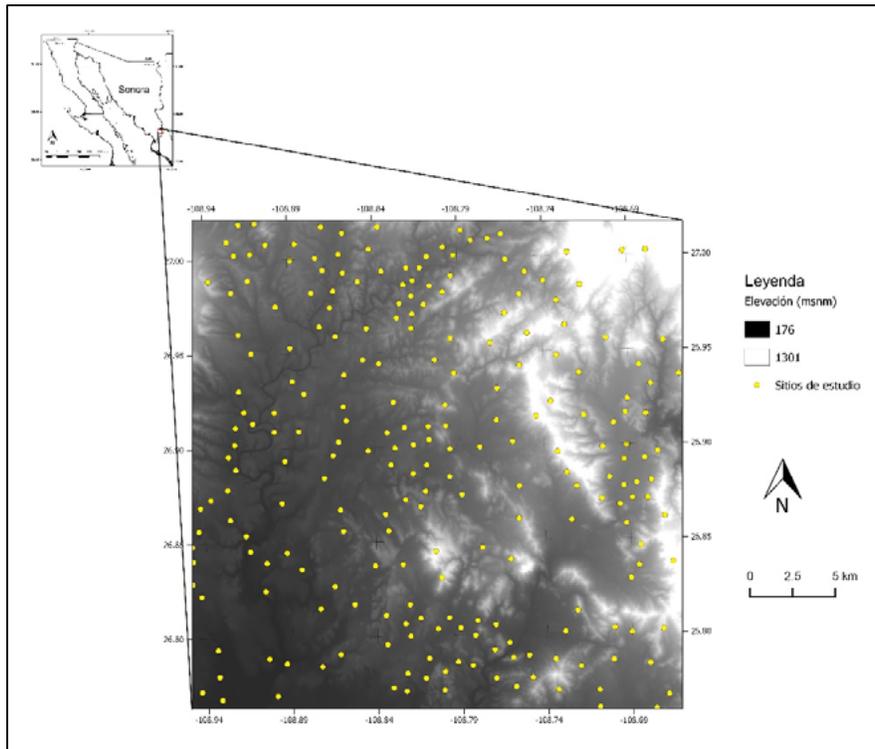


Figura 1. Localización geográfica del área de estudio. Los círculos amarillos indican los sitios de estudio. El modelo digital de elevación a escala 1:20 000 se procesó con el software IDRISI, versión 17.0.

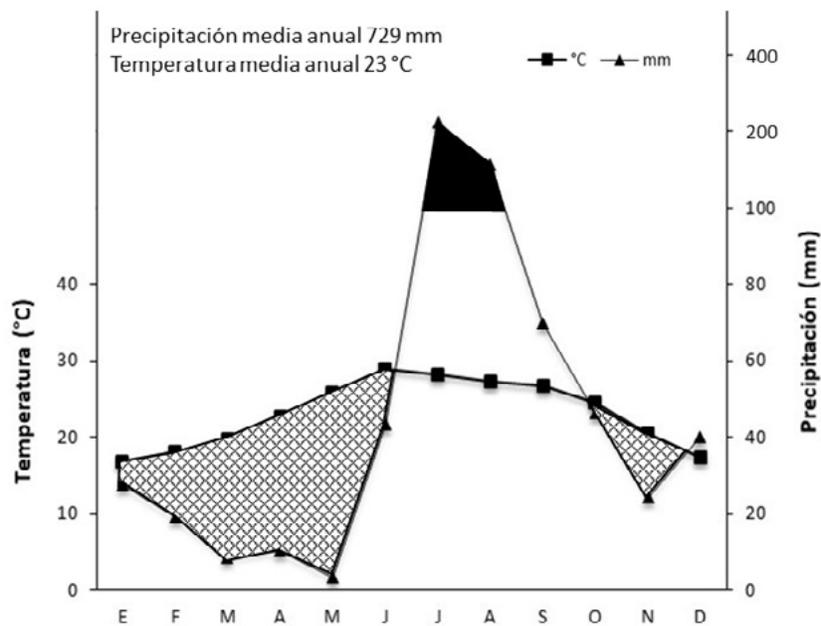


Figura 2. Diagrama ombrotérmico del área de estudio. Los datos analizados provienen de la estación climatológica Minas Nuevas, localizada al NO del área de estudio. Periodo de años analizados 1927 - 2015.

En general la topografía del área de estudio se caracteriza por presentar pendientes muy inclinadas, cañadas profundas y estrechos arroyos de lechos rocosos (Van Devender *et al.*, 2000). Esto genera una gran variabilidad microclimática que se ve reflejada en los cambios de estructura y de composición de especies del bosque de un sitio a otro (Martin y Yetman, 2000).

El paisaje actual de la región de estudio presenta una alta heterogeneidad de la cobertura vegetal como consecuencia de las actividades antrópicas como la agricultura de temporal, el establecimiento de pastizales, y la extracción continua de recursos forestales, que se han realizado desde la década de los 70s. El abandono de estas actividades ha permitido la regeneración del BTS a través del desarrollo de bosques secundarios (Álvarez-Yépiz *et al.*, 2008). Así, la matriz del paisaje se conforma por unidades de bosque maduro, bosques secundarios jóvenes (> 10 años), bosques secundarios de 30-40 años, y áreas activas de pastoreo y uso agrícola.

En cuanto a los bosques secundarios, éstos son más simples estructural y florísticamente que los BTS maduros (Álvarez-Yépiz *et al.*, 2008). También se pueden encontrar en el área de estudio bosques monoespecíficos dominados por *Acacia cochliacantha*, una especie perteneciente a la familia Fabaceae que se desarrolla comúnmente en suelos perturbados, mientras que el bosque secundario más viejo presenta mayor diversidad de especies de plantas, codominando dos especies, *A. cochliacantha* y *L. divaricatum*. En estos bosques también se observan otras especies como *Haematoxylum brasiletto* y *Jacquinia macrocarpa* Cav. Subsp. *pungens* (A. Gray) B. Stahl (Álvarez-Yépiz *et al.*, 2008).

En febrero de 2011 el BTS de Sonora fue impactado por una helada extrema de tipo advectiva, causando la muerte parcial (mortalidad de ramas y tallos) y total de árboles en extensas áreas con vegetación natural (Figura 3). En el presente estudio se evalúan los factores topográficos que determinan el impacto heterogéneo de esta helada en el BTS de la región de Álamos.



Figura 3. Mortandad extensiva de árboles en el bosque tropical seco debido a una helada severa ocurrida en febrero de 2011 en la región de Álamos, Sonora. En las imágenes se observan algunos elementos arbóreos con rebrote como respuesta al daño por la helada.

Modelación espacial del daño en la vegetación del BTS

Se realizaron recorridos de campo y se seleccionaron 232 sitios de comunidades de bosque maduro y secundario con presencia o ausencia de afectación por la helada. La presencia de ramas muertas y de árboles muertos en pie fue tomado en cuenta para determinar si un sitio presentaba o no daño por la helada. Con el uso de un sistema de información geográfica (SIG) y un modelo digital de elevación (MDE) se obtuvo para todos los sitios la elevación (A) y la orientación de las pendientes (norte—N y este—E). Para modelar la probabilidad de daño (D) en las comunidades vegetales del área de estudio en función de factores topográficos (A, N, E) y tipo de bosque (TB), se usaron modelos de regresión logística del tipo binomial (Eq. 1).

$$\log(D) = \alpha + (\beta_1 \times A) + (\beta_2 \times N) + (\beta_3 \times E) + (\beta_4 \times TB) \quad (1)$$

Primeramente, se realizaron pruebas de autocorrelación espacial entre los sitios (Índice de Moran y semivariogramas) y se procedió a ajustar un grupo de modelos de los cuales se seleccionaron los tres mejores usando el criterio de información de Akaike. Con estos modelos se calculó un modelo promedio global (MG), que consistió en estimar un promedio entre los parámetros de las variables que se comparten entre los modelos. Con el MG se realizó la modelación espacial del daño del BTS en el área de estudio (83 000 ha). Posteriormente se identificaron las áreas con mayor probabilidad de daño bajo condiciones de heladas advectivas como la ocurrida en febrero de 2011. Los valores de probabilidad que predice el modelo van de 0 a 1, donde 0 es igual a 0 % y 1 es igual a 100 %. El patrón espacial de probabilidad se categorizó en baja ($> 0 \leq 0.33$), media ($> 0.33 \leq 0.67$) y alta ($> 0.67 \leq 1$). Se identificó como sin dato a las áreas donde el modelo no calculó probabilidad por falta de información en alguna de las capas de información. El análisis espacial y la modelación se realizaron en IDRISI Selva 17.0 y QGis 2.15.15. Los modelos logísticos se ajustaron usando el software RStudio versión 3.3.3.

Resultados y Discusión

El modelo global (MG), retuvo las variables topográficas (A, E, N) y tipo de bosque (TB) como variables explicativas del daño en las comunidades afectadas del BTS (Eq. 2). Los análisis muestran que la elevación (A) presenta un efecto negativo altamente significativo ($p < 0.001$) sobre la probabilidad de daño. Las variables E, N y TB, aunque no fueron significativas, sí fueron retenidas en el modelo y tienen un efecto importante sobre el daño, como por ejemplo la variable E ($\beta_2 = 0.373$).

$$\log(D) = 3.973 + (-0.013 \times A) + (0.373 \times E) + (-0.084 \times N) + (0.056 \times TB) \quad (2)$$

Con el MG se realizó la modelación espacial del daño a nivel paisaje en el área de estudio (Figura 4). Los resultados muestran que la probabilidad de daño está fuertemente relacionada con la elevación, es decir, que en las partes más bajas del paisaje presentan alta probabilidad de daño (Figura 4, color verde oscuro). Esto probablemente se debe a que las masas de aire frío a las que se asocian este tipo de eventos climatológicos se caracterizan por ser muy densas y pesadas, permitiendo que el aire frío se acumule en las partes más bajas causando la muerte parcial o total de árboles en las extensas áreas del paisaje con menor elevación (Figura 3 y 4). De acuerdo con el patrón de afectación que predice el modelo, el 18.1% del área de estudio presenta *alta* probabilidad de ser impactada por heladas advectivas (verde oscuro), el 31.8% una probabilidad de afectación *media* (verde claro), y el 43.4% una *baja* probabilidad de daño (Figura 5).

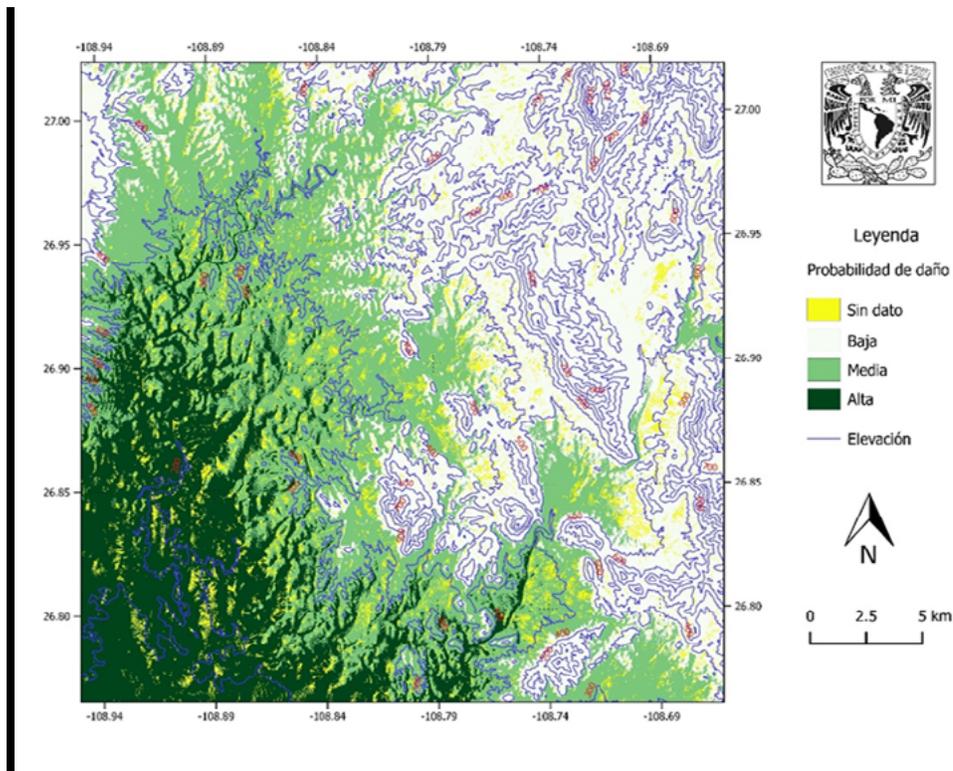


Figura 4: Área de estudio con probabilidad de daño bajo condiciones de helada advectiva. La probabilidad se calculó con el modelo promedio global (MG). Leyenda: sin dato de probabilidad indica que el modelo no predijo ningún valor, probabilidad de daño baja ($> 0 \leq 0.33$); media ($> 0.33 \leq 0.67$) y alta ($> 0.67 \leq 1$). Las curvas de nivel de color azul y números en rojo indican las cotas de elevación (100 m) del área estudio.

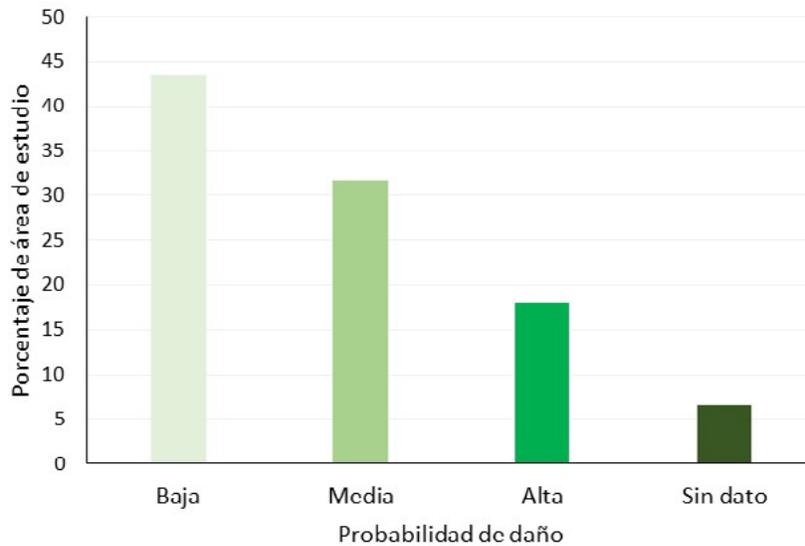


Figura 5: Porcentaje (%) del área de estudio con probabilidad de daño. Baja ($> 0 \leq 0.33$); media ($> 0.33 \leq 0.67$) y alta ($> 0.67 \leq 1$). Sin dato cuando el modelo no predijo ningún valor de probabilidad.

Con base en el mapa del patrón de afectación predicha por el modelo y la ubicación geográfica de los sitios de estudio, se extrajo la elevación y la probabilidad de daño para todos los puntos. Con esto se observó que la baja probabilidad de daño en el área de estudio ocurre por arriba de los 346 metros de elevación (Figura 6), mientras que el área de probabilidad media predicha por el modelo ocurre entre

los 246 y 450 m (Figura 6). En cuanto a la alta probabilidad de daño, el modelo predijo que se presentó entre los 180 y 269 m de elevación (Figura 6). Lo anterior indica que existe probabilidad de daño en toda el área de estudio, aumentando esta probabilidad a elevaciones < 269 m (Alta—verde oscuro, Figura 6). En algunas áreas el modelo no predijo ninguna probabilidad de daño por la falta de valores en alguna capa de información obtenida con el modelo digital de elevación.

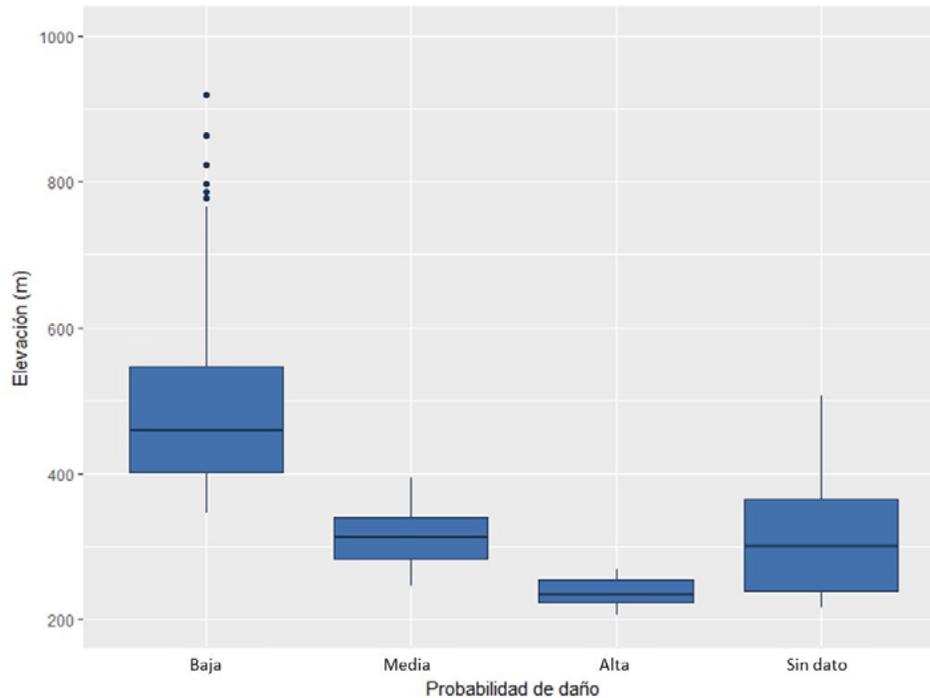


Figura 6. Diagrama de caja de las elevaciones que se presentan en las tres categorías con probabilidad de daño en el área de estudio. Probabilidad baja ($0 < 0.33$), media ($0.33 < 0.67$) y alta ($0.67 < 1$). Sin dato, cuando el modelo no predijo ningún valor de probabilidad.

La distribución altitudinal del bosque tropical caducifolio en la región de estudio está fuertemente influenciada por las temperaturas de congelación ($0\text{ }^{\circ}\text{C}$) (Búrquez y Martínez-Yrizar, 2006; Rzedowski, 2006). Así, al aumentar las heladas del tipo advectivas como la ocurrida en febrero de 2011 en esta región, existe alta probabilidad de que se afecten las comunidades que se distribuyen por debajo de los 400 m de elevación, donde predominan los bosques secundarios, provocando la disrupción del proceso sucesional, la pérdida de cobertura vegetal y almacenes de carbono, y en un escenario catastrófico, la contracción de la distribución del BTS.

Conclusiones

La mortalidad observada en el BTS bajo condiciones de heladas advectivas está fuertemente influenciada por la elevación. La modelación del patrón de daño indica que la mayor afectación en el área de estudio ocurre en un rango elevacional entre 180 y 400 m, incrementándose a elevaciones < 269 m. Este patrón espacial de afectación probablemente se relaciona con el movimiento de superficial de los frentes fríos provenientes del ártico que entran a través de las montañas del noroeste y que se acumula en las partes bajas de los valles, causando heladas severas. Nuestro análisis muestra que la topografía, y en particular la elevación, puede mediar los efectos de las heladas severas en los valles del BTC. La vulnerabilidad de las diferentes áreas del BTS a heladas puede incorporarse a programas de recuperación y manejo del bosque para prevenir o disminuir la mortalidad de árboles ante eventos futuros extremos del clima.



Agradecimientos

Al Posgrado en Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional Autónoma de México y al CONACYT por la beca doctoral otorgada a Jesús Adrián Bojórquez Valdez. A Ana Rosita Villegas Velázquez, Jenny Livier Valle Martínez, Mirsa Bojórquez Ochoa, Ricardo Efrén Feliz Burruel y Diego Ivan Ramos Trujillo por su apoyo en el trabajo de campo. A la Dra. Enriquena Bustamante Ortega por su apoyo técnico y administrativo. Al proyecto PAPIIT IN207315 por el financiamiento para la realización del trabajo de campo y PROFAPI-ITSON. Finalmente, un agradecimiento especial a la Reserva Sierra de Álamos - Río Cuchujaqui, Naturaleza y Cultura Internacional (México) y los dueños de las parcelas por su apoyo logístico y acceso a los sitios de estudio.

Literatura citada

- Allen, C. D., D. D. Breshears and N. G. McDowell. 2015. On underestimation of global vulnerability to tree mortality and forest die-off from hotter drought in the Anthropocene. *Ecosphere* 6:1-55.
- Álvarez-Yépiz, J. C., A. Martínez-Yrizar, A. Búrquez and C. Lindquist. 2008. Variation in vegetation structure and soil properties related to land use history of old-growth and secondary tropical dry forests in northwestern Mexico. *Forest Ecology and Management* 256: 355-366.
- Búrquez, A. y A. Martínez-Yrizar. 2010. Límites geográficos entre selvas secas y matorrales espinosos y xerófilos: ¿que conservar?. pp 53-63. *In*: Ceballos, G., L. Martínez, A. García, G. Espinoza, J. Bezaury-Creel y J. D. Dirzo (eds.). *Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico México*. Ciudad de México.
- Frank, D., M. Reichstein, M. Bahn, K. Thonicke, D. David, M.D. Mahecha, P. Smith, M. Velde, S. Vicca, F. Babst, C. Beer, N. Buchmann, J. G. Canadell, P. Ciais, W. Cramer, A. Ibrom, F. Miglietta, B. Poulter, A. Rammig, S. I. Seneviratne, A. Walz, M. Wattenbach, M. A. Zavala y J. Zscheischler. 2015. Effects of climate extremes on the terrestrial carbon cycle: concepts, processes and potential future impacts. *Global Change Biology*. 21:2861-2880.
- Hardiman, M. 2011. Intense cold wave of february 2011. El paso, Texas/Santa Teresa, New Mexico.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2014. *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Switzerland.
- Kalma, J. D., G. P. Laughlin, J. M. Caprio and P. J. C. Hamer. 1992. The occurrence of frost: types, distribution and prediction. pp. 5-11. *In*: Bet Dagan, G.S., G.L. Nebraska (Eds.). *Advances in bioclimatology 2: the bioclimatology of frost, its occurrence, impact and protection*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.
- Martin, P. S. and D.A. Yetman. 2000. Introduction and prospect: secrets of a tropical deciduous forest. pp. 3-18. *In*: Robichaux, R.H. y D.A. Yetman (eds.). *The tropical deciduous forests of Alamos*. The University of Arizona Press, United States of America.
- NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration). 2011. *State of Climate: National Climate Report for February 2011*. United States of America <https://www.ncdc.noaa.gov/sotc/national/201102> (Consulta: abril 04, 2018).
- Rzedowski, J. 2006. Bosque tropical caducifolio. pp. 200-214. *En*: Rzedowski, J. (ed.). *Vegetación de México*. Comisión Nacional para el Estudio de la Biodiversidad (CONABIO). Ciudad de México.
- Secretaría de Gobernación. 2011. Declaratoria de emergencia federal por la ocurrencia de la helada severa del 1 al 3 de febrero de 2011, *Diario Oficial de la Federación*, 15 de febrero de 2011. México, DF.
- Smith, M. D. 2011. An ecological perspective on extreme climatic events: a synthetic definition and framework to guide future research. *Journal of Ecology*. 99:656-663.
- Snyder, R. L. and J. P. Melo-Abreu. 2005. *Frost protection: fundamentals, practice, and economics*. Rome, Italy.
- Val Noris, A. 2013. Cuantificación de las superficies afectadas por heladas ocurridas en el mes de febrero de 2011, en el distrito de riego 041, Río Yaqui, utilizando imágenes de satélite y sistemas de información geográfica. Tesis de maestría. Colegio de Posgraduados. Montecillo, Estado de México.
- Van Devender, T. R., A. C. Sanders, R. K. Wilson and S. A. Meyer. 2000. Study area. pp. 39-44. *In*: Robichaux, R.H. y D. A. Yetman, (eds.). *The Tropical Deciduous Forest of Alamos: Biodiversity of a Threatened Ecosystem in Mexico*. The University of Arizona Press, Tucson, Arizona.

5.17 Estrategias de manejo en huertos frutales para incrementar la fijación y almacenamiento de CO₂

García-Martínez René¹

¹Colegio de Postgraduados, PREGEP-Fruticultura. Carretera México-Texcoco Km. 36.5, Montecillo, Texcoco 56230, Estado de México. Autor para correspondencia: rene.garcia.martinez@hotmail.com

Resumen

La concentración de dióxido de carbono (CO₂) en la atmósfera sigue incrementándose como consecuencia de las actividades humanas. La agricultura es un sistema complejo, aporta aproximadamente el 30% del CO₂ que se emite a nivel global. Dado que a largo plazo la población humana seguirá dependiendo de la actividad agrícola para la producción de alimentos, es indispensable diseñar e implementar prácticas que nos ayuden a reducir la cantidad emitida de CO₂. Por ello, en este documento se plantea una serie de estrategias agronómicas para incrementar la captura y almacén de carbono en huertos frutícolas.

Palabras clave: *captura y almacén de carbono; huertos frutales; producción de alimentos.*

Abstract

The concentration of carbon dioxide in the atmosphere continues to increase as a result of human activities. Agriculture is a complex system, contributes approximately 30% of the CO₂ that is emitted globally. Given that in the long term the human population will continue to depend on agriculture for the production of food, it is essential to design and implement practices that help us reduce the amount of CO₂ emitted. Therefore, this document proposes a series of agronomic strategies to increase the capture and storage of carbon in fruit orchards.

Key words: *carbon capture and storage; fruit orchards; food production.*

Introducción

La luz solar es la principal fuente de energía que llega a la atmósfera por medio de ondas electromagnéticas. Estas presentan un ancho de banda que difieren en longitud y contenido de energía (Miller, 2000). De la radiación solar, aproximadamente, el 9% corresponde al ultravioleta ($\lambda < 0.4 \mu\text{m}$), el 49% al visible ($0.4 < \lambda < 0.8 \mu\text{m}$) y el 42% al infrarrojo ($\lambda > 0.8 \mu\text{m}$) (Casas-Castillo y Alarcón-Jordán, 1999). La atmósfera terrestre está formada por 5 capas: troposfera, estratosfera, mesosfera, ionosfera y termósfera (Maunder, 2007). Su composición en los primeros 25 km de altitud es (Saha, 2008); nitrógeno (N₂) 78.09%, oxígeno (O₂) 20.95%, argón (Ar) 1.3%, CO₂ 0.03 % y otros gases (Neón, Helio, Kriptón, Hidrógeno, Xenón, Ozono, Radón) conforman el 0.37% restante.

Los gases atmosféricos absorben la energía de distintas longitudes de onda y en distintas altitudes. En la franja de longitudes de onda corta participan el ozono, oxígeno, nitrógeno (N₂, N) y óxido de nitrógeno (NO), y en las longitudes de onda larga participan el ozono (O₃), vapor de agua, CO₂ y metano (CH₄) (Casas-Castillo y Alarcón-Jordán, 1999). Particularmente, las ondas de radiación infrarroja son absorbidas por el vapor de agua, CH₄, CO₂ y O₃ (Sportisse, 2010). El CO₂ se mide como una fracción molar (número de moléculas de CO₂ dividido entre el número de moléculas presentes en el aire, incluyendo al mismo CO₂) y los datos indican un incremento en la concentración atmosférica de 393 ppm en 2012 a 400 ppm en 2016 (Earth System Research Laboratory, 2016).

En el planeta parte de la radiación térmica emitida por la superficie es absorbida y re-emitada por la atmósfera, esto incrementa la ganancia de energía de la superficie e induce un incremento de temperatura; este mecanismo se llama efecto invernadero (Ponater *et al.*, 2012). El fenómeno conlleva al calentamiento global (McKinney *et al.*, 2007) y los modelos climáticos proyectan que la temperatura de la superficie terrestre se puede incrementar en un rango de 1.6 a 5.8 °C al final de este siglo (Prasad *et al.*, 2017). Otros modelos climáticos como Earth System Models (ESMs) proyectan un incremento de 1.0 a 3.7 °C (Anderson *et al.*, 2016).

De las emisiones de GEI, el CO₂ representa 76%, el CH₄ 16%, los NO_x 6% y los CFCs 2%, y de acuerdo con el sector, las actividades agrícolas y forestales representan 24% de las emisiones (IPCC, 2014). Las actividades agrícolas aportan del 14 al 17% de las emisiones globales de CO₂ (Maraseni y Qu, 2016); 38% se atribuye al N₂O que genera el suelo, 31% al CH₄ que producen rumiantes, 12% a la combustión de biomasa, 11% al CH₄ de la producción de arroz y 7% al manejo del estiércol (Bellarby *et al.*, 2008). Finalmente, las principales fuentes GEI son la fermentación entérica de ganado rumiante, el uso de fertilizantes orgánicos y nitrogenados, pérdidas de carbono orgánico en suelo por malas prácticas agrícolas y quema de residuos vegetales (FAO, 2017).

Los huertos frutales tienen el potencial para mitigar el calentamiento global a través de la captura de carbono y la provisión de combustibles renovables (Aguilera *et al.*, 2015). Estudios de crecimiento de ramas de durazno, realizados en el trópico, indican que esta especie tiene un gran potencial de crecimiento vegetativo (Casierra-Posada *et al.*, 2004), es decir, alta capacidad de fijación de CO₂ de la atmósfera. En cuanto al suelo, Sushanta *et al.*, (2016) encontraron que los niveles de carbono orgánico total en los huertos de mango, lichi y guayaba son significativamente mayores con respecto a los terrenos sin manejo (con hierbas y arbustos nativos).

En la fotosíntesis los árboles producen carbohidratos a partir del CO₂. A través del sistema vascular, los fotosintatos son transportados desde las hojas hasta las regiones de la planta donde son requeridas (Hans-Walter *et al.*, 2011). En promedio, el 45% de la materia seca de una planta es carbono (Taiz y Zeiger, 2010). Existe diferencia entre especies en cuanto a la concentración de C en la madera; el manzano contiene 49.5% y, el durazno y chabacano 51.7% (Cichy *et al.*, 2017). Para estimar la cantidad de biomasa almacenada en un árbol se construyen ecuaciones alométricas, donde se relacionan variables de fácil medición, comúnmente el diámetro y la altura, con la biomasa del árbol. Para especies forestales existe una base de datos de ecuaciones alométricas generadas en México (Rojas-García *et al.*, 2015), sin embargo, para árboles frutales los modelos son escasos.

Materiales y Métodos

Con base en la información disponible en la literatura (científica y técnica) y las experiencias en la producción de frutales, se propusieron una serie de estrategias agronómicas para incrementar la captura y almacén de carbono en los huertos frutícolas. Dado que la ganancia de energía en un ecosistema agrícola está determinada por la fotosíntesis y la respiración, las estrategias se enfocan en el manejo adecuado del suelo, el establecimiento de las plantaciones y el desarrollo óptimo de los árboles.

Estrategias para incrementar los almacenes de CO₂ en huertos frutícolas

Uso de altas densidades de plantación

El uso de altas densidades de plantación permite incrementar la interceptación de la radiación solar y con ello la producción de biomasa por unidad de área. De manera genérica, se entiende que una plantación densa contiene de 800 a 2 500 árboles ha⁻¹ y una de alta densidad supera los 2 500 árboles ha⁻¹ (Agustí, 2010). En mandarina “Kinnow” y “Musambi” se encontró que densidades de 500 y 1000 plantas ha⁻¹ se incrementó la producción de fruto comparado, con un sistema convencional de 200

plantas (Dogar *et al.*, 2017). En naranja, se encontró que la captura de carbono fue cuatro veces mayor ($1.8 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) en un sistema de alta densidad ($1000 \text{ árboles ha}^{-1}$) comparado con un sistema tradicional ($0.5 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) de $494 \text{ árboles ha}^{-1}$ (Liguori *et al.*, 2009). Un aspecto importante es, que los sistemas densos demandan una mayor cantidad de insumos agrícolas, sin embargo, el balance es positivo y mediante la integración de herramientas computacionales el manejo se puede automatizar. Optar por esta alternativa permite incrementar la productividad por unidad de superficie y evita la expansión de plantaciones a costa de la destrucción de bosques o selvas.

Instalación de plantaciones longevas

En las plantaciones de árboles frutales la multi-anualidad constituye una ventaja en términos de fijación de carbono neto (Proietti *et al.*, 2016). Conforme un árbol crece, incrementa su actividad fotosintética y acumulación de biomasa. Los manzanos alcanzan la mayor capacidad fijación de carbono a 18 años (Wu *et al.*, 2012). La esperanza de vida de especies frutales es variable; el durazno puede alcanzar los 50 años, el ciruelo 100 años, el manzano 150 años y el olivo los 200 años (National Park Service, 2012). Por lo anterior, conservar los árboles frutales el mayor tiempo posible permite incrementar y almacenar el carbono en el tejido leñoso.

Establecimiento de cultivos intercalados

Los cultivos intercalados también incrementan la intercepción de radiación solar por unidad de superficie. En este caso, los árboles frutales pueden crecer en combinación con otros cultivos dentro del mismo terreno. En zonas tropicales, entre los árboles de mango, guayaba, litchi y cítricos se instalan cultivos de maíz, trigo y mostaza, mientras que, en las zonas templadas, los árboles de manzana, pera, ciruela y durazno crecen con cultivos de col, coliflor, frijol, maíz y trigo (Puri y Panwar, 2007). En el sur del estado de México, dentro de los huertos de aguacate se intercalan plantas de maíz, tomate de cáscara (*Physalis ixocarpa* Brot. ex Horm.), chile manzano (*Capsicum pubescens*) y ave del paraíso (*Strelitzia reginae*). Al final del ciclo de producción la biomasa residual es mayor, comparado con un monocultivo, y puede incorporarse al suelo o utilizarse como alimento para el ganado.

Incremento del carbono orgánico en el suelo mediante el uso cubiertas orgánicas

Para incrementar el COS es necesario evitar la erosión del suelo. Las técnicas tradicionales de conservación del suelo contra la erosión eólica e hídrica incluyen el acolchado con residuos de cosechas o ramas de árboles y aplicación de estiércol animal (Blanco y Lal, 2010); estas prácticas también incrementan el contenido de materia orgánica en el suelo. Estudios realizados en huertos frutales en la India por Sushanta *et al.* (2016) indican que la máxima cantidad de carbono orgánico total se localiza en la superficie del suelo, comparado con las capas más profundas, debido a la adición de raíces y biomasa de plantas en las capas superficiales.

Proietti *et al.* (2016) mencionan que el manejo del suelo a través de la cubierta verde, en lugar de la labranza del suelo, limita las emisiones de CO_2 y permite aumentar la captura de carbono en el suelo. Bajorienè *et al.* (2013) demostraron que el uso de coberturas orgánicas (paja de trigo, turba de pantano, aserrín de tres especies árboles y pasto) incrementan el contenido de COS. En huertos de manzano se encontró que el uso de coberturas vivas (trébol frutilla y alfalfa-festuca) mejoraron significativamente el comportamiento microbiano, enzimático y químico (mayores concentraciones de carbono orgánico) (Gil *et al.*, 2007). En ciruelo 'Methley' el uso de cobertura orgánica (estiércol bovino y paja de maíz) mejoró la conservación del agua en el suelo del huerto, comparado con un tratamiento sin cobertura (Eduardo-del Angel *et al.*, 2001). En frutales la biomasa proveniente de la poda va desde 1.3 a 3.0 Mg ha^{-1} (Castells, 2012), este material puede utilizarse como cobertura. En huertos de olivo, la estrategia

para la acumulación de carbono orgánico en el suelo consiste en aplicar enmiendas de restos de poda al suelo; con ello se logra capturar hasta $819 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (Gómez-Muñoz *et al.*, 2016). El incremento del COS es un fenómeno a largo plazo, por lo cual, estas prácticas deben efectuarse de manera habitual.

Optimización de la fertilización inorgánica

Dado que el uso de fertilizantes industrializados es una de las fuentes principales de emisiones de GEI, es necesario optimizar su manejo, es decir, utilizar la cantidad mínima posible. Esto se logra con la implementación de herramientas de análisis químico de suelo y planta, para el diagnóstico nutrimental y generación de recomendaciones de fertilización. Además, es indispensable implementar buenas prácticas para el manejo de fertilizantes, conocidas como los 4 requisitos: fuente, dosis, momento y lugar (IPNI, 2014). Es pertinente promover el uso de fertilizantes de liberación lenta o controlada, especialmente aquellos que contienen nitrógeno, ya que, de acuerdo con Oertli (1980) reducen las pérdidas de nutrientes porque, en cualquier momento, solo una pequeña fracción de la aplicación total está presente en una forma fácilmente disponible. En árboles de durazno ‘Mit Ghamr’ el uso de fertilizantes con urea de lenta liberación mejoró la longitud de brotes, área foliar y rendimiento de frutos, comparado con aplicación de fertilizantes convencionales (Kandil *et al.*, 2010); es decir, incrementa la producción de biomasa. Finalmente, es necesario implementar fertirriego en la producción de frutales porque incrementa la eficiencia al utilizar bajas concentraciones de nutrientes, sin embargo, depende de la disponibilidad de agua para su implementación.

Implementación de la fertilización orgánica

Este sistema de producción disminuye la lixiviación de nutrientes e incrementa la capacidad de almacén de carbono (Drinkwater *et al.*, 1995) y disminuye la erosión del suelo (Bengtsson *et al.*, 2005). En cuanto a carbono se refieren estudios realizados en España indican que en promedio la emisión de gases de efecto invernadero se reducen 56 % en el sistema de producción orgánico comparado con el convencional; esto se explica principalmente por el secuestro de carbono en los suelos que se debe a la incorporación de residuos de poda y la implementación de cultivos de cobertura (Aguilera *et al.*, 2015).

En la agricultura orgánica, los estiércoles y compostas son la principal fuente de suministro nutrimental a los cultivos. A largo plazo, forman una reserva de nutrientes que se liberan poco a poco y pasan a estar disponibles para que la planta los absorba en los siguientes ciclos de cultivo (Mkhabela, 2007). La fertilización orgánica no solo puede mejorar la calidad del suelo, también puede contribuir a la protección del clima por el incremento en la captura de carbono en los sistemas agrícolas (Zhang *et al.*, 2016). Aunque, el aporte de minerales es bajo, el beneficio real está dado por la cantidad de materia orgánica que contiene. En frutales suelen aplicarse cantidades considerables. Por ejemplo, para aguacate en Guerrero, México se han aplicado 50 kg de estiércol bovino (Villalva-Morales *et al.*, 2015), en Nayarit 50 kg de gallinaza (Salazar-García *et al.*, 2009) y en Michoacán 5 kg de composta (Tapia-Vargas *et al.*, 2014); en todos los casos son dosis por árbol. El aprovechamiento de excretas animales, como fuente fertilizante tiene un efecto positivo para el ambiente al reducir las emisiones por acumulación en los establos, donde son más perjudiciales en cuanto a GEI se refiere.

Otras alternativas

El uso de materiales genéticamente mejorados incrementa la eficiencia en la producción. Por lo tanto, es recomendable utilizarlas para reducir el tiempo que tardan en producir, obtener altos rendimientos y acelerar el reciclaje de residuos vegetales.

La implementación del control biológico de plagas puede reducir la emisión de CO_2 porque limita el uso de pesticidas que generan GEI durante su producción y transporte.

La aplicación de bioestimulantes mejora la actividad fotosintética en las plantas. En espinoso chino (*Crataegus pinnatifida*) se observó que la aplicación de ácido glutámico mejoró la capacidad fotosintética porque aumentó la conversión de la energía luminosa y la transferencia de CO₂, así como la eficiencia fotoquímica del PSII (Yu *et al.*, 2010). Esto significa que puede incrementarse la producción de biomasa.

El uso de insumos producidos a nivel local reduce las emisiones de gases de efecto invernadero. Esto se debe a una reducción en la cantidad de combustible utilizado para movilizar las materias primas de un lugar a otro. Por ejemplo, la aplicación de fuentes orgánicas para la nutrición de los árboles, estiércoles principalmente, disminuye el consumo de fertilizantes sintéticos que generan GEI durante su producción. Finalmente, la comercialización de frutas de temporada producidas localmente reduce las emisiones generadas durante el almacenamiento y el transporte.

Conclusión

La cantidad de carbono que se almacena en un huerto frutal está en función de los árboles y el suelo. Los árboles son los responsables de capturar el CO₂ presente en la atmósfera y acumularlo en sus estructuras. El suelo se encarga de transformar y almacenar el carbono orgánico proveniente de los residuos vegetales. Por lo tanto, las actividades agronómicas en la fruticultura deben enfocarse en maximizar la fotosíntesis para asegurar un suministro constante de materia orgánica al suelo.

Literatura citada

- Aguilera, E.; G. Guzmán and A. Alonso. 2015. Greenhouse gas emissions from conventional and organic cropping systems in Spain. II. Fruit tree orchards. *Agron. Sustain. Dev.* 35:725-737
- Agustí, M. 2010. Fruticultura. D.F., México: Mundi-Prensa. 507 p.
- Anderson, R., E. Hawkins and P. Jones. 2016. CO₂, the greenhouse effect and global warming: from the pioneering work of Arrhenius and Callendar to today's Earth System Models. *Endeavour* 40:178-187 doi:<http://dx.doi.org.access.bibliocolpos.mx/10.1016/j.endeavour.2016.07.002>
- Bajorienė, K.; D. Jodaugienė, R. Pupalienė and A. Sinkevičienė. 2013. Effect of organic mulches on the content of organic carbon in the soil. *Estonian Journal of Ecology* 62:100-106.
- Bellarby, J., B. Foerid and Smith. 2008. Cool Farming: Climate impacts of agriculture and mitigation potential. Amsterdam, The Netherlands: Greenpeace.org. <http://www.greenpeace.org/international/Global/international/planet-2/report/2008/1/cool-farming-full-report.pdf>.
- Bengtsson, J., J. Ahnström and A. C. Weibull. 2005. Blackwell Publishing, Ltd. The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 42:621-269.
- Blanco, H. and R. Lal. 2010. Principles of Soil Conservation and Management. New York, USA: Springer. 626 p.
- Casas-Castillo, M. y M. Alarcón-Jordán. 1999. Meteorología y Clima. Barcelona, España: Universitat Politècnica de Catalunya.
- Casierra-Posada, F., V. Barreto y O. Fonseca, O. 2004. Crecimiento de frutos y ramas de duraznero (*Prunus persica* L. Batsch, cv. 'Conservero') en los altiplanos colombianos. *Agronomía Colombiana* 22:40-45.
- Castells, X. E. 2012. Energía, agua, medioambiente, territorialidad y sostenibilidad. Madrid, España: Ediciones Diaz de los Santos. 878 p.
- Cichy, W.; M. Witzak and M. Walkowiak. 2017. Fuel properties of Woody biomass from pruning Operations in fruit orchards. *BioResources* 12:6458-6470.
- Dogar, W. A., A. A. Khan, S. Ahmed, S. Tariq, M. Ahmad, M. Imran, M. Noman and N. Khan. 2017. Study to determine the effects of high density plantation on growth and yield of citrus. *Sarhad Journal of Agriculture* 33:315-319.
- Drinkwater, L. E., D. K. Letourneau, F. Dorkneh, A. H. C. van Bruggen and C. Shennan 1995. Fundamental differences between conventional and organic tomato agroecosystems in California. *Ecological Applications* 5:1098-1112.
- Earth System Research Laboratory. 2016. Trends in Atmospheric Carbon Dioxide. Recuperado el 21 de Octubre de 2016, de <http://www.esrl.noaa.gov/gmd/ccgg/trends/>.
- Eduardo-del Angel, J., L. Tijerina-Chávez, R. Acosta-Hernández y A. López-Jiménez. 2001. Producción de ciruelo con fertirriego en función de contenidos de humedad y coberturas orgánicas. *Terra* 19:317-326.
- FAO (Food and Agricultural Organization of the United Nations). 2017. Climate change: What does it mean for agriculture and food security?. The state of food and agriculture 2016. Informe note. <http://www.fao.org/3/a-i7084e.pdf>. Fecha de consulta: 18 de abril de 2017.
- Gil, P.; C. Arauini, E. Maero, E. Sánchez y M. Sagardoy, M. 2007. Cambios biológicos del suelo asociados al manejo de la cobertura vegetal en un huerto orgánico de manzano. *Terra Latinoamericana* 25:279-286.
- Gómez-Muñoz, B.; J. Valero-Valenzuela, M. Hinojosa and R. García-Ruiz. 2016. Management of tree pruning residues to improve soil organic carbon in groves. *European Journal of Soil Biology*. 75:104-113 doi:10.1016/j.ejsobi.2016.03.010.
- Hans-Walter, H., B. Piechulla and F. Held. 2011. Plant biochemistry. New York, USA: Elsevier. 622 p.



- IPCC (Panel Intergubernamental de Cambio Climático). 2014. Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. New York, USA: Cambridge University Press. http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar5/wg3/ipcc_wg3_ar5_frontmatter.pdf
- IPNI (International Plant Nutrition Institute). 2014. 4R plant nutrient management in african agriculture. An extension handbook for fertilizer management in smallholder farming systems. Georgia, USA: International Plant Nutrition Institute.
- Kandil, E. A., M. I. F. Fawzi and M. F. M. Shahin, 2010. The effect of some slow release nitrogen fertilizers on growth, nutrient status and fruiting of "Mit Ghamr" peach trees. *Journal of american science* 6:195-201.
- Liguori, G., G. Gugliuzza and P. Inglese. 2009. Evaluating carbon fluxes in orange orchards in relation to planting density. *Journal of Agricultural Science* 147:637-645 doi:10.1017/S002185960900882X.
- Maraseni, N. and J. Qu. 2016. An international comparison of agricultural nitrous oxide emissions. *Journal of Cleaner Production*, 135: 1256-1266 doi:<http://dx.doi.org.access.biblio.colpos.mx/10.1016/j.jclepro.2016.07.035>
- Mauder, M. 2007. *Lights in the Sky: Identifying and Understanding Astronomical and Meteorological Phenomena*. London, England: Springer.
- McKinney, M., R. Schoch and L. Yonavjak. (2007). *Environmental Science; Systems and Solutions (Fourth ed.)*. USA: Jones and Bartlett Publishers .
- Miller, G. T. 2000. *Living in the Environment: principles, connections, and solutions (Eleventh ed.)*. California, USA: Brooks/Cole.
- Mkhabela, T. S. 2007. A Review of the Use of Manure in Small-Scale Crop Production Systems in South Africa. *Journal of Plant Nutrition* 29:1157-1185.
- National Park Service. 2003. *Historic Orchard and Fruit Tree Stabilization Handbook*. California, USA: California State Parks. 168 p.
- Oertli, J. J. Controlled-release fertilizers. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 1:103-123.
- Ponater, M., S. Dietmüller and R. Sausen. 2012. Greenhouse Effect, Radiative Forcing and Climate Sensitivity. pp. 85-100. In: Schumann, U. (ed.). *Atmospheric Physic*. Dordrecht, London: Springer.
- Prasad, P., J. Tomas and S. Narayan. 2017. Global Warming Effects. 3:289-299. *Encyclopedia of Applied Plant Sciences (Second Edition)*
- Proietti, P., P. Sdringola, A. Brunori, L. Ilarioni, L. Nasini, L. Regni, F. Pelleri, U. Desideri, and S. Proietti. 2016. Assessment of carbon balance in intensive and extensive tree cultivation systems for oak, olive, poplar and walnut plantation. *Journal of Cleaner Production* 112:2613-2624 doi:10.1016/j.jclepro.2015.10.009.
- Puri, P. and P. Panwar. 2007. *Agroforestry Systems and Practices*. New Delhi, India: NIPA. 642 p.
- Rojas-García, F.; B. H. De Jong, P. Martínez-Zurimendi and Paz-Pellat, F. 2015. Database of 478 allometric equations to estimate biomass for Mexican trees and forest. *Annals of Forest Science*. doi:DOI 10.1007/s13595-015-0456-y
- Saha, K. 2008. *The Earth's Atmosphere: Its Physics and Dynamics*. Berlin, Germany: Springer.
- Salazar-García, S., L. E. Cosío-Vargás y L. González-Durán. 2009. La fertilización de sitio específico mejoró la productividad del aguacate 'Hass' en huertos sin riego. *Agric. Téc. Méx.* 35:436-445.
- Sportisse, B. 2010. *Fundamentals in Air Pollution*. Paris, France: Springer.
- Sushanta K. N., M. Sudarshan and B. P. Bhatt. 2016. Soil organic carbon stocks and fractions in different orchards of Eastern plateau and hill región of India. *Agroforestry Systems* Doi: 10.1007/s10457-016-9957-4.
- Taiz, L. and E. Zeiger. 2010. *Plant physiology (Fifth ed.)*. Massachusetts: USA.
- Tapia-Vargas, L., A. Larios-Guzmán, A. Hernández-Pérez y H. Guillen-Andrade. 2014. Nutrición orgánica del aguacate cv. "Hass" y efecto nutrimental y agronómico. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas* 5:463-472.
- Villalva-Morales, A., A. Damián-Nava, V. A. González-Hernández, O. Talavera-Mendoza, E. Hernández-Castro, F. Palemón-Alberto, G. Díaz-Villaseñor y H. Sotero-Nava. 2015. Nutrición química y orgánica en aguacate Hass en Filo de Caballos, Guerrero, México. 2015. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas, Pub. Esp.* 11:2169-2176.
- Wu, T.; Y. Wang, C. Yu, R. Chiarawipa, X. Zhang, Z. Han and L. Wu. 2012. Carbon Sequestration by Fruit Trees - Chinese Apple Orchards as an Example. *PLOS one* Doi: 10.1371/journal.pone.0038883.
- Yu, C.; D. Lu, S. Qin, L. Yang, Y. Ma and G. Liu. 2010. Changes in photosynthesis, fluorescence, and nitrogen metabolism of hawthorn (*Crataegus pinnatifida*) in response to exogenous glutamic acid. *Photosynthetica* 48:339-347.
- Zhang, M., B. Li and Z. Xiong. 2016. Effects of organic fertilizer on net global warming potential under an intensively managed vegetable field in southeastern China: A three-year field study. *Atmospheric Environment* 145:92-103 doi:<http://dx.doi.org.access.biblio.colpos.mx/10.1016/j.atmosenv.2016.09.024>.

5.18 Evaluación de la metodología de resinas de intercambio iónico para la cuantificación de flujos de nutrientes en ecosistemas naturales

Vizueté-Jaramillo Efrain¹; Grahmann Kathrin²; Mora-Palomino Lucy³ y Robles-Morúa Agustín¹

¹Departamento de Ciencias del Agua y del Medio Ambiente, Instituto Tecnológico de Sonora, CP 85000, Ciudad Obregón, Sonora, México.

²Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria-Uruguay, La Estanzuela, Ruta 50, Km 11, Colonia, Uruguay.

³Departamento de Edafología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, 04510 México, D.F., México.

Autor para correspondencia: agustin.robles@itson.edu.mx

Resumen

El flujo de nutrientes que pasan por los suelos en las últimas décadas ha sido objeto de estudio por muchos investigadores. Para conocer este flujo de nutrientes es necesario realizar mediciones en campo que permitan conocer el estado en el que se encuentra un ecosistema. Un sinnúmero de técnicas ha sido aplicadas y desarrolladas para medir flujos de nutrientes en áreas naturales, pero por una variedad de razones no todas son aplicables debido a diferencias en los ecosistemas. Obtener datos de alta calidad requiere de un número elevado de muestreos, técnicos capacitados, equipos de alta resolución lo que hace que tengan costos elevados para su medición. En este trabajo, se probó la metodología de cajas de resinas de intercambio iónico para obtener datos de alta resolución y a un bajo costo. Se construyeron y se instalaron cajas de resinas en dos áreas con distintos grados de conservación dentro de un área natural protegida para determinar si existen diferencias significativas entre nitratos, amonio y fosfatos. Los datos obtenidos del flujo de nutrientes permitieron corroborar el funcionamiento de las cajas en una aplicación de un sistema natural. Estos resultados demuestran la factibilidad y confiabilidad de la metodología para obtener datos de alta resolución tal como se había encontrado en otras aplicaciones realizadas en sistemas agrícolas.

Palabras clave: *resinas de intercambio iónico; flujos de nutrientes; ecosistemas naturales.*

Abstract

The degradation and the availability of nutrients in the soils represent a threat to the future of humanity and to ecosystems worldwide. In the last few decades, the flow of nutrients that passes through the soils has been studied by many researchers. Understanding the flow of nutrients by carrying out field measurements allows knowing the state of an ecosystem. Various techniques have been applied and developed to measure nutrient flows in natural areas, but for a variety of reasons, not all are applicable due to differences in ecosystems. Obtaining high-quality data requires a high number of repetitions, trained technicians or high resolution analytical equipment which result in high costs. In this work, we evaluate ion exchange resin samplers to demonstrate a low-cost methodology that allows the quantification of high resolution nutrient flow data. Cartridges were built and installed in two areas with different degrees of conservation within a protected natural area to determine if there were significant differences between nitrates, ammonium and phosphates. Our results of nutrient flows for confirmed that ion exchange resin samplers performed very well in a natural ecosystem. These results show the feasibility and reliability of the methodology to obtain high resolution data such as with similar applications conducted in agricultural systems.

Keywords: *ion exchange resins; flow of nutrients; natural ecosystems.*

Introducción

Los cambios acelerados e impactos ambientales que están ocurriendo en nuestro planeta a raíz de las actividades antropogénicas han incrementado el interés en entender detalladamente el funcionamiento de procesos ecosistémicos, en donde destacan los flujos de energía, agua, carbono y nutrientes. Estos flujos son los responsables de mantener la estabilidad estructural y funcional de los ecosistemas. Por lo tanto, si queremos entender y predecir el cambio en un ecosistema natural es crítico conocer su funcionamiento (Bosco *et al.*, 2004). La degradación y la disponibilidad de nutrientes de los suelos representan una verdadera amenaza para el futuro de la humanidad y de todos los ecosistemas en el planeta. La cuantificación de los flujos de nutrientes es muy importante ya que nos permiten darnos una idea del estado en el que se encuentra un ecosistema (Báez y Homeier, 2018). El flujo de nutrientes que pasan por los suelos en las últimas décadas ha sido objeto de estudio por muchos investigadores. Desde varias décadas atrás hasta la actualidad se han desarrollado un sinnúmero de métodos y técnicas que nos han permitido cuantificar y entender la dinámica de nutrientes en la naturaleza. Entre las técnicas más reconocidas destacan las aplicaciones de lisímetros y copas de succión. Por ejemplo, Thom *et al.* (2018) utilizaron lisímetros para medir lixiviación de nitratos en sistemas de cultivo de soja. Igualmente, Chilundo *et al.* (2018) cuantificaron la acumulación de nitratos en suelos arenosos semiáridos utilizando copas de succión bajo afectos por método de riego, nivel de riego y tipo de fertilizante (N). Sin embargo, muchos de estos métodos debido a la dificultad de la instalación, la capacidad de muestreo y movilización a sitios remotos no son universalmente aplicables y deben de ser puestos a prueba debido a las diferencias en cargas de nutrientes y de las capacidades de retención de diferentes ecosistemas (Binkley y Vitousek, 1989; Djurhuus y Jacobsen, 1995; Mayor y Rodá, 1992). Estimar dichos flujos a resoluciones temporales altas requiere de un muestreo de alta densidad y frecuencia, lo que puede resultar en un trabajo de campo muy intenso. Dependiendo de la técnica utilizada, la estimación de flujos de nutrientes puede requerir de un número considerable de personas, equipos analíticos lo que resulta en costos elevados por el manejo y transporte de muestras que pueden repercutir en la reducción de la frecuencia de los muestreos (Simkin *et al.*, 2003).

Otra técnica para medir el flujo de nutrientes que no ha sido explorada exhaustivamente es la aplicación de cajas de resinas de intercambio iónico. Estas resinas, son polímeros sintéticos que tienen la capacidad de adsorber nutrientes y/o contaminantes (i.e. metales pesados) del suelo, agua o la atmósfera (Lehmann y Schroth, 2002). Las resinas son una herramienta que facilita el monitoreo a corto y largo plazo en campo. Las mismas han sido usadas en varios estudios que están relacionados con estudios de suelos, agua y otras muestras del medio ambiente (Simkin *et al.*, 2003). Szillery *et al.* (2006) realizaron un estudio comparativo de nutrientes utilizando resinas de intercambio iónico y lisímetros de tensión en soluciones de suelo ante efectos de tratamientos químicos en diferentes tipos de bosques. Los resultados de este trabajo indican que no existe una correlación entre las resinas de intercambio iónico y los lisímetros. También encontraron que las resinas tienen la ventaja de integrar las pérdidas por lixiviación a lo largo de periodos de tiempo más largos. Además, los lisímetros no pueden explicar la incertidumbre asociada a variaciones en los pulsos hidrológicos. En base a lo anterior las resinas de intercambio iónico pueden tener ventajas en costos de instalación y monitoreo en campo sobre lisímetros y copas de succión (Szillery *et al.*, 2006). Varios autores han confirmado la confiabilidad de las resinas de intercambio iónico especialmente en estudios de lixiviación de nutrientes en agroecosistemas (Bischoff, 2007; Grahmann *et al.*, 2018; Lang and Kaupenjohann, 2004; Lehmann *et al.*, 2001; Schade y Hobbie, 2005).

En este trabajo, describimos y ponemos a prueba la metodología de cajas de resinas de intercambio iónico para obtener datos de alta resolución en una aplicación de un ecosistema natural. Aplicaciones previas de esta técnica se habían enfocado a sistemas más controlados de agricultura, lo que hace de esta prueba una nueva oportunidad que será de utilidad para investigadores en otras partes del mundo debido a las complejidades de la variabilidad espacial y temporal de flujos en sistemas naturales.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El trabajo se realizó en dos subcuencas denominadas “El Guayabo” y “El Halcón”, las cuales se caracterizan por tener distintos grados de conservación. Las cuencas de estudio se encuentran ubicadas dentro del Área de Protección de Flora y Fauna Silvestres y Acuáticas, Sierra de Álamos – Río Cuchujaqui ubicado en el sur del estado de Sonora (Figura 1).

Cuadro 1. Caracterización del área de estudio.

| | Sub-Cuenca El Guayabo | Sub-Cuenca El Halcón |
|------------------------|---|---|
| Área | 0.32 km ² | 0.87 km ² |
| Uso de Suelo | Bosque de latifoliadas Caducifolio Tropical o Subtropical Transporte terrestre | Bosque de latifoliadas Caducifolio Tropical o Subtropical |
| Estado de Conservación | Área Natural Protegida, en recuperación | Área Natural Protegida, en recuperación |
| Categoría | Área con menor grado de conservación | Área con mayor grado de conservación |

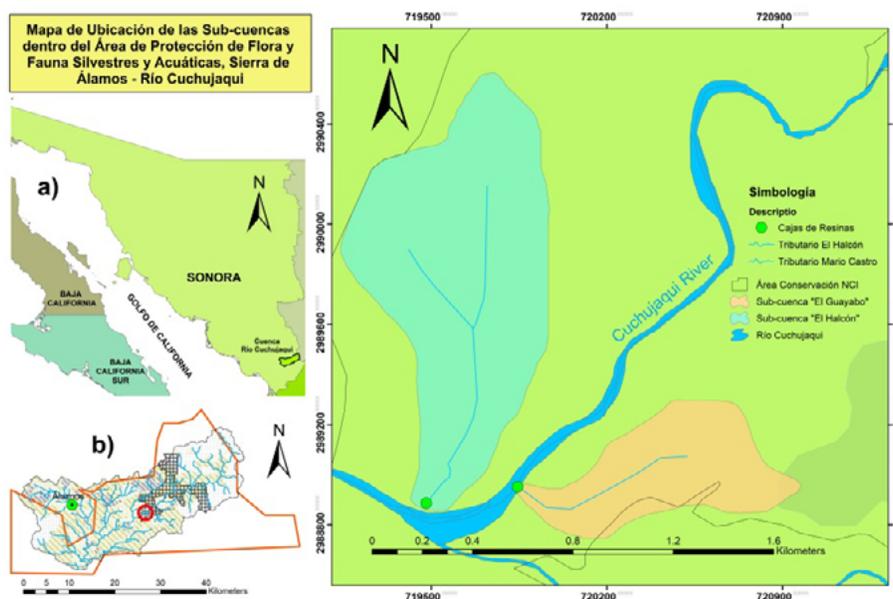


Figura 1. a) Ubicación del sitio de estudio; b) Cuenca del río Cuchujaqui; y c) subcuencas experimentales evaluadas en este estudio.

Diseño experimental

Mediante las cajas de resinas se propone cuantificar la disponibilidad de nutrientes (NO_3 , NH_4 , PO_4) en suelos en dos subcuencas con distintos grados de conservación. Los sitios fueron escogidos en función de su grado de conservación (subcuenca “El Guayabo” con menor grado de conservación y subcuenca “El Halcón” con mayor grado de conservación) (Figura 1). Los criterios para la diferenciación del grado de conservación se realizaron en base al área de las cuencas, porcentaje de cobertura vegetal, edafología, geología, uso de suelo, relieve y pendiente (Cuadro 1).

Se instalaron un total de 34 cajas entre los dos sitios de estudio. El periodo de monitoreo de las cajas acumuladoras de iones comprendió desde el 26 de mayo del 2016 (instalación) hasta que el 12 de octubre del 2016. Dicho periodo fue seleccionado para asegurarnos de que el experimento capturara los

flujos de nutrientes durante el periodo estacional del monzón de Norteamérica que contribuye con el 70% de las precipitaciones anuales durante los meses de julio, agosto y septiembre.

Construcción y preparación de resinas y cajas iónicas.

La metodología de las cajas de resinas de intercambio iónico utilizada en este proyecto pertenece a TerraAquat Consultancy (Stuttgart, Alemania: www.terraaquat.com) dueños de la patente de este método que se utiliza en sistemas agrícolas (Predotova *et al.*, 2010; Grahmann *et al.*, 2018). Esta metodología requiere un permiso de utilización para no violar los derechos de patentes. Las resinas aniónicas y catiónicas utilizadas fueron de la marca LewatitTM (Cation Monoplus S108 y Anion Monoplus M600), las cuales permiten la acumulación de macronutrientes (nitratos, nitritos, fosfatos, cloruros, amonio, potasio, calcio o magnesio).

Previo a la instalación en campo se realizó un proceso de lavado de las resinas con una solución de 876.6 gramos de NaCl en 15 litros de agua destilada. Se agitó hasta que se disolvió el NaCl y se añadieron 4.2 kg de resina aniónica y catiónica por separado. La arena sílica pasó a través de un proceso similar en una solución de 15 litros de 0.1 M de HCl. Se agitó cada 15 minutos en un lapso de una hora. Al final la arena se lavó de tres a cinco veces con agua destilada para remover el ácido.

Se preparó una mezcla de resinas aniónicas y catiónicas con arena sílica, dicha mezcla se utilizó para el llenado de las cajas. Previo al llenado, las cajas de PVC fueron sometidas a un proceso de lavado con una solución de HCl al 10% y un enjuague de seis veces con agua destilada (Szillery *et al.*, 2006). Las cajas de resinas fueron guardadas en hieleras previo a su instalación en campo (Figura 2).

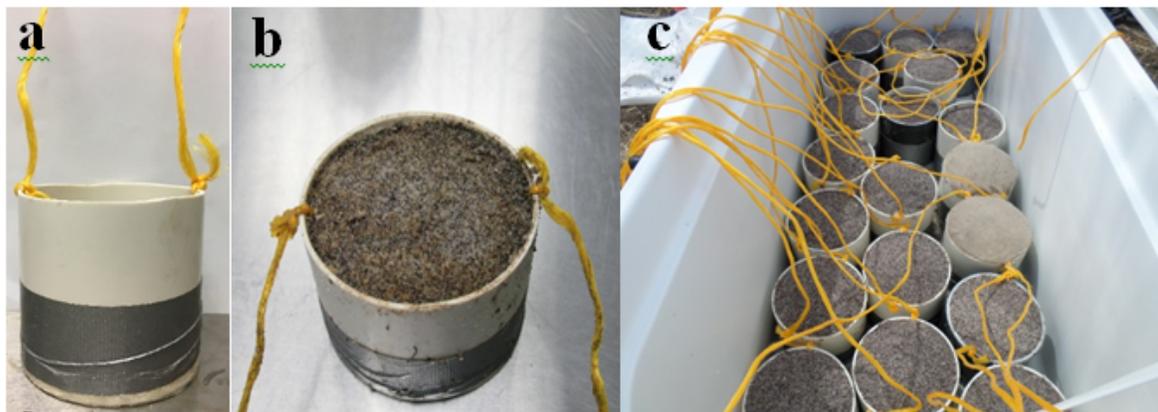


Figura 2. a) Caja de resina lista para su llenado. b) caja llena de la mezcla resinas-arena sílica. c) cajas resinas listas para su instalación.

Caracterización de suelos y preparación del sitio de estudio

Previo a la instalación de las resinas iónicas se realizó un estudio de perfiles de suelo en cada uno de los sitios y se tomaron muestras para determinar el contenido de nutrientes y de materia orgánica. Además, se realizó un estudio de caracterización de suelos en ambos sitios (pH, color, estructura, textura, contenido de arcillas, contenido de carbonatos, contenido de materia orgánica, etc.).

Una vez terminado el estudio de caracterización del suelo, se realizaron las excavaciones para instalar las cajas de resinas iónicas. Para la subcuenca “El Guayabo” se excavó un hoyo de 2.1 m³ en el cauce del tributario y para la subcuenca “El Halcón” se excavó un hoyo de 1.6 m³. Con la ayuda de una barrena se hicieron varios túneles de acceso horizontal (“El Guayabo”: 14 túneles y “El Halcón”: 8 túneles) de 15 cm de altura y 40 cm de profundidad. Cuando las cajas estaban rodeadas de arena sílica

0.001) entre las subcuencas “El Guayabo” y “El Halcón”. Sin embargo, los resultados obtenidos en fosfatos demuestran que no hay diferencia significativa entre los sitios ($p = 0.061$) (Figura 5).

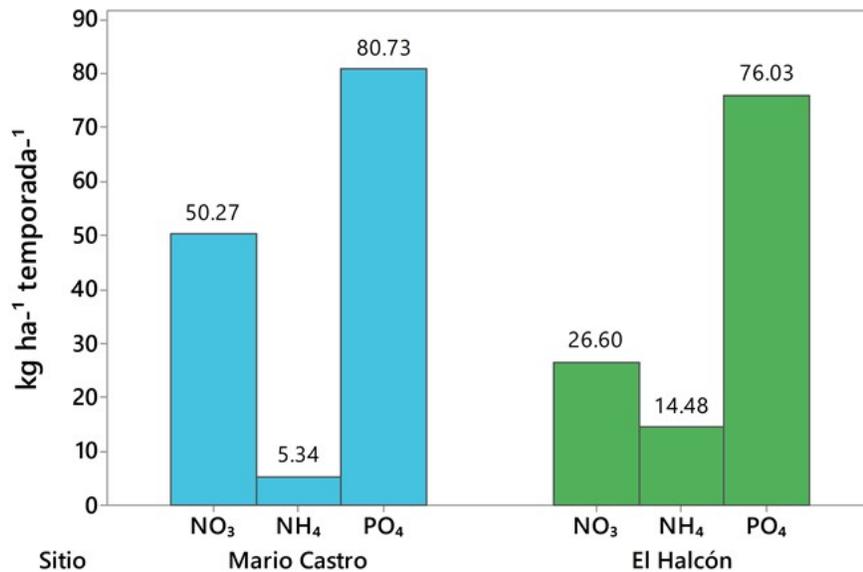


Figura 5. Acumulación de concentración de NO₃, NH₄ y PO₄ (kg ha⁻¹ temporada⁻¹) de las cajas llenadas con una mezcla de arena sílica y resinas en los dos sitios experimentales “Mario Castro” (n=19, 6 meses) y “El Halcón” (n=15, 6 meses) el experimento fue hecho en un suelo compuesto principalmente por fluvisol en el Noroeste de México en el 2016.

Los resultados obtenidos para la acumulación de nitratos (NO₃), amonio (NH₄) y fosfatos (PO₄) en suelos arrojaron valores que nos permitieron validar la funcionalidad de las cajas en un ecosistema natural. Las resinas de amplio espectro utilizadas se caracterizan por adsorber la mayor cantidad de macronutrientes y jugaron un rol importante para determinar la disponibilidad de varios nutrientes en este ecosistema. Sin embargo, si el objetivo de estudio es un nutriente en particular, se debe de utilizar la resina adecuada para ese propósito ya que puede facilitar su análisis eliminando otros nutrientes.

En este trabajo las resinas fueron capaces de retener nutrientes en las cajas sin excederse de su capacidad. Con estos resultados se pudo comprobar que la técnica de cajas de resinas iónicas usada en sistemas agrícolas tuvo la misma efectividad y confiabilidad, pero en una aplicación de un sistema natural. Esta metodología abre la puerta a futuras investigaciones para evaluar flujos de nutrientes con alta resolución y una baja inversión tal como lo han hecho muchos investigadores en sistemas productivos.

Conclusiones

Las cajas de resinas de intercambio iónico demostraron su funcionalidad en ecosistemas naturales tal como funcionan en sistemas agrícolas. A pesar de la alta resolución que puedan tener otras técnicas (lisímetros, copas de succión, etc.), las cajas de resinas demostraron tener una mayor ventaja ya que pueden capturar cargas de nutrientes a través de periodos de tiempo más largos. Además, permiten obtener un mayor número de muestras lo que resulta en mayor cantidad de datos (alta resolución). Los resultados de nutrientes en este trabajo pueden ser utilizados para cuantificar el flujo de nutrientes en un ecosistema natural a mediano y largo plazo. También abren la oportunidad para ser evaluados en sistemas urbanos (infraestructura verde). Los valores obtenidos pueden ser comparados con otros estudios realizados en ecosistemas naturales (templados, tropicales).

Agradecimientos

Al Instituto Tecnológico de Sonora; al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), a Naturaleza y Cultura Internacional (NCI) y la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP). Los autores quieren agradecer a los guardabosques de NCI, a Ariel Castro López y Alondra Encinas Arballo por su apoyo en la realización del trabajo de campo.

Literatura citada

- Báez, S. and J. Homeier. 2017. Functional traits determine tree growth and ecosystem productivity of a tropical montane forest: Insights from a long-term nutrient manipulation experiment. *Glob Change Biol.* 24:399-409 DOI: 10.1111/gcb.13905
- Binkley, D. and P. Vitousek. 1989. Chapter 5. Soil Nutrient Availability Plant. *Plant Physiological Ecology: Field methods and instrumentation*. First Edition. Academic Press. London, New York: Chapman and Hall. pp. 75-92. *In*: Pearcy, R. C., J. R. Ehleringer, H. A. Mooney and P. W. Rundel (eds.)
- Bischoff, W. A. 2007. Entwicklung und Anwendung der selbst-integrierenden Akkumulatoren: Eine Methode zur Erfassung der Sickerfrachten umweltrelevanter Stoffe. PhD Thesis, Technical University Berlin, Berlin, Germany.
- Bosco, J., J. A. Blanco y F. J. Castillo, F. J. 2004. Gestión Forestal y Ciclos de Nutrientes en el Marco del Cambio Global. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. España.
- Chilundo, M., A. Joel, I. Wesström, R. Brito and I. Messing. 2018. Influence of irrigation and fertilization management on the seasonal distribution of water and nitrogen in a semi-arid loamy sandy soil. *Agricultural Water Management* 199:120-137 doi.org/10.1016/j.agwat.2017.12.020
- Djurhuus, J. and O. H. Jacobsen. 1995. Comparison of ceramic suction cups and KCL extraction for determination of nitrate in soil. *European Journal of Soil Science* 46:387-395.
- Grahmann, K., N. Verhulst, L. Mora-Palomino, W. A. Bischoff, B. Govaerts and A. Buerkert. 2018. Ion exchange resin samplers to estimate nitrate leaching from a furrow irrigated wheat-maize cropping system under different tillage-straw systems. *Soil & Tillage Research* 175:91-100 dx.doi.org/10.1016/j.still.2017.08.013
- Lang, F. and M. Kaupenjohann. 2004. Trace element release from forest floor can be monitored by ion exchange resin tubes. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* Instituto de Oecología, Berlín, Alemania 167:177-183 DOI: 10.1002/jpln.200321244.
- Lehmann, J., K. Kaiser and I. Peter. 2001. Exchange resin cores for the estimation of nutrient fluxes in highly permeable tropical soil. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 164: 57-64
- Lehmann, J. and G. Schroth. 2002. *Trees, Crops and Soil Fertility: Concepts and Research Methods*. Chapter 7: Nutrient Leaching. pp. 151-166.
- Mayor, X. and F. Rodá. 1992. Is primary production in holm oak forest nutrient limited? *Vegetation* 99-100:209-217.
- Predotova, M., W. A. Bischoff and A. Buerkert. 2010. Mineral-nitrogen and phosphorus leaching from vegetable gardens in Niamey, Niger. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 175:47-55 DOI: 10.1002/jpln.200900255.
- Schade, J. D. and S. E. Hobbie. 2005. Spatial and temporal variation in islands of fertility in the Sonoran Desert. *Biogeochemistry* 73:541-553 DOI: 10.1007/s10533-004-1718-1.
- Simkin, S. M., D. N. Lewis, K. C. Weathers, G. M. Lovett and K. Schwarz. 2003. Determination of sulfate, nitrate, and chloride in throughfall using Ion-exchange resins. pp.343-354.
- Szillery, J. E., I. J. Fernandez, S. A. Norton, L. E. Rustad and A. S. White. 2006. Using Ion-exchange resins to study soil response to experimental watershed acidification. 383-398 DOI: 10.1007/s10661-006-7462-3
- Thom, M. D., F. Forcella, C. A. Eberle, H. L. Matthees, S. L. Weyers, R. W. Gesch, M. A. Ott, G. W. Feyereisen, J. S. Strock and D. Wyse. 2018. Reduced-nutrient leachates in cash cover crop-soybean systems 1-16. DOI: 10.1101/254169

5.19 Tracking avocado production in Michoacan, México - A twenty-years land use analysis

Avila-Ortega Daniel I.¹; van 't Zelfde Maarten²; Dias-Rodrigues João³; Marques Alexandra⁴ and Prado Valentina⁵

¹Master in Sciences Industrial Ecology. Institute of Environmental Sciences, Leiden University. Van Steenisgebouw, Einsteinweg 2, Z.P. 2333 CC, Leiden, The Netherlands.

²Education and research staff member. Institute of Environmental Sciences, Leiden University. Van Steenisgebouw, Einsteinweg 2, Z.P. 2333 CC, Leiden, The Netherlands

³Assistant professor. Institute of Environmental Sciences, Leiden University. Van Steenisgebouw, Einsteinweg 2, Z.P. 2333 CC, Leiden, The Netherlands

⁴Project Officer, Joint Research Center, European Commission. Via Enrico Fermi 2749, I - 21027 Ispra (VA), Italia

⁵Senior Sustainability Analyst. EarthShift Global.

Corresponding author: d.avila@cmei.org.mx ; d.i.avila.ortega@umail.leidenuniv.nl

Abstract

El intercambio de productos y servicios se ha visto beneficiado por la apertura comercial de muchos países. Tal es el caso de México, que en 1994 firmó el Tratado de Libre Comercio de América del Norte. Resultado de dicho tratado, el país ha experimentado una gradual y constante apertura de productos agrícolas para la exportación, siendo el aguacate uno de los más comercializados. Sin embargo, el incremento en la producción de cultivos agrícolas para mercados de exportación muchas veces está acompañando de impactos a escala local, siendo mayormente el cambio de uso de suelo y sus impactos asociados. El presente estudio es el primero de una serie de publicaciones enfocadas a analizar los impactos ambientales derivados de la producción de aguacate para mercados nacionales e internacionales. Aquí se presentan dos periodos de análisis, 1990 – 2000 y 2000 – 2014, evaluando los cambios de uso de suelo para aquellos municipios productores de aguacate en el estado de Michoacán, México. Dicho análisis es posteriormente evaluado con la pérdida o ganancia neta de carbono para cada clasificación de uso de suelo. Si bien, en este artículo no se presenta la relación directa de deforestación y pérdida de carbono forestal producto de la expansión de huertas de aguacate, se presenta una primera aproximación que sigue siendo evaluada bajo el marco de referencia de sistemas teleconectados (telecoupling).

Keywords: *agriculture; carbon; geographical information systems; telecoupling; telecoupled.*

Introduction

International trade has enabled exchanges of commodities from distant countries. However, the increase in consumption of any given crop has been accompanied by an increase in environmental impacts at a local scale, mostly deforestation (Defries *et al.*, 2010; Lenzen *et al.*, 2012; Sun *et al.*, 2017). Scholars have addressed these dynamics by using the *telecoupling* framework proposed by Liu *et al.* (2013), studying complex socioeconomic and environmental interactions over distances. Noting that land-use changes are not homogenous within countries or regions and the associated impacts, loss in environmental services, are largely related to the local conditions. It becomes relevant to study in more detail the interactions that happen at a local scale result of an increase in demand of a given commodity (Liu *et al.*, 2013; Sun *et al.*, 2017).

For instance, examples at a worldwide scale addressed international trade complexity by acknowledging environmental interactions at a local scale, enabling the use of macro characterization factors at a finer scale to calculate environmental impacts (Dalin *et al.*, 2017; Sandström *et al.*, 2017).

Or crop specific studies can be found for soy and beef in Brazil (le Polain de Waroux *et al.*, 2016; Schierhorn *et al.*, 2016; Sun *et al.*, 2017), palm oil in Indonesia (Austin *et al.*, 2017; Chaudhary and Kastner, 2016), bananas in Laos (Friis and Nielsen, 2017) or at a broader scale Costa Rica's forest change for small rotation crops (Jadin *et al.*, 2016).

Since the North American Free Trade Agreement (NAFTA) was signed in 1994, Mexico has experienced a rapid increase in international trade. However, few studies have analyzed the socioeconomic and environmental implications of land use change as result of an increase of certain crops production, for instance avocado (Bravo *et al.*, 2009; Burgos *et al.*, 2012; Chávez-León *et al.*, 2012; UNAM, 2011). A recent study by Orozco-Ramírez *et al.* (2017) examines for the first time land use change, as result of certain traded commodities for Michoacan but misses the environmental implications of it.

This study is a first approximation of the environmental impacts, namely carbon loss, as result of avocado production in Michoacan, Mexico for international markets. Here, land use change is tracked since 1990 to 2014 in two periods, being 1990 – 2000 and 2000 – 2014. It belongs to a series of publications, where the aim is knowing the land use change dynamics and patterns at a municipal level with the corresponding socioeconomic and environmental implications due international trade.

Materials and Methods

For this research the use of ArcMap v10.2.1, QGIS v2.18.18 and TerrSet v18.31 has been necessary. All steps are replicable in these software, otherwise indicated.

Study area

The state of Michoacan is integrated by 113 municipalities and is suited to the South-Weast of Mexico. It is located within latitudes 20°N and 17°S, 100°E and 103°W GWS and presents an altitude profile which ranges from 3 480 m.a.s.l to 0 m.a.s.l. It presents a large variety of ecosystems, such as temperate – cloud mountain, fir, oak and pine – and tropical forest, scrublands, grasslands, reed beds and mangroves. This is result of two mountain ranges: Sierra Madre del Sur and the Transversal Volcanic Belt. Avocado orchards require altitudes between 1 300 m to 2 400 m a.b.s.l. and temperatures oscillating between 18°C – 28°C (Bravo *et al.*, 2009), which most of the time overlaps with temperate forests. With information from SIAP (2017), it could be recovered that 37 municipalities produced avocado in 2003 and 48 in 2014 see table 1 and figure 1. For the years 1990 and 2000 the same municipalities are considered in the study.

Table 1 Avocado producer municipalities.

| ID | Municipality | ID | Municipality | ID | Municipality | ID | Municipality |
|----|-------------------------------|----|-----------------|----|--------------------|----|---------------|
| 1 | Acuitzio | 13 | Huiramba | 25 | Periban | 37 | Tarimbaro |
| 2 | Aguililla | 14 | Irimbo | 26 | Purépero | 38 | Tingambato |
| 3 | Apatzingan | 15 | Jiquilpan | 27 | Patzcuaro | 39 | Tingüindin |
| 4 | Ario | 16 | Jungapeo | 28 | Queréndaro | 40 | Tlazazalca |
| 5 | Charapan | 17 | Juarez | 29 | Quiroga | 41 | Tocumbo |
| 6 | Charo | 18 | Los Reyes | 30 | Salvador Escalante | 42 | Turicato |
| 7 | Chilchota | 19 | Madero | 31 | Susupuato | 43 | Tuxpan |
| 8 | Coalcoman de Vazquez Pallares | 20 | Maravatio | 32 | Tacambaro | 44 | Tzintzuntzan |
| 9 | Copandaro | 21 | Morelia | 33 | Tancitaro | 45 | Uruapan |
| 10 | Cotija | 22 | Parangaricutiro | 34 | Tangamandapio | 46 | Zinapécuaro |
| 11 | Erongaricuaru | 23 | Ocampo | 35 | Tangancicuaru | 47 | Ziracuaretiro |

| ID | Municipality | ID | Municipality | ID | Municipality | ID | Municipality |
|----|--------------|----|--------------|----|--------------|----|--------------|
| 12 | Hidalgo | 24 | Paracuaro | 36 | Taretan | 48 | Zitacuaro |

The ID used in this table does not correspond with the ID used by governmental agencies for each municipality. It solely represents an identification number for this study.

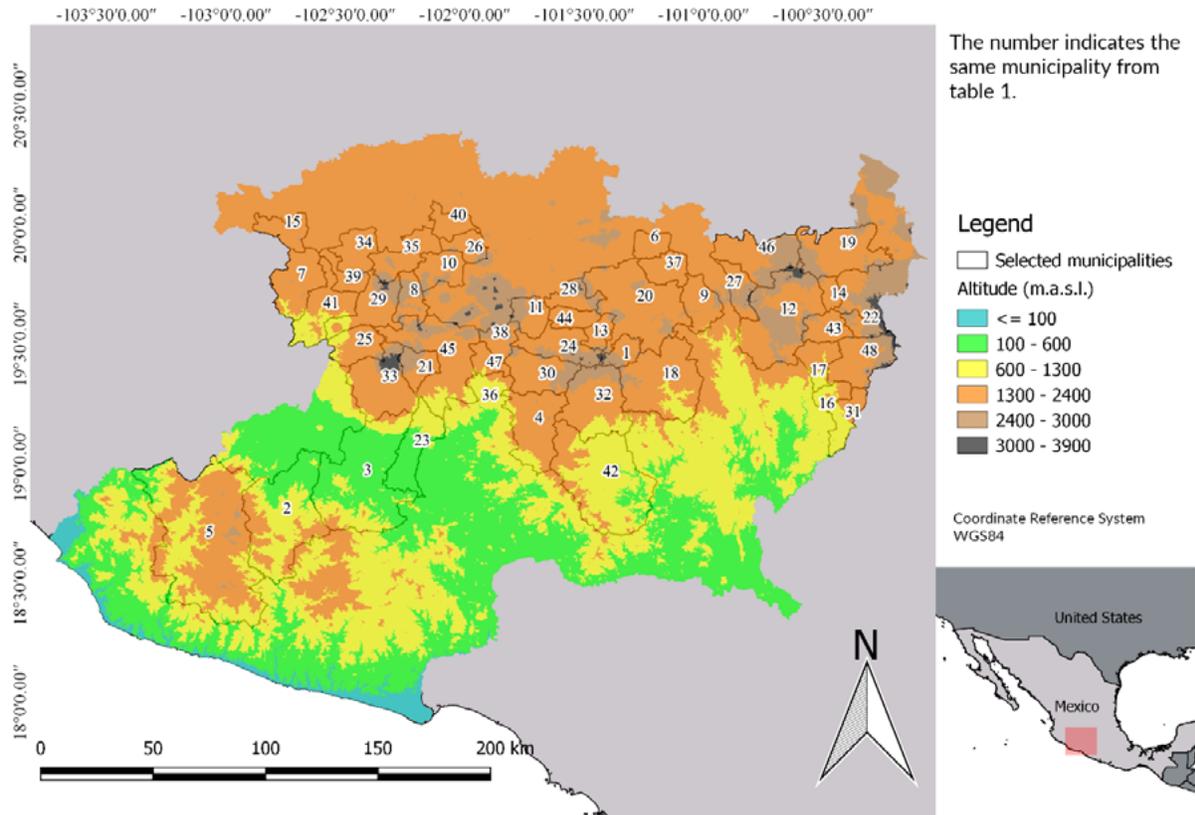


Figure 1 Avocado producer municipalities and altitude profiles.

Land use change

Information concerning land use and cover (LUC) -for the years 1990 and 2000-, has been recovered from the public information request 00371117 to the Michoacan State Forest Commission (COFOM, 2017). LUC for the year 2014 has been recovered from the National Forest Commission – CONAFOR in Spanish– (CONAFOR, 2016). For the year 2014, supplementary information concerning urban areas has been recovered from the National Institute of Statistic and Geography (INEGI, 2013) and has been added to the 2014 LUC file. This has been done clipping the urban areas from the INEGI file to the LUC from CONAFOR, hereafter the resulting file was merged with the urban areas file. Finally, all files (in shape or vector format) were clipped to the area of study -48 municipalities, see table 1 and figure 1.

Given that the original files used different land use and cover classification, a homogenization among these was required. The 1990 vector file originally was classified in 53 classes, whereas the 2000 file contained 32 classes and the 2014 was categorized in 22 classes. These files were again reclassified to 23 classes according to similarities in vegetation (Challenger and Soberón, 2008; INEGI, 2009, 2012, 2014). The resulting files were again reclassified into 8 major classes (Agriculture, Temperate Forest, Secondary Temperate Forest Vegetation, Tropical Forest, Secondary Tropical Forest

Vegetation, Other Land Use, Water and Urban Area). Finally, the vector files were rasterized using a 10x10 meter resolution.

These raster files were then compared in ArcGIS 10.2.1 building cross-tabulated table, see table 2, to analyze land use change dynamics for the period 1990 – 2000 and 2000 - 2014. The same process was performed with the software TerrSet 18.31 for validation purposes. A new table was then constructed, with a simple spreadsheet, following the methodology from Pontius *et al.* (2004) to calculate gains, losses and swaps for the same periods, see table 3.

Table 2 Cross-tabulated matrix for two different points in time comparison.

| | Time2 | | | Total time 1 | Loss |
|--------------|-----------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|-----------------|-----------------------------------|
| | Category 1 | Category 2 | Category 3 | | |
| Time 1 | | | | | |
| Category 1 | P ₁₁ | P ₁₂ | P ₁₃ | P ₁₊ | P ₁₊ - P ₁₁ |
| Category 2 | P ₂₁ | P ₂₂ | P ₂₃ | P ₂₊ | P ₂₊ - P ₂₂ |
| Category 3 | P ₃₁ | P ₃₂ | P ₃₃ | P ₃₊ | P ₃₊ - P ₃₃ |
| Total time 2 | P ₊₁ | P ₊₂ | P ₊₃ | 1(=) | |
| Gain | P ₊₁ - P ₁₁ | P ₊₂ - P ₂₂ | P ₊₃ - P ₃₃ | | |

For each category in year 1 there is a corresponding value in year two P_{nm}, where n equals the first year of the period of analysis and m equals the last year of the same period. The total for time one equals the sum of columns for that category through time two, while the total for time 2 equals the sum of rows for that category through time one. Total time one and total time should be equal, consistency check. The loss of each category (from time one to two) equals the total of each category in time one minus the value that remains unaltered through time, P_{nm} where n = 1 and m = 1. Finally, the gain of each category (through time) equals the total of each category in time two minus the value that remains unaltered through time, P_{nm}.

Table 3 Changes for two different points in time while considering swap and net change.

| | Gain | Loss | Total Change | Absolute value of net change | Value of net change | Swap |
|------------|-----------------------------------|-----------------------------------|----------------------------------|----------------------------------|---------------------------------|----------------------------------|
| Category 1 | P ₊₁ - P ₁₁ | P ₁₊ - P ₁₁ | G ₁ + L ₁ | G ₁ - L ₁ | G ₁ - L ₁ | T ₁ - A ₁ |
| Category 2 | P ₊₂ - P ₂₂ | P ₂₊ - P ₂₂ | G ₂ + L ₂ | G ₂ - L ₂ | G ₂ - L ₂ | T ₂ - A ₂ |
| Category 3 | P ₊₃ - P ₃₃ | P ₃₊ - P ₃₃ | G ₃ + L ₃ | G ₃ - L ₃ | G ₃ - L ₃ | T ₃ - A ₃ |
| Total | $\sum_1^n (P_{+n} - P_{nn})$ | $\sum_1^n (P_{n+} - P_{nn})$ | $\frac{\sum_1^n (G_n + L_n)}{2}$ | $\frac{\sum_1^n (G_n + L_n)}{2}$ | | $\frac{\sum_1^n (T_n - A_n)}{2}$ |

The gain of each category equals G_n, while the loss of each category equals L_n. The total change of a given category equals T_n, whereas the absolute value of net change for a given category equals A_n.

Finally, the rate of change (r_k) for avocado orchards, agriculture, temperate forest and secondary temperate forest vegetation were calculated following equation (1). Avocado orchards area were retrieved from SIAP (2017), while land use and cover for the other classes was recovered from the resulting GIS analysis.

$$r_k = \left\{ \left(\frac{v_{n+1}}{v_n} \right)^{\frac{1}{\Delta t}} - 1 \right\} * 100 \quad (1)$$

Where r_k is the rate of change of a given class, v_n is the initial year of the selected time period, v_{n+1} is the last year of the same period and Δt stands for the difference in years within the same period.

Carbon

To calculate the carbon losses or gains as result of land use change, values for agriculture, temperate forest and secondary temperate forest vegetation were considered. Here, carbon content values for

different pools (vegetation, soil and litter) are recovered from Ordóñez *et al.* (2008). Carbon content calculations have been done following equation (2) for each class, for each period of time in Mg C ha^{-1} .

$$\Delta C_{period} = (\Delta A_{yn}^k) * \rho_k \tag{2}$$

Where ΔC_{period} is the carbon loss or gain for the given period, ΔA_{yn}^k is the change in area for the class for the given period, and ρ_k is the carbon content for the same class.

Results

The resulting GIS analysis yielded that nearly 287 000 ha of temperate forest (TF) have been lost during the period 1990 – 2000, with 13 000 ha lost for the period 2000 – 2014, net loss. Almost 120 000 ha have been lost from forest to agricultural land (Agr) for the first period, while a little bit more than 22 000 ha in the second period. TF degraded to 2TF by 212 000 ha and 145 000 and gained 52 7000 ha and 123 700 ha from 2TF - for the same periods -. Resulting in net gains of 158 000 ha and 10 500 ha, accordingly, see figure 2 and 3. This is further traduced in an annual growth rate of 1.61% and -1.86% for agriculture, -3.84% and -0.15% for temperate forest and 5.41% and 0.19% for 2TF, for both periods. While accounting for avocado orchards expansion, from 1990 to 2014 an annual growth rate of 2.94% was observed, whereas from 2000 – 2014 it was around 3.50%.

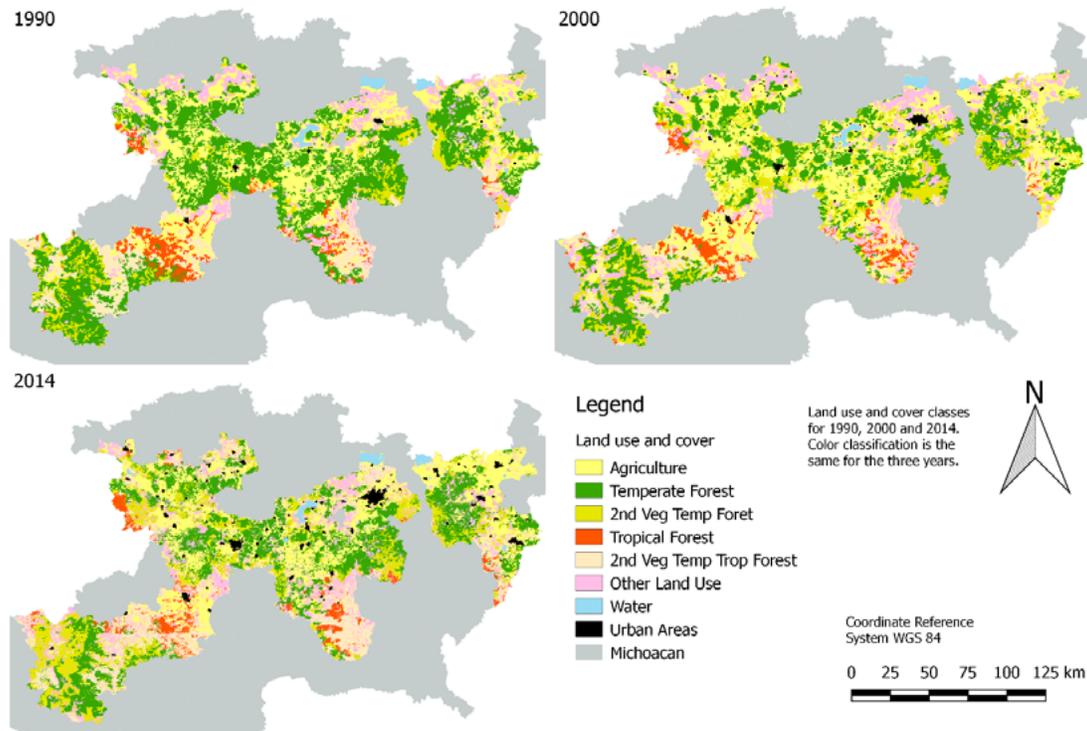


Figure 2 Land use and cover for 1990, 2000 and 2014 in selected municipalities.

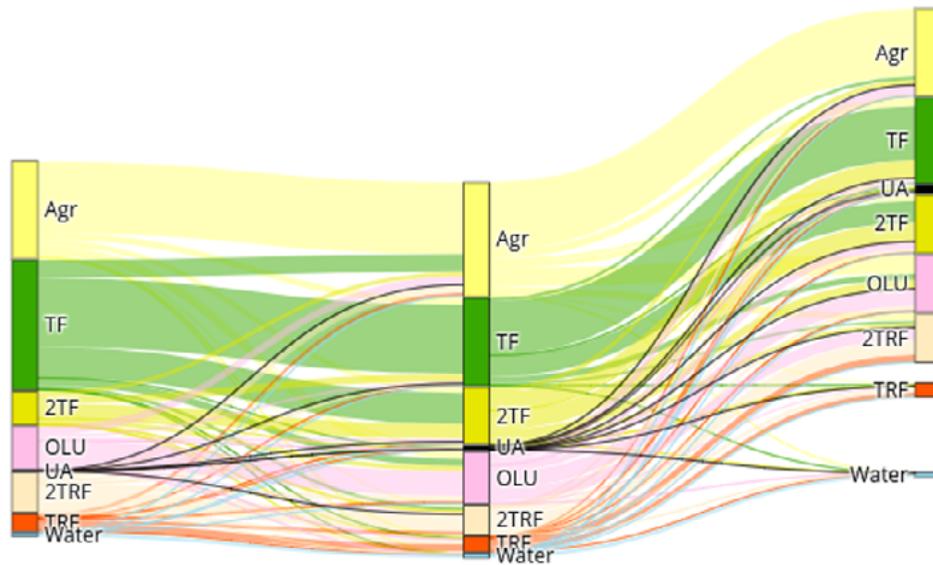


Figure 3 Land cover and use change dynamics for years 1990 (left), 2000 (center) and 2014 (right). Agr = agriculture TF = temperate forest, 2TF = secondary vegetation temperate forest, TRF = tropical forest, 2TRF = secondary vegetation tropical forest, OLU = other land use, UA = Urban areas and Water = Water.

For the period 1990 – 2000, carbon losses as result of TF shifting to Agr and 2TF were around 16.52 Tg and 12.27 accordingly. While for the period 2000 – 2014, carbon losses for TF due shifts to Agr and 2TF were estimated to be 3.05 Tg and 8.41 Tg, respectively. If all classes are accounted, TF report a net loss of 63 Tg and 2.8 Tg for both periods. While 2TF report a net gain of 25.75 Tg and 1.70 Tg.

Discussion

Some limitations to this study have been identified. First, given the way the classes have been constructed it is not possible to accurately estimate land use and cover transitions at a very detailed level. This is further translated into some implications whenever environmental impacts are to be calculated according to specific types of ecosystems. Second, avocado orchards have been included as part of the agriculture class, which enhances misinterpretation of results, such as forest transitions to avocado orchards and carbon content. Ordóñez *et al.* (2008) provides carbon contents for different pools and different land uses, of which avocado orchards differ from agriculture. Therefore, by only considering agriculture, temperate forest and secondary forest vegetation a large part of the analysis could be biased when it comes to carbon content for specific land use classes, such as avocado plantations which contain more carbon than agricultural land. Third, even that the results of deforestation patterns showed here are similar to those find by other scholars (Bocco *et al.*, 2001; CONAFOR, 2014; Morales-Manilla *et al.*, 2011), it is not possible to accurately state that forest loss is due an expansion of avocado orchards, although it seems correlated. Lastly, *steady-state* rates for avocado expansion and forest/secondary forest vegetation have been used. Although information is available at a regional level, on a yearly basis since 1990 when it comes to avocado production. Specific information concerning land use cover on a yearly basis is not available. Thus, to precisely link avocado expansion to deforestation patterns, this information should be generated.

Conclusion

Here we proved that avocado producer municipalities have experienced large deforestation patterns since 1990. With higher rates during the period 1990 – 2000 (-3.84% yearly) than the period 2000 –

2014 (-0.15% yearly) solely for temperate forests which compete in geographical suitability with avocado plantations. Furthermore, these municipalities have experienced a yearly steady growth of 2.94% and 3.50% of avocado orchards during the same periods. However, we have not yet proved that forest loss is a direct result of avocado plantations, although it seems correlated.

As mentioned before, this is the first of a series of publications which explores the relationship of avocado plantations expansion and the corresponding deforestation patterns – if any –, under the telecoupling framework. The final goal is to track avocado plantations at a municipal level from 1990 to 2014 and their corresponding impacts to local ecosystems while accounting for socioeconomic variables, such as international trade.

Acknowledgment

Avila-Ortega, D.I. acknowledges the funding support from CONACYT-SENER Sustainability Fund for financing his master studies.

References

- Austin, K. G., A. Mosnier, J. Pirker, I. McCallum, S. Fritz and P. S. Kasibhatla. 2017. Shifting patterns of oil palm driven deforestation in Indonesia and implications for zero-deforestation commitments. *Land Use Policy* 69:41–48. doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.08.036
- Barsimantov, J., and J. Navia Antezana. 2012. Forest cover change and land tenure change in Mexico's avocado region: Is community forestry related to reduced deforestation for high value crops. *Applied Geography*. 32:844–853 doi.org/10.1016/j.apgeog.2011.09.001
- Bocco, G., M. Mendoza and O. R. Maser. 2001. La dinámica del cambio del uso del suelo en Michoacán . Una propuesta metodológica para el estudio de los procesos de deforestación. *Investigaciones Geográficas* 44:18-38 doi.org/http://dx.doi.org/10.14350/rig.59133
- Bravo, M., J. Sánchez, J. A. Vidales, J. T. Sáenz, J. G. Chávez, S. Madrigal, ..., E. Venegas. 2009. Impactos ambientales y socioeconómicos del cambio de uso del suelo forestal a huertos de aguacate en Michoacán. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. Centro de Investigación Regional Pacífico Centro. Campo Experimental Uruapan. Uruapan, Michoacán, México: INIFAP.
- Burgos, A., C. Anaya and G. Cuevas. 2012. Impacto ecológico del Cultivo de Aguacate a nivel regional y de parcela en el Estado de Michoacán de una Tipología de Productores, Etapa II. Informe Final. Morelia, Michoacán doi.org/10.13140/RG.2.1.3150.1287.
- Challenger, A. and J. Soberón. 2008. Los ecosistemas terrestres. In CONABIO (Ed.), *Capital natural de México*, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad. 1:87-108. México:CONABIO.
- Chaudhary, A. and T. Kastner. 2016. Land use biodiversity impacts embodied in international food trade. *Global Environmental Change*, 38:195-204 doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2016.03.013.
- Chávez-León, G., V. L. M. Tapia-Vargas, M. Bravo-Espinoza, J. T. Sáenz-Reyes, H. J. Muñoz-Flores, I. Vidales-Fernández, A. Larios-Guzmán, J. B. Rentería-Ánima, F. J. Villaseñor-Ramírez, J. de la L. Sánchez-Pérez, J. J. Alcántar-Rocillo y M. Mendoza-Cantú. 2012. Impacto del cambio de uso de suelo forestal a huertos de aguacate (1st ed.). Uruapan, Michoacán, México: INIFAP.
- COFOM (Comisión Forestal del Estado de Michoacán). 2017. Folio No. 00371117. Michoacan Forest Comission. Retrieved from <http://www.plataformadetransparencia.org.mx/web/guest/inicio>
- CONAFOR (Comisión Nacional Forestal). 2014. Inventario Estatal Forestal y de Suelos - Michoacán de Ocampo 2013. Zapopan, Jalisco, Mexico: Comisión Nacional Forestal.
- CONAFOR (Comisión Nacional Forestal). 2016. Inventario forestales. Retrieved from <http://www.conafor.gob.mx/transparencia/t-map-inventario.html>
- Dalin, C., Y. Wada, T. Kastner and M. J. Puma, 2017. Groundwater depletion embedded in international food trade. *Nature* 543:700-704 doi.org/10.1038/nature21403.
- Defries, R. S., T. Rudel, M. Uriarte and M. Hansen. 2010. Deforestation driven by urban population growth and agricultural trade in the twenty-first century. *Nature Geoscience* 3 doi.org/10.1038/NGEO756.
- Friis, C. and J. O. Nielsen. 2017. Land-use change in a telecoupled world: The relevance and applicability of the telecoupling framework in the case of banana plantation expansion in Laos. *Ecology and Society* 22 doi.org/10.5751/ES-09480-220430.
- Hincapi, S. 2015. ¿Éxito Económico O Pérdida De Estatalidad? *Política y Cultura* 43:75-94.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2009. Guía para la interpretación de cartografía uso del suelo y vegetación : Escala 1:250 000 : Serie III. México doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2012. Guía para la interpretación de cartografía: Uso del suelo y vegetación, escala 1:250, 000 : serie IV. México.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2013. Censo de Población y Vivienda 2010. Population and Housing Census 2010]. (Consultado el 11 de marzo de 2018) <http://www.inegi.org.mx/est/scince/scince2010.aspx>.

- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2014. Guía para la interpretación de cartografía Uso del suelo y vegetación Escala 1:250 000 : Serie V. México. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Jadin, I., P. Meyfroidt and E. F. Lambin. 2016. International trade, and land use intensification and spatial reorganization explain Costa Rica's forest transition. *Environmental Research Letters* 11:49502 doi.org/10.1088/1748-9326/11/4/049502.
- le Polain de Waroux, Y., R. D. Garrett, R. Heilmayr and E. F. Lambin. 2016. Land-use policies and corporate investments in agriculture in the Gran Chaco and Chiquitano. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113:4021–4026 doi.org/10.1073/pnas.1602646113.
- Lenzen, M., D. Moran, K. Kanemoto, B. Foran, L. Lobefaro and A. Geschke. 2012. International trade drives biodiversity threats in developing nations. *Nature* 486:109-112 doi.org/10.1038/nature11145.
- Liu, J. Q., V. Hull, M. Batistella, R. DeFries, T. Dietz, F. Fu, T.W. Hertel, R. C. Izaurralde, E. F. Lambin, S. Li, L. A. Martinelli, W. McConnell, E. F. Moran, R. Naylor, Z. Ouyang, K. R. Polenske, A. Reenberg, G. de Miranda-Rocha, C. S. Simmons, P.H. Verburg, P. M. Vitousek, F. Zhang and C. Zhu. 2013. Framing Sustainability in a Telecoupled World. *Ecology and Society* 18: 26.
- Morales-Manilla, L. M., G. Cuevas-García, E. Carmona-Jiménez, Y. Gao, D. I. Terrazas-González, H. Rivas-Solórzano and G. Bocco-Verdinelli. 2011. Inventarios 1974 - 2007, y evaluación del impacto ambiental regional del cultivo de aguacate en el estado de Michoacán. Informe Final. Morelia, Michoacán.
- Ordóñez, J. A. B., B. H. J. de Jong, F. García-Oliva, F. L. Aviña, J. V. Pérez, G. Guerrero, R. Martínez and O. Masera. 2008. Carbon content in vegetation, litter, and soil under 10 different land-use and land-cover classes in the Central Highlands of Michoacan, Mexico. *Forest Ecology and Management* 255:2074–2084 doi.org/10.1016/j.foreco.2007.12.024
- Orozco-Ramírez, Q., M. Astier and S. Barrasa. 2017. Agricultural Land Use Change after NAFTA in Central West Mexico. *Land* 6:66. doi.org/10.3390/land6040066.
- Pontius, R. G., E. Shusas and M. McEachern. 2004. Detecting important categorical land changes while accounting for persistence. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 101:251-268 doi.org/10.1016/j.agee.2003.09.008.
- Sandström, V., P. E. Kauppi, L. Scherer and T. Kastner. 2017. Linking country level food supply to global land and water use and biodiversity impacts: The case of Finland. *Science of the Total Environment* 575:33–40 doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.002
- Schierhorn, F., P. Meyfroidt, T. Kastner, T. Kuemmerle, A. V. Prishchepov and D. Müller. 2016. The dynamics of beef trade between Brazil and Russia and their environmental implications. *Global Food Security* 11:84-92 doi.org/10.1016/j.gfs.2016.08.001.
- SIAP (Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera). 2017. Producción Agrícola. (Consultado el 19 de julio de 2017). <https://www.gob.mx/siap/acciones-y-programas/produccion-agricola-33119>
- Sun, J., T. Yu-Xin and J. Liu. 2017. Telecoupled land-use changes in distant countries. *Journal of Integrative Agriculture* 16:368-376 doi.org/10.1016/S2095-3119(16)61528-9.
- UNAM (Universidad Nacional Autónoma de México). 2011. Evaluación del impacto ecológico del cultivo de aguacate a nivel regional y de parcela en el estado de Michoacán.



5.20 Cuantificación del carbono orgánico en los suelos de Quintana Roo

Fragoso-Servón Patricia¹; Pereira-Corona Alberto¹; Prezas-Hernández Benito¹ y Morales-Negrón Rebeca¹

¹Departamento de Ciencias, Universidad de Quintana Roo. Boulevard Bahía s/n esquina Ignacio Comonfort Colonia Del Bosque. CP. 77019. Chetumal, Quintana Roo.

Autor para correspondencia: pfragoso2012@gmail.com

Resumen

Los suelos constituyen un importante reservorio de carbono, su capacidad de retención depende de varios factores como el clima (temperatura y humedad) y la vegetación que crece sobre ellos. Aún son escasos los trabajos de cuantificación del carbono orgánico de suelos en condiciones tropicales y kársticas. El objetivo de la presente investigación fue determinar los contenidos de carbono orgánico en los primeros 30 cm de los diferentes grupos de suelo asociados a las coberturas vegetales mejor conservadas en Quintana Roo. Para ello se identificaron 41 puntos de muestreo con 13 grupos principales de suelo en zonas de vegetación mejor conservada. Las muestras obtenidas se analizaron siguiendo la NOM 021. Los resultados obtenidos muestran que Histosols, Leptosols, Vertisols y Gleysol tienen los mayores porcentajes, pero la mayor cantidad en masa la obtuvieron los Histosols, Nitisol y Fluvisol sin embargo la cantidad de área ocupada por ellos en Quintana Roo es muy baja. Los Leptosols son los suelos que ocupan mayor área y se encuentran presentes bajo una gran variedad de tipos de vegetación, presentan la mayor varianza, tienen altos contenidos de porcentaje de carbono, pero no son los suelos que almacenan mayor masa de carbono en las condiciones ambientales de Quintana Roo.

Palabras clave: *grupo principal de suelo; vegetación; karst; Quintana Roo.*

Abstract

The soils are an important Carbon reservoir, their capacity of retention depends on several factors such as the climate (temperature and humidity) and the vegetation that grows on them. The quantification of organic carbon soils under tropical and karstic conditions is still scarce. The objective of this research was to determine the contents of organic carbon in the first 30 cm of different soils associated with the best-preserved cover vegetation in Quintana Roo. There were identified 41 sampling points with 13 reference soil groups with the better conserved vegetation. The samples obtained were analyzed following NOM 021. The results show that Histosols, Leptosols, Vertisols and Gleysol have the highest percentages of organic carbon, but the largest amount in mass was obtained by the Histosols, Nitisol and Fluvisol, however, the amount of area occupied by them is very low in Quintana Roo. Leptosols are the soils that occupy the largest area and are present under a wide variety of vegetation types, Leptosols have the greatest variance and they have high organic carbon percent but, they are not the soils that store the largest mass of carbon under environmental conditions of Quintana Roo.

Key words: *reference soil group; vegetation; karst; Quintana Roo.*

Introducción

La vida en el planeta depende de la interacción entre los ciclos biogeoquímicos del carbono, los nutrientes y el agua. En las últimas décadas las actividades humanas han influido en la dinámica del ciclo de carbono al propiciar el aumento de la concentración de CO₂ en la atmósfera, favoreciendo el

efecto invernadero que a la vez ocasiona la elevación de la temperatura global (Arevalo-Madrigal, 2015; Odum y Warrett, 2006).

El carbono presente en la Litósfera, Pedósfera, Hidrósfera y Atmósfera se intercambia través del pozo de transferencia formado por la Biósfera por medio de la fotosíntesis, la respiración, la descomposición y la combustión.

La vegetación absorbe CO_2 de la atmósfera y aprovecha la energía de luz solar durante el proceso de fotosíntesis para producir celulosa, cuando se descompone, aporta una gran parte de carbono al suelo y el resto se libera como gas a la atmósfera.

Los bosques son parte importante del ciclo global del carbono, ya que tienen la capacidad para almacenarlo, su capacidad de almacenamiento varía de acuerdo con sus especies, el tipo de suelo, el clima y otras características específicas (Rodríguez *et al.*, 2016).

Se estima que la vegetación almacena 560 Pg de Carbono, los bosques almacenan el 77% de carbono, de este total el 60% de carbono es secuestrado en bosques tropicales, 17% en bosques templados y el resto en bosques boreales (Gallardo, 2017)

El suelo contiene 1500 PgC y es almacenado en dos formas, orgánica e inorgánica (Hester y Harrison, 2010; Odum y Warrett, 2006).

El carbono orgánico del suelo (COS) se encuentra en residuos orgánicos poco trastornados de vegetales, animales, microorganismos y en forma de humus. El carbono inorgánico en el suelo se encuentra en formas de carbonato de calcio y magnesio principalmente (Mi *et al.*, 2008).

La concentración de COS varía de un rango bajo a alto, de un clima árido a templado a cálido, es más alto en regiones templadas y húmedas que en regiones cálidas y secas (Lal, 2004). Segura *et al.* (2004) y Ortíz (2003) reportan para las selvas húmedas contenidos de 110.5 Mg ha^{-1} , en selvas secas 69.6 y en manglares 106.1 .

Por las razones anteriormente dadas, actualmente hay un gran interés por el estudio de los contenidos de MOS, ya que los suelos constituyen el gran reservorio de carbono, sin embargo, los estudios en zonas tropicales y kársticas estos estudios aún son escasos.

Delgado *et al.* (2017) reportan para el estado de Yucatán un contenido medio de 48.5 tonha^{-1} en Leptosols, sin embargo, no se tienen registros de COS por tipo de suelo y tipo de vegetación a escalas estatales.

El objetivo de la presente investigación fue determinar los contenidos de COS en los diferentes grupos de suelo asociados a las coberturas vegetales mejor conservadas en Quintana Roo.

Materiales y Métodos

Área de estudio

Quintana Roo en la porción oeste de la provincia fisiográfica de la Península de Yucatán, es una zona kárstica con un clima cálido subhúmedo (Aw), en donde se han identificado 14 tipos de vegetación (INEGI, 2013) en buen estado de conservación asociado a 13 grupos principales de suelo (Fragoso *et al.* . 2017).

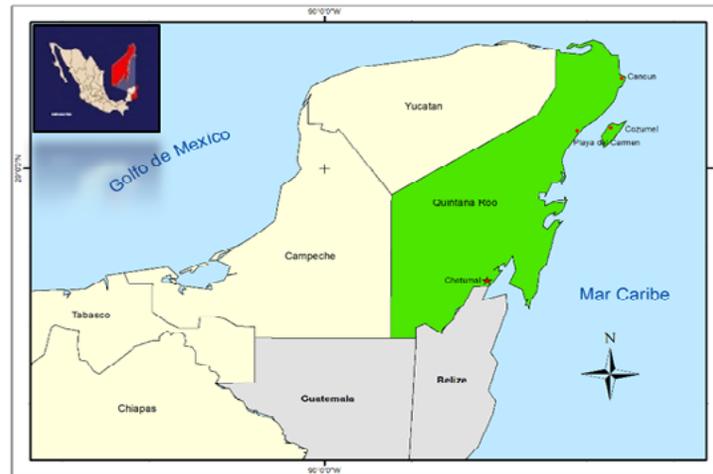


Figura 1. Área de estudio.

Metodología

La selección de los sitios de muestreo se hizo combinando el Mapa Digital de Suelos (Fragoso *et al.*, 2017) y el mapa de uso de suelo y vegetación serie V (INEGI 2013) con QGIS 2.18. Con ambos se ubicaron 41 sitios de muestreo, de esta forma se tienen registros de los grupos de suelo bajo diferentes tipos de vegetación.

En campo se verifico la presencia de la vegetación con los criterios de González (2004) y se verificó el grupo de suelo presente con base en el sistema WRB (IUSS, 2015).

Se selecciono el sitio representativo del lugar. Para la toma de muestras se separó la hojarasca y mantillo de la superficie en tres puntos, se hizo un pozo edafológico de donde se tomaron muestras de suelo de 30 cm de profundidad (en el caso de Leptosoles hasta la roca) y se calculó la pedregosidad presente.

Las muestras obtenidas fueron procesadas y analizadas de acuerdo con la NOM 021. Los análisis realizados fueron color, textura, densidad, porosidad, carbono orgánico, pH, conductividad eléctrica.

Resultados y Discusión

Se identificaron en campo para Quintana Roo 14 tipos de vegetación Selva mediana (subperennifolia y subcaducifolia), Selva baja (subcaducifolia, subperennifolia, espinosa e inundable), Palmar (natural e inducido), Manglar, Sabana, Vegetación de duna costera, Petén, Popal y Tular. Así como 13 grupos principales de suelos (GPS) en orden de abundancia: Leptosol, Gleysol, Phaeozems, Vertisol, Luvisol, Cambisol, Solonchaks, Histosol, Arenosol, Nitisol, Kastañozems, Regosol y Fluvisol. Uniendo ambos criterios se encontraron 41 combinaciones de ellos.

Considerando una profundidad de 0-30 cm, en nueve de los 13 grupos analizados el porcentaje de COS va de alto a muy alto, los suelos que presentan los valores más altos son Histosol, Leptosol y Phaeozem y los de menor contenido (menos de 2%) son Solonchak y Arenosol (Figura 2).

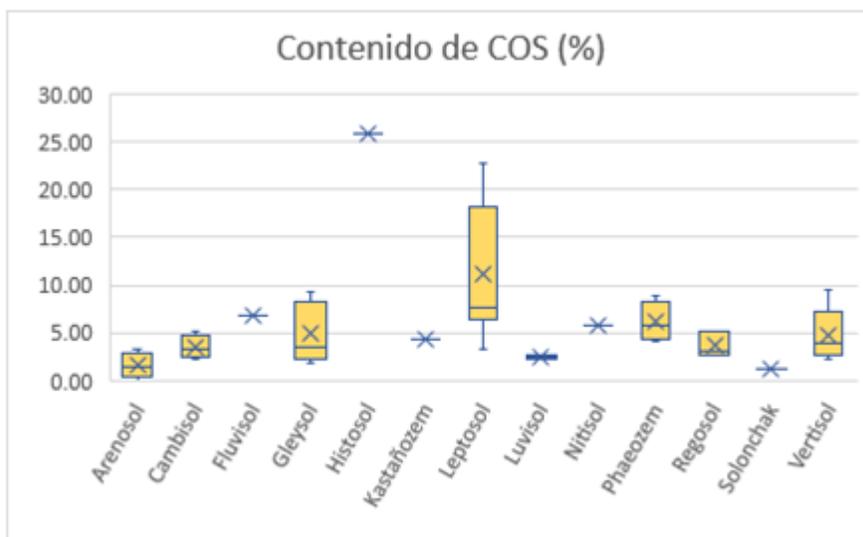


Figura 2. Contenido de COS en porcentaje por tipo de suelo en QRoo.

Los Leptosols constituyen el GPS más abundantes en el estado (46%), fue encontrado bajo 7 tipos de vegetación asociada (SbSp, M, SmSc, Sbi, SbSc, SbSp y SmSp) son los que presentan una mayor variabilidad en cuanto a los contenidos de COS.

Considerando los contenidos medios COS junto a la densidad, la pedregosidad y la profundidad los contenidos de Carbono en unidades de MgCha^{-1} se presentan en la Figura 3.

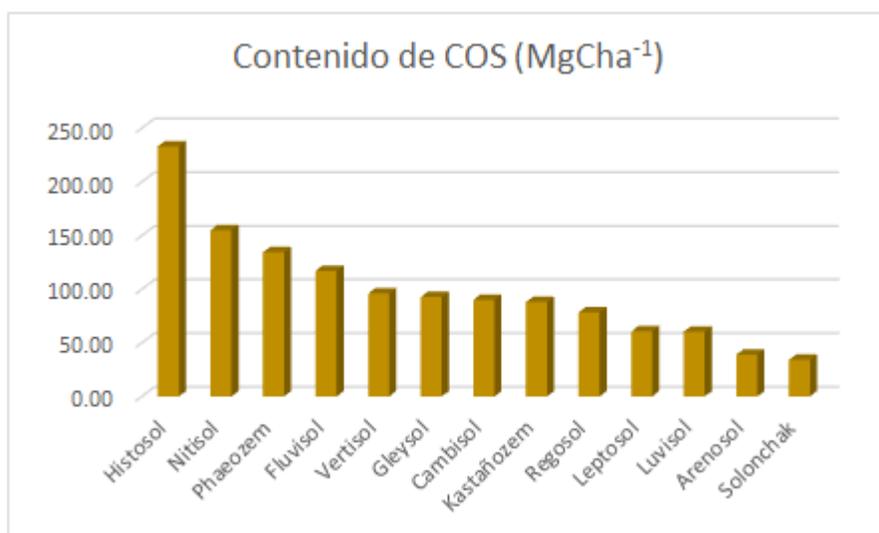


Figura 3. Contenidos medios de COS por tipo de suelo en Quintana Roo.

Los suelos con mayor contenido de COS en los primeros 30 cm son los Histosols, Nitisol y Phaeozems, los que presentan menor contenido son Luvisol, Arenosol y Solonchaks. Sin embargo, se debe considerar que Histosols, Nitisols y Fluvisols, tienen una participación de área muy baja respecto a los demás (1.2%, 0.21% y 0.01% respectivamente).

En el caso de los Leptosols, la poca profundidad que presentan (menos de 25 cm) y/o su alta pedregosidad (mayor al 80%) limitan los contenidos en cuanto a unidades de masa. Los Phaeozems

representan el 11.47% del territorio y se encuentran entre los suelos con mayor porcentaje y unidades de masa.

Para Quintana Roo, Segura-Castruita *et al.* (2004) reportan para Quintana Roo valores medios de 186 MgCha^{-1} , en este estudio se obtuvo un valor medio de 98 MgCha^{-1} . Para el estado de Yucatán Delgado *et al.* (2017) reportan igualmente valores por menores a 100 MgCha^{-1} , solo para Leptosols reportan una media de 48.5 MgCha^{-1} , la FAO (2002) reporta para Leptosols valores que van de 36 a 133, en Quintana Roo estos suelos que presentaron la mayor variabilidad de 14 a 127 MgCha^{-1} , con un valor medio de 60.46 MgCha^{-1} .

Conclusiones

Quintana Roo tiene su vegetación mayoritariamente bien conservada, con la información utilizada fue posible identificar 41 áreas representativas con 13 grupos de suelo asociados con 12 tipos de vegetación.

La determinación de COS en cada una de las asociaciones suelo/vegetación permitió calcular el contenido de carbono que almacenan los suelos con los diferentes tipos de vegetación a una profundidad de hasta 30 cm.

Los contenidos de porcentaje de CO son altos a muy altos en todos los suelos, los valores de COS por unidad de superficie oscilan entre 33 y 232 MgCha^{-1} .

Después del Histosol con vegetación de Manglar negro, los Phaeozems en las selvas medianas son los suelos que presentaron mayor contenido de COS en los primeros 30 cm en Quintana Roo.

Agradecimientos

Al proyecto Evaluación del carbono secuestrado en los suelos de Quintana Roo. Universidad de Quintana Roo.

Literatura citada

- Arevalo-Madriral, R. M. 2015. Estimación de Almacenamiento de Carbono Orgánico en el Suelo, entre Rodales, en un Bosque de *Pinus rudis* en la Sierra el Coahuilón, Arteaga, Coahuila (Bachelor). Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, Mexico.
- Delgado, C., F. Bautista., L. Calvo, Y. Aguilar y J. Martínez. 2017. El carbono orgánico en Leptosols con distribución discontinua en la península de Yucatán. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios* 4:31-38
- FAO (Food and Agricultural Organization of the United Nations) 2002. Captura de carbono en los suelos para un mejor manejo de la tierra. Roma, Italia. 61 p.
- Fragoso-Servón P., F. Bautista, Pereira, A. y Zapata, G. 2017. Digital Soil Map of Quintana Roo. *Journal of Maps* 13:449-456.
- Gallardo, J. 2017. La materia orgánica del suelo. Universidad Autónoma de Chapingo. México.
- González, F. 2004. Las comunidades vegetales de México. Propuesta para la unificación de la clasificación y nomenclatura de la vegetación de México. INE-SEMARNAT. México.
- Hester, R. E. and R. Harrison, 2010. Carbon Capture Sequestration and Storage, 1st ed. The Royal Society of Chemistry, UK.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía), 2013. Uso del suelo y vegetación <http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/reconat/usuarios/Default.aspx.pdf> (Consulta: 2017)
- Lal, R. 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma* 123:1–22.
- Mi, N. A., S. Wang, J. Liu, G. Yu, W. Zhang and E. Jobbagy. 2008. Soil inorganic carbon storage pattern in China. *Glob. Change Biol.* 14:2380–2387.
- Odum, E. P. and G. W. Warrett. 2006. Fundamentos de Ecología, 5th ed. Thomson, Mexico.
- Ortíz, C. 2010. Edafología. 8ª. Edición. Universidad Autónoma de Chapingo. México.
- IUSS Working Group WRB. 2015. Base referencial mundial del recurso suelo 2014, Actualización 2015. Informes sobre recursos mundiales de suelos 106. FAO, Roma.
- Rodríguez, J., J. Álvaro, J. Gonzalo, C. Gil and J. Ramos. 2016. Assessment of soil organic carbon stock in Spain. *Geoderma* 264:117-125.
- Segura-Castruita, M., P. Sánchez, C. Ortiz y M. Gutiérrez. 2004. Carbono orgánico de los suelos de México. *Terra Latinoamericana* 23:21-28.

5.21 Representación de producción primaria en ecosistemas tropicales y semiáridos mediante el uso de indicadores fenológicos

Coronel Claudia¹; Madrigal-Gomez José M.²; Alvarado-Barrientos M. Susana^{4,5}; Rojas-Robles Nidia E.³; Méndez-Barroso Luis³; Yépez Enrico³; Lazcano Hugo E.⁵; Villagran-González Dolores³; Nevescanín-Moreno Lucía³; Hernández-Arana Héctor A.⁶; Rivera Miguel Á.³ y Garatuza-Payán Jaime³

¹Centro del Cambio Global y la Sustentabilidad en el Sureste, Centenario Instituto Juárez 142, Reforma, 86080, Villa Hermosa, Tabasco, México.

²Centro de Investigación en Geografía y Geomática, Ing. Jorge L. Tamayo, A.C. Ciudad de México, México, Contoy 127, Lomas de Padierna, 14240, Tlalpan, CDMX.

³Departamento de Ciencias del Agua y Medio Ambiente, Instituto Tecnológico de Sonora, 5 de Febrero 818 Sur, Centro, 85000, Ciudad Obregón, Sonora, México.

⁴Red de Ecología Funcional. Instituto de Ecología, A.C. Carretera antigua a Coatepec 351, El Haya, Xalapa 91070, Veracruz, México.

⁵CONACyT-El Colegio de la Frontera Sur, unidad Chetumal. Av. del Centenario Km. 5.5, Chetumal, Quintana Roo, México.

⁶El Colegio de la Frontera Sur, unidad Chetumal. Av. del Centenario Km. 5.5, Chetumal, Quintana Roo, México.

Autor para correspondencia: jgaratuza@itson.mx

Resumen

Entre los indicadores fenológicos que puede dar seguimiento a la productividad primaria destaca el crecimiento de hojas en la estación productiva. Se revisan métricas fenológicas como el inicio y el final de la estación productiva, la amplitud del crecimiento y la duración del verdor, obtenidas con índices de vegetación EVI y NDVI del sensor MODIS y se comparan con observaciones de flujos como NEE y calor latente medidos con torres de covarianza de vórtices. Las ventanas de análisis de datos satelitales se centraron alrededor de 4 sitios ubicados en ecosistemas contrastantes en el norte y sur del país. El índice EVI representó mejor los ciclos interanuales observados en un bosque de encino, matorral subtropical y el bosque tropical seco, en la región del monzón en Sonora. El verdor presenta un rezago de 2 meses respecto a los pulsos de lluvia en el encinar y el mangle, lo que indica una estrategia de uso de agua hacia la evaporación en la estación productiva y una respuesta funcional hacia la optimización de recursos. Se obtienen correlaciones altas y significativas de NEE y con respecto a los índices y variables forzantes como la precipitación, calor latente y Radiación Fotosintéticamente Activa. Los modelos ajustados son aplicables a las ventanas de análisis observadas con los datos MODIS.

Palabras clave: *índices de vegetación; flujos ecosistémicos; covarianza de vórtices.*

Abstract

Greening is one phenological indicator that feedbacks ecosystem fluxes and productivity at regional and subcontinental scales. Several phenological metrics like starting and ending of growing period, growing amplitude and greening duration were estimated using MODIS vegetation indexes like EVI and NDVI. These metrics were compared with the same traits observed on time series of fluxes such as NEE and latent heat from eddy covariance systems. Analysis windows of MODIS data were centered on 3 different sites observing semiarid environments and one at a tropical ecosystem. EVI index was the best predictor of phenological cycles observed on *Quercus* forest, sinaloan shrubs and dry tropical forest over the North American monsoon region in Sonora, México. The greening response to water pulses had a lag of two months for the *Quercus* forest and mangrove, indicating a water use strategy derived by evaporation during the growing period. This functional response suggests optimization of resources use. Valid correlations between NEE and vegetation indexes, water pulses, latent heat and PAR were found, meaning that different models for primary production can be applied to the analysis window observed with MODIS data.

Key words: *vegetation indexes; water pulses; ecosystem fluxes; eddy covariance.*

Introducción

La fenología estudia el comportamiento de los sistemas vivos que responden a las dinámicas de la atmósfera baja. Los cambios en los eventos fenológicos y la producción primaria son una señal importante de las variaciones climáticas año con año, esto permite ver los cambios del medio ambiente a nivel global. El alcance y cobertura de diversos estudios ecohidrológicos se puede extender hacia la extensión total de un ecosistema si se asumen condiciones homogéneas en las variables forzantes como radiación solar, fisiografía, suelo y meteorología (Shuttleworth, 1988). De esta forma, es posible relacionar datos locales de flujos y productividad primaria en ecosistemas, con indicadores fenológicos obtenidos con índices de vegetación observados con plataformas satelitales de resolución espacial media, como es el caso del sensor MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer). En un trabajo previo se exploró la precisión con la que ciertos indicadores fenológicos, permiten estimar el inicio, magnitud y duración de los periodos de crecimiento y senescencia en los ecosistemas semiáridos (Coronel *et al.*, 2017). Ahora se añade una comparación de la habilidad de los índices para dar seguimiento a la estación productiva en el caso de una asociación de mangle rojo y botoncillo en la Costa norte de Quintana Roo. También se avanza hacia la estimación de productividad primaria mediante estos índices, en la extensión del área de influencia observada por torres de covarianza de vórtices.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El análisis comprende superficies representativas de tres ecosistemas en zonas semiáridas en Sonora: Bosque de encino (BE), matorral subtropical (MT) y bosque tropical seco (BTS); y un ecosistema húmedo tropical de la costa norte de Quintana Roo: Manglar rojo (MR). Las ventanas de observación se centraron alrededor de los sitios donde se encuentran torres de covarianza de vórtices. Para el BTS, hacia el sur de Sonora, la torre de observación se localiza a los 27°00'23.4"N, 108°47'11.1"W en el municipio de Álamos, a una altitud media de 360 m.s.n.m. El sitio en el matorral subtropical se ubicó más al norte, a los 29°44'43.3"N 110°31'55.9"W, en el municipio de Rayón, a una altitud de 632 m.s.n.m. En el municipio de Opedepe sobre la sierra denominada Los locos, se encontraba el sitio del BE, a los 29°58'25.4"N 110°28'17.8"W, a una altitud media de 1300 m.s.n.m. El MR se ubica en el Jardín Botánico Dr. Alfredo Barrera Marín (86°54'17.44" N, 86°54'17.44" W), en Puerto Morelos, Q. Roo., con una altitud de 10 m.s.n.m. La superficie monitoreada es el manglar de franja de Norte a Sur paralela a la costa de Puerto Morelos que dista aprox. 1 km. El dosel está dominado por una asociación de dos especies: *Conocarpus erectus* y *Rhizophora mangle* que presentan crecimiento entrelazado y achaparrado (Carrillo-Bastos *et al.* 2008) (Ver Figura 1 con la ubicación de los sitios).

La extensión muestreada con datos de satélite del encinar y del matorral comprende 100 km², mientras que para el caso BTS se obtuvieron datos para un área de 10000 km². Mientras que para MR la extensión muestreada fue 8 km². La diferencia de área estriba en la distribución espacial actual de los ecosistemas, de los cuales el más endémico y local a la región semiárida es BE. El MR también es endémico a la costa de Quintana Roo.



Figura 1. Ubicación de los sitios de observación de flujos ecosistémicos.

Metodología

Con la intención de avanzar hacia un uso generalizado y adecuado de índices de vegetación para caracterizar ciclos de producción primaria anual en diferentes ecosistemas, se exploró el potencial de estos indicadores para la representación de patrones espacio-temporales de flujos ecosistémicos observados con torres de covarianza de vórtices. Se hizo especial énfasis en la producción neta del ecosistema PNE, debido a su relación directa con indicadores fenológicos. En la técnica de covarianza de vórtices se expresa como la cantidad de CO_2 fijado o restado a la atmósfera (-) o emitido hacia ésta (+), se denomina como Net Ecosystem Exchange o NEE (Reichstein *et al.*, 2005).

Se comparan datos de flujos ecosistémicos como NEE, calor latente (LE), calor sensible (H), Radiación Fotosintéticamente Activa (PAR), variables meteorológicas como precipitación y temperatura del aire para los cuatro ecosistemas mencionados arriba. Estas variables y otras auxiliares fueron medidas con sistemas que emplean el método de covarianza de vórtices ubicados en torres, una en cada ecosistema. Se obtuvieron compuestos de 16 días de productos MODIS de los índices EVI y NDVI con resolución de 250 m, para ventanas de observación centradas en las áreas de contribución de las torres de covarianza de vórtices. Las series de tiempo de índices comprendieron a partir del año 2010.

Los datos de flujos corresponden al año 2014 para el caso del encinar y el matorral subtropical y para el bosque tropical seco se contó con datos del año 2015. En el mangle se iniciaron las mediciones el 13 de junio de 2017 y continúan a la fecha. Debido a fallos de energía durante la noche en la torre del manglar, se utilizó solamente los datos de flujos alrededor del mediodía. Datos faltantes meteorológicos se obtuvieron de la estación de la UASA del ICML de la UNAM en Puerto Morelos.

Se empleó la duración de la estación y la amplitud de la integral para el análisis fenológico comparativo entre ecosistemas (Reed *et al.*, 1994). Además, se compararon estas métricas con los patrones de la estación de crecimiento descritos por NEE, H y LE de cada sitio. Los datos de precipitación, temperatura del aire y otras variables meteorológicas se emplearon como variables forzantes para explicar los patrones de flujos, aunque también se consideró la retroalimentación de los flujos a las variables meteorológicas en la exploración de relaciones entre procesos.

Resultados y Discusión

Según Coronel *et al.* (2017), el BTS en estado secundario se mantiene como sumidero de carbono a partir del día 183 hasta el 300 durante 2015, con una estrategia de uso de agua, conducida por la dinámica estacional en pulsos de la precipitación, y por tanto, donde LE es dominado por la transpiración durante el verano. El año de análisis tuvo una estación húmeda larga, pero con el mismo nivel de producción o amplitud que en años más secos, con un EVI máximo de 0.55 y un NDVI cercano a 0.88. De los índices, el EVI capturó con más precisión el periodo productivo. La correlación de EVI o LE durante el día y la precipitación para periodos contemporáneos fue significativa (R^2 que varía 0.7 a 0.81), en comparación con periodos en rezago por más de 1 mes.

El inicio de estación del matorral subtropical se observó el día 177 (Coronel *et al.*, 2017). Hay referencias de que en este ecosistema, el uso de agua es también conducido por pulsos de lluvia concentrados en la época de verano (Méndez *et al.*, 2014). El final de estación va más allá del día 305 del año, todavía con un valor de cociente de Bowen (H/LE) menor a 5, pero con una tendencia a la baja en LE. Al igual que en BTS el NDVI fue menos preciso como indicador de la producción medida en torres, ya que sobreestima por más o menos 29 días el periodo de crecimiento del MT que se describe con los datos de flujos. La correlación entre EVI y LE, para periodos contemporáneos es significativa ($R^2 = 0.87$).

Según Mendez *et al.* (2009) y Coronel *et al.* (2017), la estrategia dominante durante la producción, en la zona más templada, fue la evaporación del agua en las capas superficiales del suelo y hubo un rezago en el periodo de crecimiento respecto del inicio del verano. De hecho, se encontraron correlaciones significativas para la precipitación y NDVI entre periodos desfasados por 2 meses ($R^2 = 0.77$), en comparación con la correlación para periodos contemporáneos. A su vez la correlación entre NDVI y NEE resultó bastante alta con $R^2 = 0.82$, lo que reveló la precisión del índice para seguir la tendencia del periodo de crecimiento del BE. En los tres primeros casos el EVI es más eficaz en representar el comportamiento de la etapa productiva, principalmente por las limitaciones del NDVI aplicado a doseles más bien dispersos.

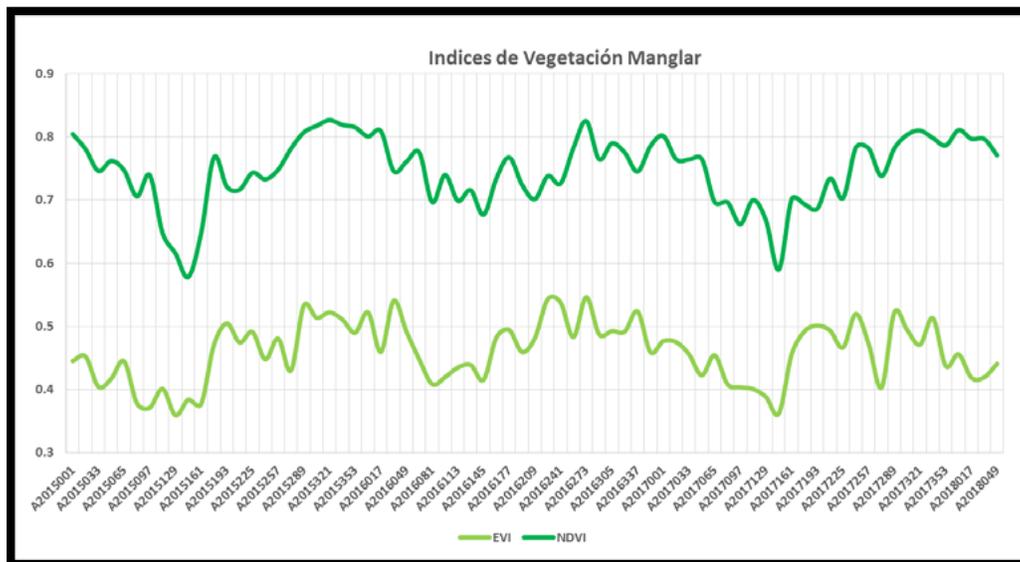


Figura 2. Comportamiento fenológico de los índices de vegetación en Manglar.

Fuente: ORNL DAAC. 2018.

El inicio de estación productiva o “más verde” en el manglar se manifestó el día 170 de 2017, como promedio de los 2 índices, y el final, para inicios de febrero o el día 37 de 2018, aunque el NDVI es

más sensible a los cambios en amplitud del periodo productivo que EVI (Figura 2). La razón es que el ecosistema presenta poca estructura vertical y bastante cobertura horizontal (Carrillo-Bastos *et al.*, 2008), es decir, parece no haber efectos por la reflectancia del suelo o de la penetración vertical de la radiación en la respuesta del índice. Los huracanes pueden afectar severamente la estructura y productividad del mangle como sucedió después del paso del huracán Wilma en 2005, evento que está bien señalado en las series de tiempo de MODIS (datos no mostrados). La vegetación está en regeneración desde ese disturbio natural. El manglar se encuentra en un ambiente sin restricciones en la disponibilidad de agua durante todo el año, sin embargo, el uso de energía muestra que alrededor del inicio de las lluvias (20 de Junio), la respuesta predominante es la evaporación (Bowen < 2.0), con un fijación de C más o menos estable. Hasta ya bien entrado el verano (día 240) se manifiesta la fijación de carbono al alza y la inversión del cociente de Bowen, con la predominancia del calor latente (Figura 3).

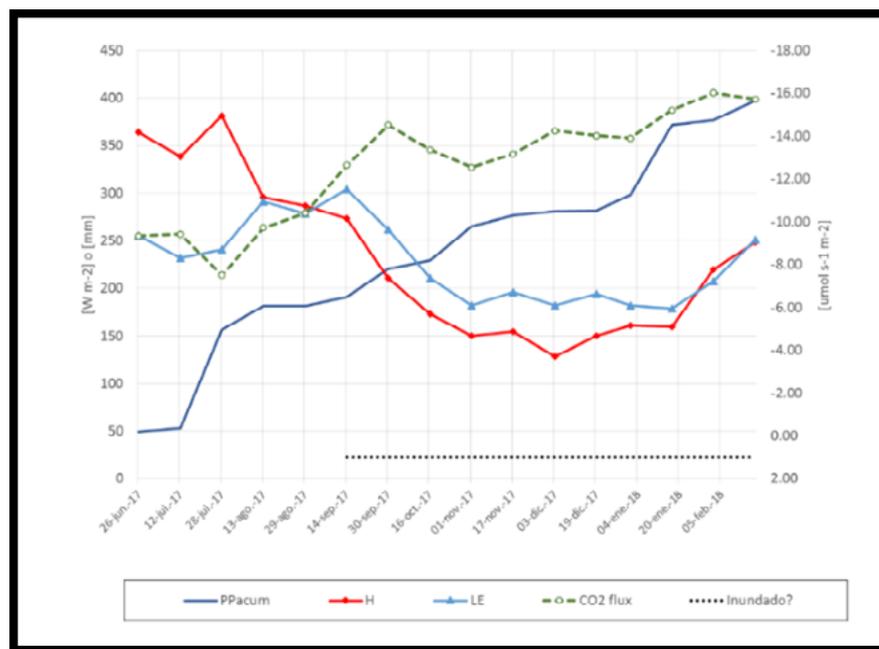


Figura. 3 Estimación de la producción neta del Manglar del verano de 2017 a inicios de 2018. Datos del sitio Puerto Morelos, Quintana Roo. Ecosur, Unidad Chetumal, 2018.

La correlación no lineal entre NDVI y NEE para el manglar fue significativa con un valor $R^2 = 0.57$, mientras que las correlaciones más altas con variables conductoras resultaron con LE y PAR ($R^2 = 0.7$ y $R^2 = 0.68$, respectivamente). Aunque la productividad si presentó correlación no lineal con precipitación ($R^2 = 0.51$ con rezago de 2 meses), no es la humedad disponible la variable con mayor peso en el comportamiento de NEE en el manglar, sino la disponibilidad de energía. Estos resultados son indicativos y no deben tomarse como definitivos ya que se inició recientemente la toma y análisis de datos.

La amplitud del ciclo productivo es muy similar en los años observados para los tres ecosistemas semiáridos, mientras que el manglar presenta la diferencia de max-min más baja con 0.20 en promedio. La similitud entre los primeros tres ecosistemas se debe a que las condiciones meteorológicas son las típicas de años húmedos como lo fueron 2014 y 2015. La menor la amplitud del ciclo productivo para MR (0.24), se relaciona con las condiciones no restrictivas en la humedad del suelo, aunque si se distinguen claramente el inicio y el final del periodo de crecimiento. Las diferencias más importantes estriban en la duración del periodo de verdor, siendo más largo en MR, por tanto, la tasa de senescencia

resultará más alta en los ecosistemas semiáridos que de hecho son caducifolios o semicaducifolios (Ver Cuadro 1).

Respecto del uso de energía también se marcan grandes diferencias, ya que mientras el manglar presenta un cociente de Bowen entre 1.5 a 0.8, los ecosistemas semiáridos como MT y BE tienen un diferencial de más de 100 en la magnitud del cociente entre la época seca y de verano. Centrados en la época productiva es posible diferenciar la eficiencia en la productividad de los ecosistemas asumiendo condiciones no restrictivas de humedad disponible en suelo, aunque el cociente de Bowen fluctúa entre 1 y 0.8 en todos los ecosistemas hay diferencias importantes en la fijación de carbono siendo los valores más altos para el bosque de encino (aproximadamente $-20 \mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$), luego MR con $-15 \mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$ y en menor magnitud BTS.

Cuadro 1. Indicadores fenológicos para los ecosistemas estudiados creados a partir del análisis de series de tiempo de índices.

| Ecosistema | Bosque de encino | Bosque tropical seco | Matorral subtropical | Manglar |
|-----------------------------------|-------------------------|-----------------------------|-----------------------------|----------------|
| Lugar | Locos | Álamos | Rayón | Puerto Morelos |
| EVI Menor | 0.12 | 0.17 | 0.12 | 0.36 |
| EVI Max | 0.45 | 0.54 | 0.45 | 0.52 |
| EVI Diferencia | 0.33 | 0.37 | 0.33 | 0.16 |
| EVI Inicio | 182 | 166 | 182 | 185 |
| EVI Final | 19 | 337 | 337 | 398 |
| Duración del periodo reproductivo | 202 | 171 | 155 | 213 |
| NDVI Menor | 0.23 | 0.35 | 0.2 | 0.55 |
| NDVI Max | 0.76 | 0.82 | 0.7 | 0.79 |
| NDV Diferencia | 0.53 | 0.47 | 0.5 | 0.24 |
| NDVI Inicio | 182 | 166 | 182 | 156 |
| NDVI Final | 19 | 1 | 1 | 406 |
| Duración del periodo productivo | 202 | 200 | 184 | 250 |
| Año | 2014 | 2015 | 2014 | 2017 |

Fuentes ORNL DAAC. 2017 y Coronel *et al.*, 2017.

Claramente es posible generalizar las observaciones de producción primaria a la escala del área de contribución de las torres de flujos con datos de índices de vegetación a una resolución de 250 m y con una extensión de 5 km² para el manglar, de 100 km² para el caso de encinar y el matorral subtropical y de hasta 10 000 km² para el bosque tropical seco. No se está realizando un cambio de escala entre los sitios de observación y el tamaño de un pixel de MODIS. Además, se asume homogeneidad en las condiciones ambientales sobre la extensión de las ventanas de análisis elegidas.

Conclusiones

El índice EVI puede ser una variable relevante en la estimación de productividad primaria en la extensión de ecosistemas con dosel disperso, siempre que se cumpla el supuesto de homogeneidad ambiental en el área a predecir. En el caso de ecosistemas con amplia cobertura horizontal como el mangle, el índice NDVI no presenta dificultades para representar la estación productiva, sin embargo, la fenología del mangle responde no sólo a los pulsos de humedad, también es afectada de forma importante por las condiciones de radiación disponible.

Incorporar en el análisis de la producción primaria las estrategias de uso de agua y energía permite diferenciar funcionalmente los ecosistemas con mayor precisión y comprender mejor las retroalimentaciones entre procesos en la interface suelo-vegetación-atmósfera, por ello, un enfoque

integrativo del análisis fenológico es una alternativa promisoría para la caracterización funcional de los ecosistemas.

Literatura citada

- Bruns, E., F. M. Chmielewski and A. VanVliet. 2003. The Global Phenological Monitoring Concept. pp. 93-104. *In*: Schuartz, M. D. (ed.). Phenology: An Integrative Environmental Science (Tasks for Vegetation Science). Ed. Kluwer Academic Publishers
- Carrillo-Bastos, A., E. M. Elizalde-Rendón, N. Torrescano-Valle y G. Flores-Ortiz. 2008. Adaptación ante disturbios naturales, manglar de Puerto Morelos, Quintana Roo, México. *Foresta Veracruzana* 1: 31-38.
- Coronel, C., J. M. Madrigal-Gomez, M. S. Alvarado-Barrientos, N. E. Rojas-Robles; L. Méndez-Barroso, E. A. Yépez, D. Villagran-González, I. Gámez-Badouin, L. Nevescanín-Moreno, M. A. Rivera y J. Garatuza-Payán. 2017. Patrones geoespaciales en la producción primaria de ecosistemas semiáridos mediante el uso de indicadores fenológicos. pp. 627-633. *In*: Estado Actual del conocimiento del Ciclo del Carbono y sus interacciones en México: Síntesis a 2017. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. ISBN: 978-607-96490-5-0.
- Méndez-Barroso, L., E. Vivoni, C. Watts and J. Rodríguez. Seasonal and interannual relations between precipitation, surface soil moisture and vegetation dynamics in the North American monsoon region, *J. Hydrol.* 377:59-70.
- Méndez-Barroso, L., E. Vivoni, A. Robles, G. Mascaró, E. Yépez, J. Rodríguez, C. Watts, J. Garatuza and J. Saíz. 2014. A modeling approach reveals differences in evapotranspiration and its partitioning in two semiarid ecosystems in Northwest Mexico. *Water Resources Research* 50:1-24.
- Reed, B., J. Brown, D. VanderZee, T. Loveland, J. Merchant and D. Ohlen. 1994. Measuring phenological variability from satellite imagery. *Journal of Vegetation Science* 5:703-714.
- Reichstein, M., E. Falge, D. Baldocchi, D. Papale, M. Aubinet and P. Berbigier. 2005. On the separation of net ecosystem exchange into assimilation and ecosystem respiration: review and improved algorithm. *Global Change Biology*. 11:1424-1439.
- Shuttleworth, W. 1988. Macrohydrology- The new challenge for process hydrology, *J Hydrol.* 100:31-56.
- ORNL DAAC. 2017. MODIS Collection 6 Land Products Global Subsetting and Visualization Tool. ORNL DAAC, Oak Ridge, Tennessee, USA. 2018. Subset obtained for MOD13Q1 product at 20.8461N, 86.8991W, time period: 2000-02-18 to 2018-04-07, and subset size: 6.25 x 6.25 km. (Accessed April 25, 2018) <https://doi.org/10.3334/ORNLDAAC/1379>.

5.22 Efecto de perturbaciones en almacenamiento de carbono en suelos de Villaflores, Chiapas, México

Velázquez-Sanabria Carlos A.¹; Gómez-Castro Heriberto²; Soto-Pinto María L.³; Pinto-Ruiz Rene² y Guevara-Hernández Francisco²

¹ Biodiversidad, Medio Ambiente, Suelo y Agua, A.C., 5ª oriente norte #37, CP. 30470, Villaflores, Chiapas, México.

² Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad Autónoma de Chiapas, Villaflores, Chiapas, México.

³ Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México.

Autor para correspondencia: cavs58@gmail.com

Resumen

El objetivo del estudio fue evaluar el impacto que tienen las actividades humanas sobre el almacenamiento de carbono en tres ecosistemas del municipio de Villaflores, Chiapas. La investigación se realizó en dos etapas, en la primera se ubicaron y seleccionaron los ecosistemas a partir de un análisis en un sistema de información geográfica (SIG), así como la identificación de las actividades humanas de mayor importancia, a través de una revisión bibliográfica, entrevista semiestructurada a actores clave y observación directa. La segunda etapa consistió en cuantificar y comparar el carbono existente en sitios perturbados y no perturbados en los ecosistemas seleccionados; a partir de un inventario forestal, se tomaron medidas dasométricas de los árboles para estimar el carbono almacenado en ellos, por medio de las fórmulas alométricas recopiladas por De Jong (2015). A lo anterior se agregó el material orgánico muerto (MOM) y el carbono orgánico presente en el suelo a profundidades de 10 y 20 cm. Por último, se sumó el carbono por estrato (árboles, MOM y suelo) para obtener el carbono total por ecosistema y perturbación, para posteriormente hacer comparaciones utilizando un diseño completamente al azar, considerando como factores al ecosistema y al tipo de perturbación, con una comparación de medias (Tukey, $P \leq 0.05$) y discusión de los resultados. Los ecosistemas seleccionados fueron el bosque mesófilo, bosque de pino y selva baja, en donde se observaron que las perturbaciones que mayormente afectan el almacenamiento de carbono son la extracción de leña, la producción de café, las actividades agropecuarias y los incendios forestales. En las comunidades de la parte alta de la sierra hay una tendencia a la “ganaderización”, lo cual se puede constatar por un incremento de 22 880.66 ha en el periodo comprendido entre los años 2007 y 2013 (INEGI, 2014), a pesar de encontrarse dentro de un Área Natural Protegida.

Palabras clave: *perturbaciones; inventario forestal; carbono almacenado; manejo del territorio.*

Abstract

The objective of the study was to evaluate the impact that human activities have on carbon storage in three ecosystems of the municipality of Villaflores, Chiapas. The research was carried out in two stages, in the first stage the ecosystems were located and selected from an analysis in a geographic information system (GIS), as well as the identification of the most important human activities, through a bibliographic review, semi-structured interview with key actors and direct observation. The second stage consisted in quantifying and comparing the existing carbon in disturbed and undisturbed sites in the selected ecosystems; from a forest inventory, tree-diameter measurements were taken to estimate the carbon stored in them, using the allometric formulas compiled by De Jong (2015). To this was added the dead organic material (MOM) and the organic carbon present in the soil at depths of 10 and 20 cm. Finally, the carbon was added by stratum (trees, MOM and soil) to obtain the total carbon by ecosystem and disturbance, to later make comparisons using a completely random design, considering

as factors the ecosystem and the type of disturbance, with a comparison of means (Tukey, $P < 0.05$) and discussion of the results. The selected ecosystems were the mesophilic forest, pine forest and low forest, where it was observed that the disturbances that mainly affect carbon storage are the extraction of firewood, coffee production, agricultural activities and forest fires. In the communities of the high part of the mountain there is a tendency to "livestock", which can be verified by an increase of 22880.66 ha in the period between 2007 and 2013 (INEGI, 2014), despite being found within a Protected Natural Area.

Key words: *disturbances; forest inventory; stored carbon; territory management.*

Introducción

Actualmente, las condiciones ambientales que aseguran la supervivencia de los seres vivos en el planeta han experimentado cambios. Las repercusiones se hacen notar en los sistemas sociales y económicos, con sus respectivas consecuencias para la flora y fauna en general (IPCC³, 2007).

Las perturbaciones ambientales son, de acuerdo con Pickett y White (1985), "eventos que ocurren de manera relativamente discreta en el tiempo y modifican el estado, el ambiente físico o la estructura de un ecosistema, comunidad o población, reiniciando procesos de regeneración y sucesión". La comprensión de la importancia ecológica de las perturbaciones en ecosistemas particulares, sobre todo en respuesta a la perturbación humana, requiere estudios integrativos realizados a través de los programas de investigación a largo plazo (Foster *et al.*, 1998). Actualmente, esta información es deficiente para la mayoría de los ecosistemas mexicanos, en particular para los trastornos humanos a gran escala, como la deforestación, uso de la tierra y el agua, y la contaminación del aire. La conservación involucra necesariamente una paradoja, ya que se busca preservar sistemas que, de entrada, son dinámicos y cambiantes (White y Bratton, 1980; Botkin, 1990; Ostfeld *et al.*, 1997).

Con base a lo anterior, surge el interés de generar de información sobre las perturbaciones en los ecosistemas y los efectos que tienen sobre el almacenamiento de carbono en el suelo, tomando en cuenta el ámbito social, ambiental y productivo, bajo el supuesto que es posible desarrollar acciones de manejo de ecosistemas perturbados, a partir de la identificación de las diferentes actividades humanas que impactan dichos ecosistemas para promover su restauración, protección y/o conservación.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El presente trabajo se realizó en seis sitios (tres perturbados y tres no perturbados) de tres ecosistemas del municipio de Villaflores, Chiapas, el cual se encuentra ubicado entre la Depresión Central y la Sierra Madre, entre las coordenadas 93° 03' 31.49" y 93° 46' 22.71" al Oeste y 16° 10' 00.28" y 16° 35' 05.57" al Norte. Cuenta con una extensión territorial de 1 232.10 km², de los cuales más de 70 000 ha son de uso forestal, esto es, bosques, selvas y vegetación secundaria. Su punto más alto se encuentra sobre el Cerro Tres Picos a 1 823 msnm. El clima cálido-subhúmedo con abundantes lluvias en verano y un periodo de sequía intraestival (canícula) entre los meses de julio y agosto; la temperatura oscila entre los 14°C en los meses de diciembre y enero, y 38°C, o más, en los meses de abril y mayo. Los meses de lluvia van de mayo a octubre, de noviembre a enero son meses con humedad residual y el resto son meses de estiaje (CEIEG⁴, 2012).

3 Panel Intergubernamental de Cambio Climático

4 Centro Estatal de Información, Estadística y Geografía



Metodología

De los nueve ecosistemas naturales presentes en el municipio de Villaflores (INEGI, 2013), se seleccionaron a tres de ellos, tomando en cuenta los siguientes criterios:

- Tamaño del ecosistema (superficie en hectáreas, con base a la información de INEGI, 2013).
- Presencia de áreas con ecosistemas perturbados y no perturbados por el hombre (de acuerdo con los análisis SIG de a la capa de uso de suelo y vegetación de la serie V del INEGI, 2013).
- Conocimientos previos de actividades humanas en ecosistemas cercanos a comunidades (de acuerdo con los resultados de entrevistas aplicadas).

En esta fase de la investigación, se identificaron las actividades agrícolas, ganaderas y forestales, a partir de una revisión bibliográfica (FIRCO⁵, 2007). Se realizó una valoración rural rápida (VRR) levantando información sobre la percepción de la población local utilizando entrevistas semiestructuradas y observación directa (Jackson e Ingles, 2004).

Para determinar la cantidad de carbono almacenado en los ecosistemas estudiados y, por consecuencia, conocer la magnitud de la pérdida de la capacidad de almacenar por cada una de las actividades identificadas, se realizó un inventario forestal y análisis de suelo.

Se identificaron conglomerados con ocho sitios perturbados y ocho sitios no perturbados en cada uno de tres ecosistemas seleccionados previamente, para hacer un total de cuatro conglomerados y 48 sitios muestreados. Los sitios para cuantificar la estructura, composición y carga de material orgánico muerto (MOM) y la capa orgánica del suelo se basó en el método de líneas de intersección o intersecciones planares (Van Wagner, 1982; Brown, 1974). El diseño del muestreo dasonómico es sistemático y estratificado por conglomerados. La recolección de datos se realizó por medio de formatos elaborados a partir del Inventario Nacional Forestal y de Suelos (INFyS) de la Comisión Nacional Forestal, lo que permitió identificar las variables cuantitativas y cualitativas a medir.

Con los datos de la altura de los árboles, DAP y número de individuos obtenidos en cada conglomerado muestreado, se extrapolaron los datos a una hectárea y después a la cobertura total del ecosistema. Con la información de las especies identificadas por ecosistema, se seleccionaron las ecuaciones recopiladas por De Jong *et al.* (2015), de diferentes investigaciones realizadas en el estado o estados con características ambientales y de vegetación similares, por ecosistema que correspondían a las especies antes mencionadas, dichas ecuaciones seleccionadas se muestran en el Cuadro 1.

Cuadro 1. Fórmulas seleccionadas para cada ecosistema estudiado.

| Ecosistema | Fórmula | Autor y año |
|-----------------|--|-----------------------------|
| Bosque mesófilo | $[\text{Exp}[-2.193]*[\text{DBH}^{2.412}]]$ | Acosta <i>et al.</i> , 2002 |
| Bosque de pino | $[0.058]*[[[\text{DBH}^2]*\text{TH}]^{0.919}]$ | Ayala, 1998 |
| Selva baja | $[0.5825]*[\text{DBH}^{1.6178}]$ | Návar, 2009 |

DBH= Diámetro a la Altura del Pecho (1.30 m)
TH= Altura total.

El procedimiento que se siguió para la obtención del Material Orgánico Muerto (MOM) consistió en la medición de la profundidad y recolección de muestras de hojarasca y fermento en un cuadro de 30x30 cm a una distancia de 2 y 4 m de cada transecto trazado con respecto al centro del sitio evaluado. Posteriormente, secaron al sol hasta un peso constante para obtener el peso seco. Después de esto se obtuvo la densidad aparente, de acuerdo con la fórmula siguiente:

$$\rho = \left(\frac{p}{a * h} \right) \times 10$$

donde:

ρ = Densidad aparente ($\text{Mg}^{-1} \text{ha}^{-1} \text{mm}^{-1}$)

p = peso seco (g)

a = área del cuadro (cm^2)

h = Promedio de las profundidades de hojarasca (cm)

10= Constante para convertir la densidad de hojarasca g cm^{-3} en $\text{t ha}^{-1} \text{mm}^{-1}$

La densidad aparente se multiplicó por la profundidad y se obtuvo la carga de capa orgánica (t ha^{-1}). Estos resultados se multiplicaron por el valor de 0.45, considerando que ésta es la fracción de carbono presente en la vegetación (kg C /kg MS) (IPCC, 2006).

Para la obtención de las muestras de suelo, se siguieron las especificaciones marcadas en la NOM-021-RECNAT-2000, que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudios, muestreos y análisis. En cada sitio de estudio, se obtuvieron muestras de suelo a dos profundidades distintas: de 0 a 10 cm y de 10 a 20 cm con la ayuda de una Barrena Hoffer. El muestreo se realizó en zigzag sobre el sitio del ecosistema en estudio, para obtener muestras compuestas de suelo. Posteriormente se envió a laboratorio para sus análisis correspondientes, en donde se obtuvieron los datos de densidad aparente y carbono orgánico, a través de los métodos de la probeta y Walkley y Black (1934), respectivamente.

El contenido de carbono en el suelo se calculó a partir de los valores de carbono orgánico, densidad aparente y profundidad de muestreo, a partir de la fórmula siguiente (MacDiken, 1997):

$$CS = CC * DA * P$$

donde:

CS = Carbono en suelo ($\text{t ha}^{-1} \text{C}$)

CC = Contenido de carbono (%)

DA = Densidad aparente (g cm^{-3})

P = Profundidad de muestreo (a 10 y 20 cm respectivamente)

Una vez que se tienen los datos de los tres estratos analizados (árboles, material leñoso caído y suelo), se conformó una base de datos en una hoja electrónica (Excel, 2010) en donde se sumaron por ecosistema y perturbación, para su análisis correspondiente.

Los análisis de datos para la comparación entre ecosistemas, perturbaciones y sus efectos combinados, se realizaron con un programa para análisis estadístico (SAS, 2000), para lo cual se utilizó un diseño completamente al azar con dos factores y comparación múltiple de medias con un 95% de confiabilidad (Tukey, $P < 0.05$).

El modelo utilizado fue el siguiente:

$$Y_{ijk} = \mu + A_i + B_j + (AB)_{ij} + E_{ijk}$$

donde:

Y_{ijk} = Variable respuesta en la repetición k, nivel j de perturbación, nivel i de ecosistema.

μ = Media general.

A_i = Efecto del factor ecosistema en el nivel i.

B_j = Efecto del factor perturbación en el nivel j.

$(AB)_{ij}$ = Efecto de la interacción ecosistema/perturbación al nivel i, j.

E_{ijk} = Error aleatorio

Resultados y Discusión

El Cuadro 2 resume la información sobre los ecosistemas y sus perturbaciones, así como las fechas de fundación y sus actividades productivas de mayor importancia en los últimos 20 años en cada comunidad.

Cuadro 2. Principales perturbaciones identificadas en las comunidades en estudio.

| Ecosistema | Comunidad | Perturbación actual | Perturbación anterior (20 años) | Año de fundación |
|-----------------|---------------------|--|--|------------------|
| Bosque mesófilo | Villahermosa | Café, leña, palma camedor, maíz y ganadería | Café, leña y maíz | 1970 |
| | Nueva Independencia | Café, leña y maíz | Café y leña | 1991 |
| Bosque de pino | Tierra y Libertad | Café, maíz, leña y ganadería | Café, leña y maíz | 1967 |
| | Champerico* | Leña, incendios forestales, maíz y frijol | Leña, incendios forestales, maíz y frijol | 1995 |
| | Niquidámbur | Maíz, frijol, café, leña, incendios forestales y ganadería | Leña, maíz y frijol | 1971 |
| | Tres Picos | Maíz, leña, resina, frijol y ganadería | Maíz, leña, frijol, incendios forestales y ganadería | 1972 |
| | California | Maíz, leña, resina, frijol y ganadería | Maíz, leña, frijol, incendios forestales y ganadería | 1986 |
| Selva baja | Agrónomos Mexicanos | Maíz, frijol, leña y ganadería | Maíz, frijol, leña y ganadería | 1945 |
| | Guadalupe Victoria | Maíz, frijol, leña y ganadería | Maíz, frijol, leña y ganadería | 1938 |
| | Roblada Grande | Maíz, frijol, leña y ganadería | Maíz, frijol, leña y ganadería | 1966 |

Fuente: Elaboración propia con datos de entrevistas aplicadas (2015).

* En Champerico, aunque los productores no tienen ganado, los terrenos son rentados para ganadería para el uso del rastrojo de sus cultivos.

Se identificaron a la(s) especie(s) representativa por ecosistema de acuerdo con el inventario forestal, en el Cuadro 3 se muestra la cantidad y especies con nombres comunes y científicos por ecosistema.

Cuadro 3. Concentrado de especies encontradas en los ecosistemas muestreados en Villaflores, Chiapas.

| Ecosistema | Cantidad de especies | Especies representativas |
|-----------------|----------------------|---|
| Bosque mesófilo | 31 | <i>Quercus peduncularis</i> , <i>Liquidambar styraciflua</i> , <i>Couepia poliandra</i> |
| Bosque de pino | 1 | <i>Pinus oocarpa</i> |
| Selva baja | 30 | <i>Bursera excelsa</i> , <i>Genipa americana</i> , <i>Bursera instabilis</i> |

Fuente: BIOMASA, 2014

En el Cuadro 4 se presenta la superficie afectada por cada una de las actividades, durante el periodo del 2007 al 2014. En dicho Cuadro resaltan que las perturbaciones por extracción de leña y actividades agropecuarias son las que tienen presencia en los tres ecosistemas estudiados, seguidos de los incendios

forestales (dos ecosistemas) y cultivo de café (un ecosistema). Dentro de dichas perturbaciones, la extracción de leña en los bosques de pino impacta en un 83.65% del total de la superficie del ecosistema, en la selva baja en un 87.63% y en el bosque mesófilo en un 32.07%; mientras que las actividades agropecuarias afectaron en un 50% la superficie total de las selvas bajas y el 20.60% de la superficie del bosque mesófilo en este periodo. Se identifica que el cultivo del café es la única perturbación que está impactando al bosque mesófilo, con un 7.68% del total de su superficie.

Cuadro 4. Superficie afectada por las perturbaciones en cada ecosistema.

| Perturbación | Superficie y porcentaje del ecosistema ha (%) | | |
|-----------------------|--|-------------------|-------------------|
| | Bosque mesófilo | Bosque de pino | Selva baja |
| Café* | 823.75 (07.36) | - | - |
| Leña** | 3 587.26 (32.07) | 36 718.59 (83.65) | 20 631.31 (87.63) |
| Incendios forestales* | - | 1 123.50 (02.56) | 171 (00.73) |
| Agropecuario* | 2 303.43 (20.60) | 1,045.96 (02.38) | 23 587.57 (50.18) |

* Durante el periodo 2007-2014.

** De acuerdo a INEGI, 2010.

Al analizar las cuatro perturbaciones identificadas de manera conjunta (Cuadro 4), se encontró que la extracción de leña es la de mayor superficie ha impactado en los tres ecosistemas estudiados.

En el Cuadro 5 se muestra la cantidad de carbono obtenida al aplicar las fórmulas alométricas seleccionadas. En un primer análisis para el carbono contenido en toda la superficie de los ecosistemas, se puede observar que los bosques de pino y mesófilo presentan las cantidades de carbono más altas con 2 987 179.12 y 1 774 847.70 t C, mientras que la selva baja almacena solamente 723 836.47 t C.

Cuadro 5. Carbono contenido en árboles por ecosistema muestreado.

| Ecosistema | Superficie (ha) | Perturbación | Cantidad de carbono árbol ⁻¹ (kg) | Cantidad de carbono (t ha ⁻¹ C) | Cantidad de carbono por ecosistema (t C) |
|-----------------|-----------------|------------------|--|--|--|
| Bosque mesófilo | 11,185 | Café | 316.32* | 184.13 | 1 774 847.70 |
| | | Sin perturbación | 158.86* | 133.23 | |
| | | Incendio | 187.15 | 46.25 | |
| Bosque de pino | 43,896 | Ganadería | 70.11 | 41.21 | 2 987 179.12 |
| | | Sin perturbación | 285.09 | 92.37 | |
| | | Incendio | 30.20 | 22.38 | |
| Selva baja | 23,543 | Leña | 52.69 | 23.88 | 723 836.47 |
| | | Sin Perturbación | 36.66 | 38.36 | |

*Existe una selección de árboles acorde al cultivo.

Para el caso de las perturbaciones estudiadas, el cultivo de café en el bosque mesófilo presenta los resultados más altos en el carbono almacenado con 184.14 t ha⁻¹ C seguido del bosque mesófilo sin perturbación con 133.23 t ha⁻¹ C. Mientras que los datos más bajos obtenidos son para la selva baja afectada por incendios forestales y extracción de leña, con 22.38 y 23.88 t ha⁻¹ C, respectivamente.

Cuando se observa la cantidad de carbono almacenado por ecosistema, encontramos que el bosque de pino presenta el valor más alto con 2 987 179.12 t C, seguido del bosque mesófilo con 1 774 847.70 t C y la selva baja con 723 836.47 t C, esto se debe a la superficie total de cada ecosistema, ya que el

bosque de pino presenta una superficie total de 43 896 ha, la selva baja tiene 23 543 ha y el bosque mesófilo con 11 185 ha.

Se calculó el carbono almacenado en el material orgánico muerto (MOM), a partir de los datos y muestras de campo, se obtuvieron los datos que se muestran en el Cuadro 6, donde se observa que el bosque mesófilo es el que mayor cantidad de carbono contenido en este estrato tiene, mientras que el bosque de pino perturbado (ganadería o incendio forestal) reporta los datos más bajos de la investigación.

Cuadro 6. Biomasa y carbono total en material orgánico muerto por ecosistema y perturbación.

| Ecosistema | Perturbación | Biomasa total en MOM (t ha ⁻¹) | Carbono total en MOM (t ha ⁻¹ C) |
|-----------------|------------------|---|--|
| Bosque mesófilo | Café | 76.43 | 34.39 |
| | Sin perturbación | 108.60 | 48.87 |
| Bosque de pino | Incendio | 2.52 | 1.13 |
| | Ganadería | 2.52 | 1.13 |
| | Sin perturbación | 3.35 | 1.51 |
| Selva baja | Incendio | 6.08 | 2.74 |
| | Leña | 6.88 | 3.10 |
| | Sin perturbación | 8.33 | 3.75 |

La Figura 1 muestra los resultados obtenidos del análisis de laboratorio al suelo en dos profundidades (10 y 20 cm) por ecosistema y perturbación. En dicha Figura se observa que el ecosistema de bosque mesófilo, perturbado o no, presenta los contenidos de carbono más altos con un promedio de 94.16 t ha⁻¹ C, mientras que el bosque de pino y la selva baja contienen, en promedio, 41.59 y 40.64 t ha⁻¹ C, respectivamente. La perturbación que más afecta el contenido de carbono en el suelo sigue siendo la extracción de leña, mientras que el cultivo del café favorece una mayor acumulación de carbono.

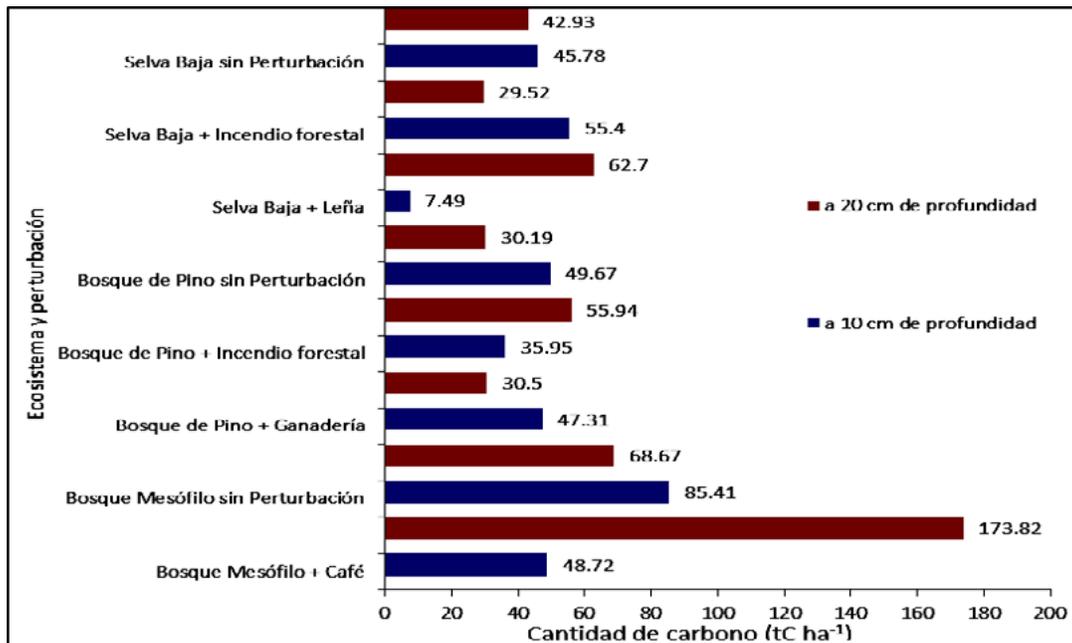


Figura 1. Carbono en suelo a dos profundidades en los ecosistemas y perturbaciones estudiadas.

En el Cuadro 7, se analizan de los datos obtenidos en el programa estadístico, en donde se encontró que la cantidad de carbono total almacenado (árboles, materia orgánica muerta y suelo) en el bosque mesófilo ($321.56 \text{ t ha}^{-1} \text{ C}$) es estadísticamente diferente con respecto al bosque de pino y selva baja (106.08 y $78.60 \text{ t ha}^{-1} \text{ C}$, respectivamente).

Cuadro 7. Cantidad de carbono almacenado por ecosistema estudiado.

| Ecosistema | Carbono almacenado ($\text{t ha}^{-1} \text{ C}$) |
|-----------------|--|
| Bosque mesófilo | 321.56 ^a |
| Bosque de pino | 106.08 ^b |
| Selva baja | 78.60 ^b |

Letras distintas en columna muestran diferencias significativas, Tukey ($P \leq 0.05$)

Así mismo en el Cuadro 8, se presenta un análisis a los efectos de las perturbaciones estudiadas, encontrándose que la cantidad de carbono almacenado donde hay café, fue de $392.35 \text{ t ha}^{-1} \text{ C}$, lo cual resultó estadísticamente diferente que, en las áreas con extracción de leña, incendio forestal y actividades agropecuarias, con 89.68 , 78.98 y $72.84 \text{ t ha}^{-1} \text{ C}$.

Cuadro 8. Cantidad de carbono total almacenado en ecosistema con algún tipo de perturbación estudiada (incluye árboles, materia orgánica muerta y suelo).

| Perturbación | Carbono almacenado ($\text{t ha}^{-1} \text{ C}$) |
|------------------------------------|--|
| Cultivo de café | 392.35 ^a |
| Extracción de leña | 89.68 ^b |
| Afectación por incendio forestal | 78.98 ^b |
| Avance de la frontera agropecuaria | 72.84 ^b |

Letras distintas en columna muestran diferencias significativas, Tukey ($P \leq 0.05$)

Para finalizar, se realizó la comparación de la combinación de los factores ecosistemas y perturbaciones existentes, en donde no se hallaron diferencias estadísticas en la cantidad de carbono almacenado.

Literatura citada

- BIOMASA. 2014. Implementación de estrategias y actividades de manejo de recursos naturales en el municipio de Villaflores, Chiapas. Reporte de actividades. Documento interno.
- Botkin, D. B. 1990. *Discordant harmonies: A new ecology for the twenty-first century*. Oxford University Press, Nueva York.
- Brown, J. K. 1974. *Handbook of inventorying downed woody material*. Gen. Tech. Rep. INT-16. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station. 24 p.
- CEIEG (Centro Estatal de Información, Estadística y Geografía). 2012. Información del Municipio de Villaflores. Secretaría de Planeación y Finanzas. Chiapas. México.
- De Jong, B., F. Rojas-García, P. Martínez-Zurimendi and F. Paz-Pellat. 2015. Database of 478 allometric equations to estimate biomass for Mexican trees and forests. *Annals of Forest Science* DOI 10.1007/s13595-015-0456-y
- Fideicomiso de Riesgo Compartido (FIRCO). 2007. Plan Rector de Producción y Conservación de la microcuenca Villahermosa.
- Foster D. R., D. H. Knight and J. F. Franklin. 1998. Landscape patterns and legacies resulting from large, infrequent forest disturbances. *Ecosyst* 1:497-510.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2013. México en cifras: estadísticas municipales de Villaflores, Chiapas. <http://www3.inegi.org.mx/sistemas/Movil/MexicoCifras/mexicoCifras.aspx?em=07108&i=e>
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2014. Conjunto Nacional de Uso de Suelo y Vegetación a escala 1: 250,000, Serie V, DGG-INEGI, México.
- IPCC (Panel Intergubernamental de Cambio Climático). 2006. "Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4: Agriculture, Forestry, and Other Land Use." <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4>.
- IPCC (Panel Intergubernamental de Cambio Climático). 2007. Resumen Técnico. In *Cambio Climático 2007: Mitigación. Contribución del Grupo de Trabajo III al Cuarto Informe de Evaluación del Panel Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático*. In: Metz, B., O. R. Davidson, P. R. Bosch, R. Dave and L. A. Meyer (eds.). Cambridge University Press, Cambridge, UK y NY.



- Jackson, W. J. y A. W. Ingles. 2004. *Técnicas Participativas para Actividades Forestales Comunitarias: Manual de Campo*. UICN, Gland, Suiza y Cambridge, RU y Fondo Mundial para la Naturaleza, Gland, Suiza, xii + 128 p.
- MacDiken, K. 1997. *A Guide to Monitoring Carbon Storage In Forestry and Agroforestry Projects*. Arlinton, VA. Winrock International Institute for Agricultural Development.
- Ostfeld, R. S., S. T. A. Pickett, M. Shachak and G. E. Likens. 1997. Defining the scientific issues. pp. 3-10. *In: Pickett, S. T. A., R. S. Ostfeld, M. Shachack y G. E. Likens (eds.). The ecological basis of conservation: Heterogeneity, ecosystems, and biodiversity*. Chapman & Hall, Nueva York.
- Pickett, S. T. A. and P. S. White (eds.). 1985. *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, Orlando.
- SAS (Software Analysis Statistic). 2000. Institute Inc. SAS/Stat Useris Guide, Release 6.03. Edition. Cary, NC: SAS Institute inc. 1028 p.
- Van Wagner, C. E. 1982. Practical aspects of the line intersect method. Canadian Forestry Service, Petawawa National Forestry Institute, Chalk River, Ont. Information Report PI-X-12.
- Walkley, A. and I. Black. 1934. An examination of the Degtjareff method and a proposed modification of the chromic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci.* 34:29-38.
- White, P. S. and S. P. Bratton. 1980. After preservation: Philosophical and practical problems of change. *Biological Conservation* 18:241-255.

5.23 Carbono arbóreo aéreo almacenado en la zona de manejo forestal de Santiago Xiacuí, Oaxaca, México

Cortés-Pérez Melquiades¹; Leyva-Pablo Tania¹; Fuentes-Ponce Mariela¹; De León-González Fernando¹; Paz-Pellat Fernando² y Santiago-García Wenceslao³

¹Departamento de Producción Agrícola y Animal, Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco, Calzada del Hueso 1100, Col. Villa Quietud, 04960 Ciudad de México, México.

²Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo. Carretera México-Texcoco km 36.5. Montecillo, Texcoco, Edo. de México, México.

³Instituto de Estudios Ambientales-División de Estudios de Postgrado, Universidad de la Sierra Juárez. Avenida Universidad s/n, Ixtlán de Juárez, Oaxaca, México, 68725.

Autor para correspondencia: yaguar.jo@gmail.com

Resumen

Los ecosistemas forestales son considerados los sumideros terrestres de CO₂ más extensos e importantes a nivel mundial, por lo cual se deberían adoptar medidas orientadas a la conservación y manejo sostenible de los bosques. En el presente estudio se estimó carbono arbóreo aéreo de la zona de manejo forestal de Santiago Xiacuí, Oaxaca, en una superficie de 1 129.596 ha. Para ellos se consideró el diámetro normal (Dn) y altura total (At) registrados en el inventario forestal del 2015, para la estimación del volumen de las especies inventariadas, posteriormente, se estimó el contenido de carbono multiplicando el volumen total de cada especie por su densidad promedio y el factor 0.5 de contenido de carbono del IPCC. Los resultados de contenido de carbono se relacionaron con los rodales de manejo forestal y los tipos de vegetación presentes. Se encontró que el contenido total de carbono almacenado en la zona de manejo forestal fue de 178 937.565 Mg C, con un contenido total de carbono de 158.408 Mg C ha⁻¹. Las especies etiquetadas en el inventario forestal como “Otras hojosas” presentaron el mayor contenido de carbono con 32.887 Mg C ha⁻¹. El rodal VI resultó con el mayor contenido de carbono por hectárea con 205.782 Mg C ha⁻¹ caracterizado por vegetación de encino-pino y manejado con el sistema silvícola MMOBI. La estimación del contenido de carbono en los bosques es útil para el establecimiento de línea base y conocer la dinámica del carbono.

Palabras clave: *encino-pino; línea base; inventario forestal; rodal.*

Summary

Forest ecosystems are considered the most extensive and important terrestrial CO₂ sinks in the world, which is why measures should be adopted for the conservation and sustainable management of forests. In the present study, aerial arboreal carbon was estimated from the forest management area of Santiago Xiacuí, Oaxaca, in an area of 1 129 596 ha. For them, the normal diameter (Dn) and total height (At) recorded in the forest inventory of 2015 were considered, for the estimation of the volume of inventoried species, later, the carbon content was estimated by multiplying the total volume of each species by its average density and the 0.5 carbon content factor of the IPCC. The results of carbon content were related to the stands of forest management and the types of vegetation present. It was found that the total carbon content stored in the forest management area was 178 937 565 Mg C, with a total carbon content of 158 408 Mg C ha⁻¹. The species labeled in the forest inventory as "Other leafy" had the highest carbon content with 32.887 Mg C ha⁻¹. The VI stand resulted with the highest carbon content per hectare with 205 782 Mg C ha⁻¹ characterized by oak-pine vegetation and managed with the MMOBI silvicultural system. The estimation of carbon content in forests is useful for the establishment of baseline and knowing the carbon dynamics.

Key words: *oak-pine; base line; forest inventory; stand.*

Introducción

Los ecosistemas forestales son considerados los sumideros terrestres de CO₂ más extensos e importantes a nivel mundial (Kurz *et al.*, 2016), juegan un papel crucial en la regulación del clima, debido a la capacidad de la vegetación de almacenar carbono (Dixon *et al.*, 1994). El contenido de carbono es variable según la especie y tejido del árbol (Gayoso y Guerra, 2005; Yereña *et al.*, 2012).

En las últimas décadas, en México se ha desarrollado una modalidad de manejo forestal que opera a partir de ejidos y comunidades, que considera la venta de recursos forestales (madera), sin dejar atrás la conservación de los bosques (Durán *et al.*, 2005), lo que ha disminuido las tasas de deforestación (Palacio Prieto *et al.*, 2000; Bray *et al.*, 2007). Los bosques templados de la Sierra Norte de Oaxaca han estado sujetos al manejo forestal por más de 50 años (Illescas-Aparicio, 2016), esta trayectoria ha generado una amplia tradición forestal (UZACHI, 2003), que empezó mediante la adopción de dos métodos silvícolas denominados: Método de Desarrollo Silvícola (MDS) en combinación con el Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregulares (MMOBI).

El objetivo del trabajo fue calcular el contenido de carbono arbóreo aéreo en la zona de manejo forestal de Santiago Xiacuí, Oaxaca, relacionar los resultados con los tipos de vegetación y especies presentes. El conocimiento del contenido de carbono en la biomasa es de utilidad para el levantamiento de línea base para futuros proyectos negociables en el mercado de carbono.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en el núcleo agrario de Santiago Xiacuí (Figura 1), en la Sierra Norte de Oaxaca, en una superficie de 1,871.28 ha (RAN, 2005), de las cuales, 1,732.450 ha están destinadas al manejo forestal, dividida a su vez en área de conservación y aprovechamiento restringido con 447.3 ha y en área de producción 1,29.596 ha (Manzano *et al.*, 2016). Esta última se subdivide en superficie de producción forestal con el MDS (717.947 ha) y con MMOBI (483.009 ha), en donde predomina el bosque de pino-encino y encino-pino (UZACHI, 2014; Manzano *et al.*, 2016).

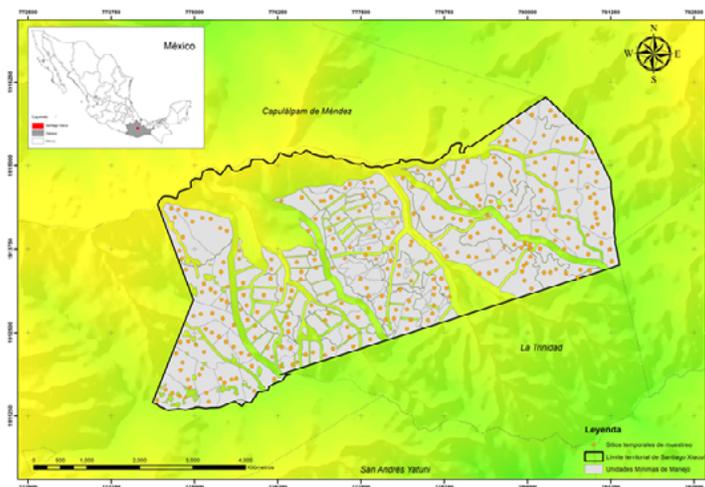


Figura 1. Predio comunal de Santiago Xiacuí, Ixtlán, Oaxaca. Los puntos dentro del predio indican los sitios temporales de muestreo del inventario forestal del 2015.

Los datos utilizados para el estudio se obtuvieron del Inventario Forestal (IF) del Programa de Manejo Forestal 2016-2024 (PMF 2016-2024) de Santiago Xiacuí, Ixtlán, Oaxaca. El tamaño de muestra fue de 316 sitios temporales de muestreo de forma circular con dimensiones de 1000 m², distribuidos en 6 rodales o unidades de manejo. El IF fue levantado en el año 2015 y se diseñó con base en la metodología del Sistema de Planeación Forestal de Bosque Templado (SiPlaFor) (Manzano *et al.*, 2016).

Estimación del almacén de carbono aéreo

Para estimar el carbono arbóreo aéreo: (a) se agruparon los sitios temporales de muestreo con base en las 61 Unidades Mínimas de Manejo (UMM) establecidas en la cartografía del PMF 2016-2024, (b) se calculó el volumen individual de los árboles inventariados, mediante las variables de diámetro normal con corteza (Dn) y altura total (At).

El volumen individual se calculó con la ecuación 1 de volumen total árbol con corteza (VTAcc) del Sistema Biométrico Forestal para el manejo de los bosques de México (SiBiFor) (Vargas-Larreta *et al.*, 2017), y para aquellas especies que no contaron con ecuaciones específicas, se utilizaron las ecuaciones generadas para el inventario forestal de Oaxaca (SARH, 1985).

$$VTAcc = a_0 \times Dn^{a1} \times At^{a2} + b_0 \times Dn^2 \quad (1)$$

donde, *VTAcc* es el volumen total árbol con corteza en m³, *Dn* diámetro normal con corteza en cm, *At* altura total en m y los parámetros *a0*, *a1*, *a2* y *b0*, varía de acuerdo con la especie.

Una vez calculado el volumen individual por especie, se estimó el contenido de carbono almacenado en cada una de las 61 UMM con la ecuación 2 (Pacheco *et al.*, 2015):

$$CA = VM \times \delta \times CC \quad (2)$$

donde, *CA* es carbono almacenado en madera en Mg C, *VM* es el volumen total árbol con corteza en m³, δ es la densidad de la madera por especie en Mg m³⁻¹ y *CC* es el contenido de carbono 0.5 (valor por defecto, IPCC, 2003).

Los valores de la densidad de la madera por especie se obtuvieron por medio de búsquedas en la literatura científica publicada en México (Fuentes, 1998; INE-SEMARNAT, 2006; Nájera y García, 2009; CONAFOR, 2013; Ordóñez *et al.*, 2015). Se obtuvo el contenido de carbono por UMM, y por unidad de superficie. Para relacionar los contenidos de carbono con el tipo de vegetación, se agruparon las UMM con base en la cartografía de tipos de vegetación del PMF 2016-2024 de Santiago Xiacuí (modificado de la Serie V de INEGI, 2011) sumándose los contenidos de carbono de cada grupo.

Resultados y Discusión

Se registraron 28 374 árboles pertenecientes a 30 especies diferentes, de las cuales, 7 son Pináceas, 8 Encinos, 13 Latifoliadas y 2 clasificadas como otras coníferas. Las especies más abundantes fueron las registradas en el IF como “Otras hojosas”, seguidas de *Quercus crassifolia*, *Tilia mexicana*, *Quercus laurina* y *Pinus patula*.

Almacén de carbono aéreo total

El carbono almacenado en toda el área de manejo forestal de Santiago Xiacuí (1 129.596 ha) fue de 178 937.565 Mg C (158.408 Mg C ha⁻¹). (Cuadro 1), cantidad comparable con los 168.300 Mg C ha⁻¹

estimados por Hernández-Martínez *et al.* (2016) y los 177 Mg C ha⁻¹ obtenidos por Ordóñez *et al.* (2016), ambos en bosques templados bajo manejo forestal.

El rodal VII resultó con el mayor almacén de carbono con 38 056.895 Mg C, sin embargo, el rodal con mayor contenido de carbono por hectárea fue el VI con 205.782 Mg C ha⁻¹, ambos rodales se caracterizaron por estar en vegetación de encino-pino y manejados con el sistema silvícola MMOBI (Cuadro 1).

Cuadro 1. Almacén de carbono en los rodales de la zona de manejo forestal de Santiago Xiacuí, Ixtlán, Oaxaca.

| Rodal* | Superficie total de las UMM agrupadas por rodal (ha) | Mg C | Mg C ha ⁻¹ | Sistema silvícola |
|--------|--|-------------|-----------------------|-------------------|
| I | 234.113 | 23 033.049 | 98.384 | MMOBI |
| II | 148.380 | 21 436.998 | 144.474 | MDS |
| IV | 210.393 | 31 314.755 | 148.839 | MDS |
| V | 177.970 | 30 662.995 | 172.293 | MMOBI |
| VI | 167.327 | 34 432.872 | 205.782 | MMOBI |
| VII | 191.413 | 38 056.895 | 198.821 | MMOBI |
| Total | 1 129.596 | 178 937.565 | 158.408 | --- |

*Las UMM se agruparon con base en los rodales que les corresponde para el PMF 2016-2024, sumándose los contenidos de carbono de cada grupo; Los rodales están definidos por características permanentes que tiene un mismo indicador de potencial productivo (NOM-152-SEMARNAT-2006).

Almacén de carbono aéreo por especie

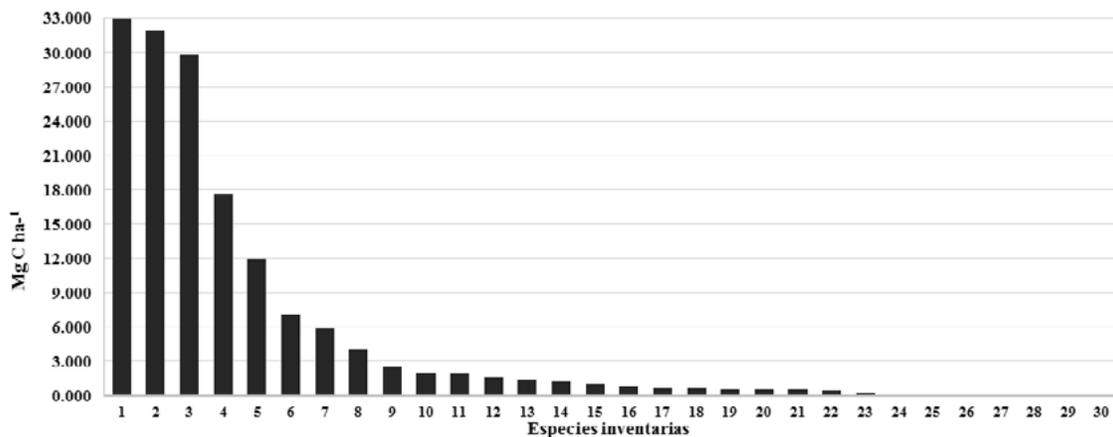


Figura 2. Estimación del contenido de carbono por especie en Santiago Xiacuí, en una superficie de 1129.596 ha

1: Otras hojosas, 2: *Quercus laurina*, 3: *Pinus patula*, 4: *Pinus pseudostrabus*, 5: *Quercus crassifolia*, 6: *Pinus douglasiana*, 7: *Tilia mexicana*, 8: *Pinus oaxacana*, 9: *Pinus ayacahuite*, 10: *Quercus rugosa*, 11: *Quercus scytophylla*, 12: *Pinus leiophylla*, 13: *Quercus spp*, 14: *Pinus teocote*, 15: *Oreopanax xalapensis*, 16: *Clethra mexicana*, 17: *Arbutus xalapensis*, 18: *Quercus elliptica*, 19: *Quercus glabrescens*, 20: *Alnus acuminata*, 21: *Morus spp*, 22: *Prunus serótina*, 23: *Fraxinus udhei*, 24: Otras coníferas, 25: *Juniperus deppeana*, 26: *Taxus globosa*, 27: *Litsea glauscesens*, 28: *Quercus corrugata*, 29: *Abies hickelii* Flous et Gauss, 30: *Prunus capuli*.

Las especies más abundantes fueron las etiquetadas en el IF como “Otras hojosas” las cuales almacenaron 32.887 Mg C ha⁻¹, seguidas de *Quercus laurina* con 31.986 Mg C ha⁻¹ y posteriormente el *Pinus patula* con 29.851 Mg C ha⁻¹, las demás especies presentaron un almacén menor a 20 Mg C ha⁻¹. En la Figura 2 se muestra el contenido de carbono por superficie de las 30 especies registradas.

Almacén de carbono aéreo por tipo de vegetación

La zona de manejo forestal presenta dos tipos de vegetación: bosque de encino-pino y pino-encino, de los cuales, el que almacenó más carbono fue el bosque de encino-pino con 175.2 Mg C ha⁻¹, seguido del bosque de pino-encino con 136.017 Mg C ha⁻¹ (Cuadro 2).

Cuadro 2. Almacén de carbono por tipo de vegetación en la zona de manejo forestal de Santiago Xiacuí, Ixtlán, Oaxaca.

| Tipo de vegetación | Contenido de carbono almacenado en Mg C | Superficie | Mg C ha ⁻¹ |
|-----------------------|---|------------|-----------------------|
| Bosque de encino-pino | 112 897.093 | 644.066 | 175.288 |
| Bosque de pino-encino | 66 040.471 | 485.530 | 136.017 |

El contenido de carbono (175.288 Mg C ha⁻¹) del bosque de encino-pino de este estudio es comparable con la estimación de Calvo *et al.* (2011) de 152 Mg C ha⁻¹ para Zicuirán-Infiernillo, Michoacán. Sin embargo, es superior a la estimación de Rojas-García y Paz Pellat (2016) con 75 Mg C ha⁻¹ para el Estado de México. Para el bosque de pino-encino (136.017 Mg C ha⁻¹), los resultados se encuentran por debajo de los reportados por Álvarez y Rubio (2013) con 208.7 Mg C ha⁻¹ para comunidades colindantes de Santiago Xiacuí y 152 Mg C ha⁻¹ reportados por Balam *et al.*, (2011) para Xilitla, San Luis Potosí.

La variación de los resultados del presente estudio respecto a otras estimaciones puede deberse a varias causas, por ejemplo, los bosques de Santiago Xiacuí fueron aprovechados severamente por una empresa paraestatal hace más de 50 años (Bray *et al.*, 2007), lo que disminuyó las existencias en volumen (Pacheco *et al.*, 2015), esto comparado con datos de zona de conservación. Otras posibles causas pudieran ser las metodologías empleadas para la estimación del contenido de carbono.

Conclusiones

El contenido total de carbono almacenado en la zona de manejo forestal de Santiago Xiacuí, fue de 178 937.565 Mg C, con un contenido total de carbono de 158.408 Mg C ha⁻¹. El rodal VI resultó con el mayor contenido de carbono por hectárea con 205.782 Mg C ha⁻¹ caracterizado por vegetación de encino-pino y manejado con el sistema silvícola MMOBI. Las especies etiquetadas como “Otras hojosas” presentaron el mayor contenido de carbono con 32.887 Mg C ha⁻¹, y el tipo de vegetación con mayor contenido fue el bosque de encino-pino con 175.2 Mg C ha⁻¹ manejado con el sistema silvícola MMOBI.

El presente estudio permitió conocer el almacén de carbono del bosque sujeto a manejo forestal, el conocimiento del contenido de carbono en los bosques es de utilidad para el levantamiento de líneas base, que es una herramienta para evaluar los almacenes de carbono de forma dinámica, además pueda ser utilizado en futuros proyectos negociables en el mercado de carbono.

Literatura citada

- Álvarez, S. y A. Rubio. 2013. Línea base de carbono en bosque mixto de pino-encino de la Sierra Juárez Oaxaca, México, aplicación del modelo CO₂fix v.3.2. Revista Chapingo 9:135-136.
- Balam, L., F. Torres, A. Ordóñez, R. Rojas, F. Jiménez, E. Caballero y V. Carmona, V. 2011. Estimación del contenido y captura potencial de carbono en biomasa aérea y valoración económica, en la Reserva Forestal Xilitla, San Luis Potosí, México. pp. 53-59. In: Paz, F. y R. Cuevas (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis 2011. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono.
- Bray, D. B.; L. Merino y D. Barry. 2007. Los bosques comunitarios de México: Manejo sustentable de paisajes forestales. México D.F., Instituto Nacional de Ecología. 444 p.
- Calvo, E. G., E. J. Juárez-Pérez, J. A. Menéndez and A. Arenillas. 2011. Fast microwave-assisted synthesis of tailored mesoporous carbon xerogels. Journal of Colloid and Interface Science 357:541-547.
- CONAFOR (Comisión Nacional Forestal). 2013. Fichas técnicas sobre características tecnológicas y usos de maderas comercializadas en México. Comisión Nacional Forestal, Coordinación General de Educación y Desarrollo Tecnológico, Zapopan, Jalisco.
- Durán, E., J. F. Mas and A. Velázquez 2005. “Land use/cover change in community-based forest management regions and protected areas in Mexico”. In: Bray, D. B., L. Merino-Pérez and D. Barry (eds.), The Community Forests of Mexico, University of Texas Press, Texas, 83:215-238.
- Gayoso, J. y J. Guerra. 2005. Contenido de carbono en la biomasa aérea de bosques nativos en Chile. Bosque 26:33-38.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2011. Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México. 9 p.
- INE-SEMARNAT (Instituto Nacional de Ecología-Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2006. Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero 1990- 2002. México.



- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), 2003. Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry. *In:* Penman, J., M. Gytarsky, T. Hiraishi, T. Krug, D. Kruger, R. Pipatti, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, K. Tanabe and F. Wagner. (eds.). The Institute for Global Environmental Strategies (IGES). Kanagawa, Japón. 632 p.
- Kurz W. A., R. A. Birdsey, V. S. Mascorro, D. Greenberg, Z. Dai, M. Olguin y R. Colditz. 2016. Modelización y evaluación integradas de la dinámica del carbono forestal en América del Norte: herramientas para monitorear, registrar en informes y proyectar emisiones y remociones de gases de efecto invernadero en el sector forestal, Comisión para la Cooperación Ambiental, Montreal, 24 p.
- Manzano, F., R. Sandoval y F. J. Rosas. 2016. Programa de manejo forestal para el aprovechamiento de recursos forestales maderables. Oaxaca. 361 p.
- Ordóñez Díaz, B. J. A., A. Galicia, N. J. Venegas, T. Hernández, M. de J. Ordóñez y R. Dávila-Sotelo. 2015. Densidad de las maderas mexicanas por tipo de vegetación con base en la clasificación de J. Rzedowski: compilación Madera y Bosques 21:77-126. ISSN: 1405-0471. Instituto de Ecología, A.C. Xalapa, México.
- Pacheco, G., E. Durán y J. A. Ordóñez. 2015. Estimación del carbono arbóreo en el área de manejo forestal de Ixtlán de Juárez, Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 6:126-145.
- Palacio-Prieto, J. L., G. Bocco, A. Velázquez, J. F. Mas, F. Takaki-Takaki, A. Victoria, L. Luna-González, G. Gómez-Rodríguez, J. López-García, M. Palma-Muñoz, I. Trejo-Vázquez, A. Peralta-Higuera, J. Prado-Molina, A. Rodríguez-Aguilar, R. Mayorga-Saucedo and F. González-Medrano. 2000. La condición actual de los recursos forestales en México: resultados del Inventario Forestal Nacional. 2000. *Boletín del Instituto de Geografía* 43:183-203.
- RAN (Registro Agrario Nacional). 2005. Registro Agrario Nacional. México. www.ran.mx. (Consulta: abril 01, 2018).
- Rojas-Garía, F. y F. Paz-Pellat. 2016. Estimación de almacenes de carbono en todos los usos de suelo del Estado de México. Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2016. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Texcoco, Estado de México, México. ISBN 978-607-96490-4-3. 732 p.
- SARH (Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos). 1985. Memoria del Inventario Forestal del estado de Hidalgo, Manejo y aprovechamiento de los recursos forestales. 69 p.
- SEMARNAP/PROCYMAF. 2000. Proyecto de Conservación y Manejo Sustentable de Recursos Forestales en México (PROCYMAF). Balance de tres años de ejecución. 29 p.
- UZACHI (Unión de comunidades productoras forestales Zapotecas y Chinantecas). 2003. Unión de comunidades productoras forestales Zapotecas y Chinantecas. Programa de manejo forestal persistente para el aprovechamiento maderable de la comunidad de Capulálpam de Méndez, Ixtlán, Oaxaca.
- UZACHI (Unión de comunidades productoras forestales Zapotecas y Chinantecas). 2014. Desarrollo de protocolos para el monitoreo participativo (MCP) de los acervos de carbono y co-beneficios ambientales en la UZACHI. Alianza México REDD+. Oaxaca de Juárez, Oaxaca. 86 p.

5.24 Biomasa microbiana asociada al carbono en la selva baja caducifolia del Noroeste de México

Velez-Ruiz Ana M.¹; Rojas-Robles Nidia E.¹ y Yépez Enrico A.^{1,2}

¹Departamento de Ciencias del Agua y Medio Ambiente, Instituto Tecnológico de Sonora. 5 de Febrero 818 Sur, Centro, CP 85000, Ciudad Obregón, Sonora.

²Laboratorio Nacional de Geoquímica y Mineralogía (LANGEM), Sede Regional Sur de Sonora, 5 de Febrero 818 Sur, Centro, CP 85000, Ciudad Obregón, Sonora.

Autor para correspondencia: enrico.yepez@itson.edu.mx

Resumen

La selva baja caducifolia ha sido severamente afectada en su dinámica funcional por las actividades antropogénicas, lo que conlleva a cambios en sus servicios ecosistémicos de regulación y soporte. Para evaluar la función edáfica se utiliza la biomasa microbiana, un parámetro biológico que indica la calidad del suelo y representa su fracción lábil. En la actualidad se cuenta con poca información sobre impactos por el cambio de uso de suelo en la microbiota edáfica, por ello se realizó este estudio en una Selva Baja Caducifolia en la Sierra de Álamos, Sonora. Se seleccionaron tres sitios dentro de un gradiente sucesional: i) una SBC madura, ii) una SBC secundaria (selva transformada y en regeneración desde hace 35 años) y iii) una SBC en sucesión temprana (~9 años). En estas zonas se colectaron muestras de suelos con el objetivo de cuantificar la biomasa microbiana asociada al carbono por el método de fumigación-extracción y el porcentaje de carbono total contenido en los suelos. A diferencia del sitio maduro, los sitios temprano y secundario presentan un contenido menor de BM-C y porcentaje de CT, sin embargo, después de los meses más húmedos (*i.e.* septiembre) la biomasa microbiana y el carbono total del suelo fueron mayores en los sitios en sucesión temprana, sugiriendo un control importante de la microbiota del suelo en la dinámica del C en este sitio.

Palabras clave: *biogeociencias; carbono en suelo; gradiente sucesional; fumigación-extracción; Álamos.*

Abstract

The tropical deciduous forest (TDF) has been severely affected in its functional dynamics caused by anthropogenic activities, which leads to changes in its ecosystem services of regulation and support. To evaluate the edaphic function, the microbial biomass is used as a biological parameter that indicates the quality of soils and represents its labile fraction. There is a lack of information about the impacts on soil microbiota at the TDF in northwest Mexico, so this study was carried out in a low deciduous forest located in Sierra de Álamos, Sonora. Three sites were selected following a successional gradient: i) a mature TDF, ii) a secondary TDF (forest transformed and in regeneration for 35 years) and iii) a TDF in early succession (~9 years). Soil samples were collected in these sites, with the objective of quantifying the microbial biomass associated with carbon using a fumigation-extraction method and quantifying the percentage of total carbon contained in these soils as well. Unlike the mature site, the early and secondary sites have a low content of MB-C and a low percentage of TC, however after the wettest months (*i.e.* September) microbial biomass and total C were highest at the early succession site, suggesting an important control of the soil microbiota in the soil carbon dynamics at this site.

Key words: *biogeosciences; soil carbon; successional gradient; fumigation-extraction; Alamos.*

Introducción

Actualmente se presentan consecuencias tales como el deterioro del suelo, pérdida de materia orgánica, erosión y reducción de la actividad biológica sobre los ecosistemas provocados por las actividades antropogénicas, que se ven reflejadas en cambios de la dinámica del sistema, lo que por ende afecta los servicios ecosistémicos de regulación y soporte. Es importante conocer la biomasa microbiana ya que es un parámetro biológico que se refiere a la fracción viva de la materia orgánica en los suelos. La calidad ambiental y la productividad de los ecosistemas están relacionados con el mantenimiento de la biomasa microbiana del suelo, la cuál esta influenciada por las practicas de manejo y disturbio.

La biomasa microbiana (BM) es un indicador funcional de la dinámica del carbono en el suelo (Iglesias, 2009) y por lo tanto señala el potencial de mineralización de C que tienen los suelos, independientemente de la función de cada organismo de la comunidad microbiana (Cadena *et al.*, 1998).

Dado que se cuenta con poca información sobre los impactos en la microbiota edáfica, se cuantificó la biomasa microbiana asociada al carbono en suelos bajo tres condiciones diferentes: sitio abandonado, sitio maduro y sitio intermedio en la Reserva Natural Monte-Mojino del Río Cuchujaqui manejada por Naturaleza y Cultura Internacional, ubicada en la Sierra de Álamos.

Materiales y Métodos

Sitios de estudio

El presente estudio se realizó en una selva baja caducifolia localizada la Reserva Monte Mojino, dentro del Área de Protección de Flora y Fauna Sierra de Álamos-Río Cuchujaqui en el estado de Sonora. La selección de los sitios de estudio se realizó según los cambios de uso de suelo y el patrón de disturbio de acuerdo con su estado sucesional: i) una SBC madura, ii) una SBC secundaria (selva transformada y en regeneración desde hace 35 años) y iii) una SBC en sucesión temprana (~9 años).

Diseño experimental

Las muestras de suelos para el estudio fueron tomadas en tres sitios con diferente sucesión ecológica (maduro, secundario y temprano) de la Reserva Monte-Mojino (ReMM) ubicada en la Sierra de Álamos, siguiendo el Protocolo de Sandoval-Maritz (2013a). En cada uno de los sitios se realizaron cinco muestreos, para un total de quince muestras. Se tomó una muestra de los primeros 20 centímetros de suelo tomando como referencia un punto central y se colecto una muestra a 60 m del punto central a hacia cada punto cardinal.

Carbono asociado a la biomasa microbiana (método de incubación – extracción)

La biomasa microbiana es medida por medio de carbono orgánico total basado en el método de fumigación-extracción (Vance *et al.*, 1987), exponiendo un grupo de muestras de suelo a cloroformo durante 24 horas de incubación a 25°C dentro de un desecador junto con una caja Petri con agua para mantener la humedad durante el proceso. Pasadas 24 horas de incubación, el desecador se lleva a una campana de extracción para eliminar el olor de cloroformo. Se procede a adicionar sulfato de potasio 0.5N y agitar las muestras para proceder a su extracción. El grupo de muestras no fumigadas se coloca en las mismas condiciones al mismo tiempo que comienza la fumigación.

Los extractos de carbono extraídos de las muestras de suelo fueron procesados en el equipo TOC-L Analyzer (Schimadzu Inc.) para la obtención del carbono orgánico total en mg L⁻¹ para su posterior conversión a ugC gSs⁻¹. El C en la biomasa microbiana del suelo fue calculado según:

$$BM_C = Ec/Kec \quad (1)$$

donde E_c es la diferencia entre diferencia entre el C determinado en las muestras fumigadas con respecto al C determinado en las muestras no fumigadas. K_{ec} fue considerada 0.38 (Vance *et al.*, 1987; Wu *et al.*, 1990).

Carbono Total

Se encapsularon 20 ug/g de suelo no fumigado en capsulas prensadas de estaño (5 x 9 mm) por cada muestra recolectada de cada punto cardinal muestreado por sitio, para obtener un total de quince muestras no fumigadas por sitio y por período de colecta. Cada capsula pesó alrededor de 20 ug/g. La concentración de %C se determinó mediante un analizador elemental (Flash 2000; Thermo Fisher) a 950°C de combustión.

Humedad de suelo

La humedad de suelo de cada muestra se determinó in situ al momento de coleccionar las muestras con un analizador de humedad volumétrica ML2 Theta probe acoplado a un datalogger HH2 (Delta T, Devices Inc.).

Análisis estadístico

Los resultados fueron analizados con el software de análisis de datos estadísticos y gráficos Statgraphic S Plus 5.1, en el cual se realizó la prueba de contraste Kruskal-Wallis para ver si hay diferencias estadísticas entre los diferentes sitios por mes para biomasa microbiana asociada al carbono, carbono total y humedad de suelo en cada fecha de muestreo.

Resultados y Discusión

La magnitud de la biomasa microbiana varió en el tiempo, pero solamente mostro diferencias significativas entre sitios durante el mes de septiembre. La biomasa microbiana asociada al carbono en los tres sitios de selva baja caducifolia dentro del gradiente de sucesión, analizada entre junio, julio, agosto y septiembre del 2017, mostro ser mayor en el mes de septiembre, teniendo así una diferencia significativa con los meses de junio, julio y agosto (Figura 1).

Las diferencias entre sitios durante septiembre sugieren que los sitios maduro y temprano son diferentes al secundario, que anteriormente era un área de pastoreo ya que mostro una baja cantidad de BM-C.

La humedad del suelo influye en las propiedades fisico-químicas del suelo, tales como las concentraciones de nutrientes minerales en soluciones de suelo (Misra y Tyler, 1999), lo que sucesivamente influye en la población microbiana y su actividad. En la SBC de Álamos las lluvias comienzan en el mes de Julio, presentando los valores máximos en entre julio y agosto y un franco decremento en septiembre. En el sitio de estudio, junio no registro lluvias, julio tuvo 237 mm de lluvia, agosto 170 mm y septiembre 66 mm. Este patrón de lluvias podría explicar la variación temporal de la biomasa microbiana asociada al C en la SBC.

Los suelos húmedos sostienen diversas comunidades microbianas, sin embargo, una humedad excesiva en el suelo puede reducir la biomasa microbiana (Silva *et al.*, 2008). Siendo que julio y agosto fueron los meses más lluviosos del año y el mes en donde se registraron los porcentajes más altos de humedad < 27% de contenido de humedad volumétrica. Valores cercanos a la capacidad de campo de

estos suelos podrían estar limitando la biomasa microbiana. En contraste durante el mes de septiembre, con suelos más drenados el desarrollo de la biomasa microbiana aumento.

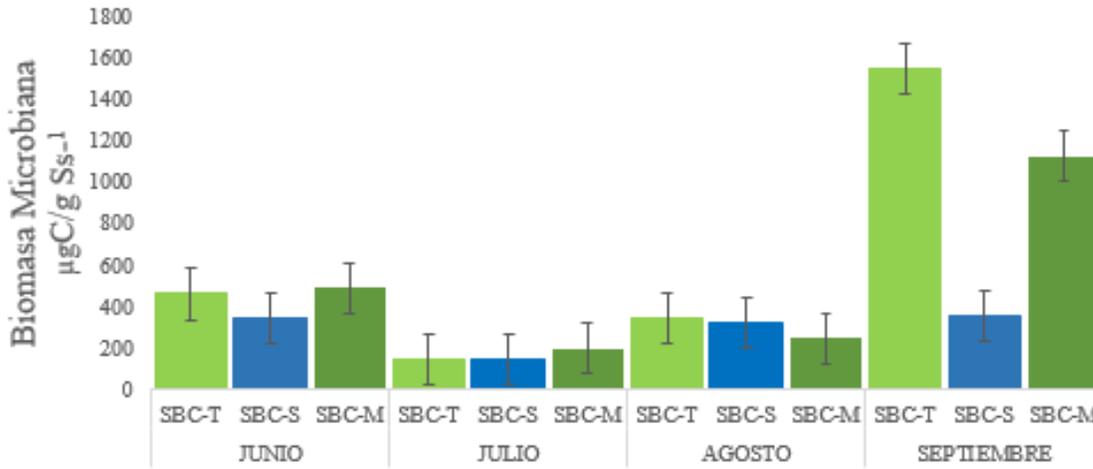


Figura 1. Biomasa microbiana asociada al carbono relacionada con la humedad de suelo en un gradiente sucesional de selva baja caducifolia en la Sierra de Álamos, Sonora. Los datos son promedios por sitio y período de recolección, ± su error estándar (n = 5).

El carbono total es una medida analítica del contenido de carbono, incluye el carbono inorgánico y el orgánico. En la Figura 2, se presentan los resultados del porcentaje del contenido de C total analizado en muestras sin fumigar; se observa que hay una tendencia a una mayor cantidad de %CT en el sitio maduro durante Junio y Julio, mientras que el sitio en sucesión temprana muestra los valores mayores durante los meses húmedos de Agosto y Septiembre. Notablemente, las diferencias en el carbono total durante los meses de agosto y septiembre son consistentes con las tendencias de la biomasa microbiana en donde el sitio en sucesión temprana mostro los valores más altos, sugiriendo que en este sitio la microbiota tiene un rol dominante en el ciclo del C durante los meses húmedos.

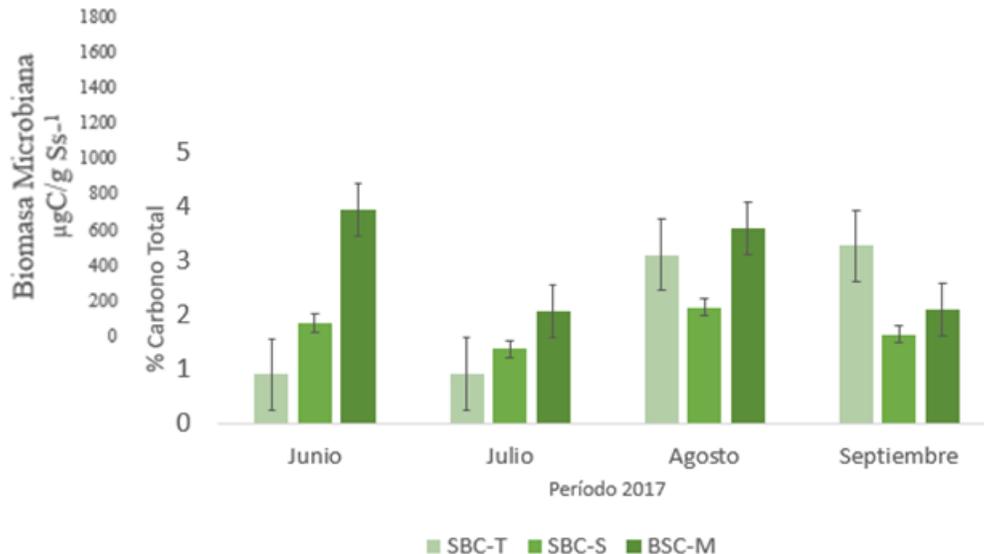


Figura 2. Porcentaje de carbono total de suelo en un gradiente sucesional de selva baja caducifolia en la Sierra de Álamos, Sonora. Los datos son promedios por sitio y período de recolección, ± su error estándar (n = 5).

En nuestro estudio llama también la atención que en el sitio secundario fue el sitio que presentó un contenido de carbono total en el suelo más constante durante los cuatro meses del año evaluado ($1.75\% \pm 0.30$ ds), lo cual coincide también con el patrón de variabilidad de la biomasa microbiana asociada al carbono la cual es también notoriamente invariable en este sitio, y en particular en durante septiembre cuando los otros dos sitios muestra un importante incremento con respecto a los meses previos.

Las alteraciones de corto y mediano plazo de los procesos y de los microorganismos que regulan la disponibilidad de nutrientes en el suelo disminuyen de manera general la fertilidad del suelo, provocando una reducción en la tasa de mineralización del carbono orgánico del suelo y una pérdida de las formas disponibles de carbono y nutrientes, lo que puede repercutir en una disminución en la capacidad del ecosistema para el almacenamiento de Carbono (Sandoval-Aguilar *et al*, 2015).

Conclusiones

Como consecuencia de las actividades antropogénicas, la Selva Baja Caducifolia localizada en la Sierra de Álamos, Sonora se encuentra fragmentada en varios estados sucesionales. La biomasa microbiana asociada al carbono y el carbono total fue menor para el sitio perturbado (secundario) manteniéndose con menos de $400 \mu\text{C/g Ss}^{-1}$ BM-C y menos de 2.5% de CT durante el período de los cuatro meses evaluados, mientras que el sitio maduro con 17 años sin perturbaciones alcanzó el 4% de contenido de CT y disminuyó a 2% durante el mes de septiembre, pero ascendió a $1\ 200 \mu\text{C/g Ss}^{-1}$ durante este mismo mes. Por consiguiente, el sitio maduro tiene una buena calidad de suelo y se puede esperar que el ecosistema tenga una buena dinámica funcional dentro de esa zona.

Las diferencias en el carbono total durante los meses de agosto y septiembre son consistentes con las tendencias de la biomasa microbiana en donde el sitio en sucesión temprana mostro los valores más altos, sugiriendo que en este sitio la microbiota tiene un rol dominante en el ciclo del C durante los meses húmedos.

Agradecimientos

A Naturaleza y Cultura Internacional (NCI) por el acceso a la Reserva Monte Mojino. Al Área de Protección de Flora y Fauna Sierra de Álamos Rio Cuchujaqui (CONANP). Se agradece por el apoyo en laboratorio a los maestros Alba Muñoz y Rafael Ángulo. Y por el apoyo en campo a Guillermo López y Juan Rivas.

Literatura citada

- Cadena, S. F., J. A. Castillo, K. M. Samann and R. Madriñan. 1998. Estimación de la biomasa microbiana en suelos de ladera bajo diferentes sistemas de manejo. *Acta Agronómica*, Volumen 48:37-42.
- Iglesias, M. T. 2009. Estudio del carbono de la biomasa microbiana en suelos alterados. *Lazaroa* 29:117-123.
- Misra A and G. Tyler. 1999. Influence of soil moisture on soil solution chemistry and concentrations of minerals in the calcicoles *Phleum phleoides* and *Veronica spicata* grown on a limestone soil. *Ann. Bot.* 84:401-410.
- Sandoval-Aguilar M; S. De los Santos-Villalobos, A. Peláez-Álvarez, T. Coyotl-Barrios, J. Garatuza-Payan y E. A. Yépez. 2015. Función microbiana asociada al carbono en sitios de sucesión ecológica de un bosque tropical seco. pp 356-362. *In: Paz, F y J. Wong-González (eds.) Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México Síntesis a 2014. Programa Mexicano del Carbono, Texcoco, Estado de México, México, ISBN: 978-607-96490-2-9*
- Silva C. C., M. L. Guido, J. M. Ceballos, R. Marsch and L. Dendooven. 2008. Production of carbon dioxide and nitrous oxide in alkaline saline soil of Texcoco at different water contents amended with urea: A laboratory study. *Soil Biology and Biochemistry* 40:1813-1822.
- Vance, E. D., P. C. Brookes and D. S. Jenkinson. 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil biology and Biochemistry* 19:703-707.
- Wu, J., P. C. Brookes and D. S. Jenkinson. 1990. Measurement of soil microbial biomass C by fumigation extraction an automated procedure. *Soil, Biology and Biochemistry* 22:1167-1169.



5.25 Catálogo de especies de sombra en cafetales de la Sierra Madre de Chiapas

Sánchez Sánchez Cristóbal D.¹

¹Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo. Carretera México-Texcoco Km. 36.5, Montecillo, Texcoco 56230, Estado de México.
Autor para correspondencia: crisdansanchez@gmail.com

Resumen

El cultivo de café (*Coffea arabica* L.) en las sierras mexicanas se lleva a cabo bajo la sombra de una gran diversidad de especies vegetales cuyo conocimiento es fundamental para las recomendaciones de su manejo y conservación dentro de las fincas (Soto-Pinto, 2013). Con esta premisa se registraron las especies de sombra presentes en sitios circulares de 1000 m² en 73 fincas cafetaleras repartidas a lo largo de la Sierra Madre de Chiapas durante 2016. Se documentaron 192 especies pertenecientes a 127 géneros y 58 familias botánicas, se enlistan los nombres comunes de 104 de ellas. El 56% de estas especies son nativas de la región, 26% tienen amplia distribución en el continente americano, 9% son introducidas de otros continentes y 6 % están distribuidas hasta Sudamérica. Este catálogo podría ser de gran utilidad en el manejo de la flora asociada a los cafetales al conocer las posibles opciones productivas asociadas, y en la toma de decisiones de aprovechamiento y conservación de los elementos nativos.

Palabras clave: *Coffea arabica* L.; árboles nativos; biodiversidad; especies leñosas.

Abstract

The cultivation of coffee (*Coffea arabica* L.) in the Mexican highlands is carried out under the shade of a large diversity of plant species whose knowledge is fundamental to the recommendations of their management and conservation within the farms (Soto-Pinto, 2013). With this premise, shadow species were recorded in circular sites of 1 000 m² in 73 coffee farms along the Sierra Madre of Chiapas during 2016. We documented 192 species belonging to 127 genera and 58 botanical families, the common names of 104 of them are listed. The 56% of these species are native to the region, 26% have a wide distribution in the American Continent, 9% are introduced from other continents and 6 % spread to South America. This catalog could be very useful for the management of the flora associated to the coffee plantations knowing the possible productive options associated, and in decision-making for the use and conservation of native elements.

Key words: *Coffea arabica* L.; native trees; biodiversity; woody species.

Introducción

En este trabajo se presentan resultados del proyecto “Una REDD+ para salvar la SOMBRA de la Sierra Madre de Chiapas. Campaña a favor de los acervos de carbono y la biodiversidad en cafetales bajo sombra”, llevado a cabo por el Programa Mexicano del Carbono durante el año 2016. Este estudio forma parte de las mediciones efectuadas para promover el manejo de sombra en cafetales en favor de la biodiversidad y sus servicios ambientales.

Materiales y Métodos

Área de estudio

Se llevaron a cabo mediciones en 73 fincas cafetaleras de la Sierra Madre de Chiapas, repartidas en 18 municipios de cuatro regiones socioeconómicas del estado (Cuadro 1).

Cuadro 1. Municipios del estado de Chiapas muestreados en este estudio.

| Región | Municipio |
|--------|---|
| VI | Ángel Albino Corzo La Concordia Montecristo de Guerrero Villa Corzo Villaflores |
| IX | Mapastepec |
| X | Acacoyagua Escuintla Huixtla Motozintla Tapachula Tuzantán Unión Juárez |
| XI | Amatenango de la Frontera Bella Vista Fontera Comalapa Motozintla Siltepec |

Método

Se registraron las especies de sombra presentes en sitios circulares de 1 000 m² dentro de los cafetales, con base en Manual de Inventario del PMC (2015). Cabe mencionar que se consideran como especies de sombra a las plantas vasculares arbóreas de más de 2m de altura, leñosas con crecimiento secundario, y plantas arborescentes, como las monocotiledóneas que presentan fuste fibroso y follaje a manera de copa, como es el caso del plátano (*Musa × paradisiaca* L) y el izote (*Yucca guatemalensis* Baker).

Para determinar la afinidad fitogeográfica de las especies se utilizaron los criterios de clasificación de Vibrans (1998) adaptados a la extensión meridional de la vegetación nativa del sureste mexicano hacia América Central. Se consideró como referencia la lista de plantas introducidas en México elaborada por Villaseñor y Espinosa-García (2004), así como información de los proyectos de floras mundiales recopilados por el Jardín Botánico de Missouri (MBG, 2018). Las categorías establecidas fueron las siguientes:

- Endémicas regionales (Mex): Incluye plantas endémicas de México dentro de sus límites políticos, también aquellas que se distribuyen desde el suroeste de Estados Unidos hasta México, las que se restringen a México y América Central (Guatemala a Panamá, hasta el norte de Colombia y Venezuela), y aquellas que se encuentran al oeste de Estados Unidos hasta Centroamérica. Abarca una región casi equiparable al Megaméxico descrito por Rzedowski (1991).
- Especies con distribución Sudamericana (SudA): Son aquellas cuya distribución abarca desde el sur de México y Centroamérica hasta Brasil y la región andina.
- Especies ampliamente distribuidas en América (Amer): Son plantas que se distribuyen desde el sur de Estados Unidos hasta Sudamérica (sur de Panamá), e incluye principalmente especies con afinidad tropical.
- Neofitas (Neo): También llamadas introducidas, son especies provenientes de otros continentes.

- Otras (Otr): Son aquellas plantas que tienen una distribución no contemplada en las otras categorías (p.ej. circumboreal o de origen desconocido).

Resultados y Discusión

El Cuadro 3 enlista las especies de sombra encontradas en este estudio, con sus nombres comunes y su distribución. Se documentaron 192 especies pertenecientes a 127 géneros y 58 familias botánicas. Entre las especies registradas se encuentran dos especies de coníferas (pinos) y 190 angiospermas, de las cuales más del 95% pertenece al grupo de las dicotiledóneas. Las leguminosas son el grupo mejor representado con 35 especies, seguidas de las moráceas (10 spp.), y anonáceas, fagáceas y rutáceas con 8 spp. cada familia. El 56% de estas especies son nativas de la región, 26% tienen amplia distribución en el continente americano, 9% son introducidas de otros continentes y 6 % están distribuidas hasta Sudamérica.

Seis especies se encuentran en alguna categoría de protección por la NOM-059-SEMARNAT-2010 (Cuadro 2) y entre las especies raras sobresale *Aristolochia chiapensis* J.F. Ortega & R.V. Ortega por ser un elemento microendémico de la región (Ortega y Ortega; 1998).

Cuadro 2. Especies registradas con alguna categoría de protección dentro de la NOM-059-SEMARNAT-2010.

| Nombre Científico | Categoría |
|---|-----------|
| <i>Astronium graveolens</i> Jacq. | Pr |
| <i>Cedrela odorata</i> L. | Pr |
| <i>Litsea glaucescens</i> Kunth | P |
| <i>Tabebuia chrysantha</i> (Jacq.) G. Nicholson | A |
| <i>Pinus oocarpa</i> Schiede ex Schltdl. | Pm |
| <i>Taxodium mucronatum</i> Ten. | Pm |

Pr=Sujeta a protección especial, P=En peligro de extinción, A=Amenazada, Pm=Preocupación menor

Las especies que destacan para consumo humano, aparte de los plátanos (*Musa* spp.) y cítricos (*Citrus* spp.) introducidos, son las del género *Inga*, las *Annona* spp., las guayabas (*Psidium* spp.), tejocotes (*Crataegus* spp.), aguacates (*Persea* spp.), el ramón (*Brosimum alicastrum* Sw.), el nance (*Byrsonima crassifolia* (L.) Kunth), el guanacaste (*Enterolobium cyclocarpum* (Jacq.) Griseb.), el pito extranjero (*Erythrina fusca* Lour.), el caulote (*Guazuma ulmifolia* Lam.), el mamey (*Pouteria sapota* (Jacq.) H.E. Moore & Stearn), la pacaya (*Chamaedorea tepejilote* Liebm.), el laurel (*Cordia alliodora* (Ruiz & Pav.) Cham. ex A. DC.) y la papaya (*Carica papaya* L.)

Estos recursos son tienen gran potencial nutricional y culinario como parte de la dieta local y posiblemente para su explotación con fines comerciales como el caso del tomate de árbol o tamarillo (*Cyphomandra betacea* (Cav.) Sendtn.), el cual es rico en vitamina C, fenoles, antocianinas y carotenoides, y se comercializa en otras partes del mundo, a pesar de que en la región es un producto poco común en el mercado (Preciado-Iñiga y Bárcenas-Pozos, 2014).

Los árboles nativos de la región que son más frecuentes en los cafetales, son el chalum (*Inga micheliana* Harms), el canaco (*Alchornea latifolia* Sw.), cacao (*Theobroma cacao* L.), cedro (*Cedrela odorata* L.), mapahuito (*Trichilia hirta* L.), paterna (*Inga paterno* Harms), guachipilin (*Diphysa floribunda* Peyr.), chaperno (*Lonchocarpus minimiflorus* Donn. Sm), chiche (*Aspidosperma megalocarpon* Müll. Arg.) y agaucate (*Persea* spp.)

Los arboles introducidos más comunes son los plátanos (*Musa* spp.), cítricos (*Citrus* spp.), mango (*Mangifera indica* L.), níspero (*Eriobotrya japonica* (Thunb.) Lindl.) y grebilea (*Grevillea robusta* A. Cunn. ex R. Br.).

Cabe mencionar que la presencia de ciertas especies está restringida por características específicas de los terrenos como puede ser la pendiente, exposición del terreno y sobre todo la altitud y el clima

asociado a dichas condiciones, como el caso de las especies de pinos y encinos que se encuentran en terrenos más elevados o los ahuehuetes en zonas aledañas a cuerpos de agua.

Cuadro 3. Listado de especies de sombra encontradas en la Sierra Madre de Chiapas. Endémicas regionales (Mex), especies con distribución Sudamericana (SudA), especies ampliamente distribuidas en América (Amer), Neofitas (Neo), Otras (Otr).

| Especie | Nombre común | Distribución |
|--|-------------------|-------------------|
| Gymnospermae | | |
| PINACEAE | | |
| <i>Pinus oocarpa</i> Schiede ex Schltdl. | Pino | Mex |
| TAXODIACEAE | | |
| <i>Taxodium mucronatum</i> Ten. | Ahuehuate | Mex |
| Magnoliopsida | | |
| ADOXACEAE | | |
| <i>Sambucus canadensis</i> L. | | Mex |
| <i>Sambucus nigra</i> L. | Sauco | Otro (Hem. norte) |
| <i>Sapindus saponaria</i> L. | Jaboncillo | Otro (Hem. norte) |
| ALTINGIACEAE | | |
| <i>Liquidambar styraciflua</i> L. | Liquidambar | Mex |
| ANACARDIACEAE | | |
| <i>Astronium graveolens</i> Jacq. | Culinzis, Jobillo | Amer |
| <i>Comocladia engleriana</i> Loes. | Hincha huevos | Mex |
| <i>Mangifera indica</i> L. | Mango | Neo |
| <i>Mosquitoxylum jamaicense</i> Krug & Urb. | | Amer |
| <i>Spondias mombin</i> L. | Jobo | Amer |
| <i>Spondias purpurea</i> L. | Jobo negro | Mex |
| ANNONACEAE | | |
| <i>Annona cherimola</i> Mill. | Chirimoya | Amer |
| <i>Annona mucosa</i> Jacq. | | Amer |
| <i>Annona muricata</i> L. | Guanábana | Mex |
| <i>Annona rensoniana</i> (Standl.) H. Rainer | | Mex |
| <i>Annona reticulata</i> L. | Anona | Mex |
| <i>Mosannonna depressa</i> (Baill.) Chatrou | | Mex |
| <i>Rollinia membranacea</i> Triana & Planch. | | Mex |
| <i>Rollinia mucosa</i> (Jacq.) Baill. | | Mex |
| APOCYNACEAE | | |
| <i>Aspidosperma megalocarpon</i> Müll. Arg. | Chiche | Mex |
| <i>Stemmadenia pubescens</i> Benth | | Mex |
| <i>Stemmadenia donnell-smithii</i> (Rose) Woodson | Cojón de cochi | Mex |
| <i>Tabernaemontana citrifolia</i> L. | | Neo |
| <i>Tabernaemontana divaricata</i> (L.) R. Br. ex Roem. & Schult. | | Neo |
| <i>Thevetia ahouai</i> (L.) A. DC. | | Mex |
| ARALIACEAE | | |
| <i>Dendropanax arboreus</i> (L.) Decne. & Planch. | | Amer |
| <i>Dendropanax leptopodus</i> (Donn. Sm.) A.C. Sm. | Mano de león | Mex |
| <i>Oreopanax capitatus</i> (Jacq.) Decne. & Planch. | | Mex |



| Especie | Nombre común | Distribución |
|--|--------------------------------|---------------------|
| <i>Oreopanax guatemalensis</i> (Lem. ex Bosse) Decne. & Planch. | | Mex |
| <i>Oreopanax peltatus</i> Linden ex Regel | | Mex |
| <i>Oreopanax xalapensis</i> (Kunth) Decne. & Planch. | | Mex |
| ARISTOLOCHIACEAE | | |
| <i>Aristolochia chiapensis</i> J.F. Ortega & R.V. Ortega | | Mex |
| ASTERACEAE | | |
| <i>Critonia morifolia</i> (Mill.) R.M. King & H. Rob. | Palo de agua | Amer |
| <i>Perymenium grande</i> Hemsl. | Malacate, tatascán | Mex |
| <i>Perymenium grande</i> var. <i>nelsonii</i> (B.L. Rob. & Greenm.) J.J. Fay | | Mex |
| <i>Podachaenium eminens</i> (Lag.) Sch. Bip. | | Mex |
| BERBERIDACEAE | | |
| <i>Berberis berriozabalensis</i> (Miranda) Marroq. | | Mex |
| BETULACEAE | | |
| <i>Ostrya virginiana</i> (Mill.) K.Koch | Gato, pacaya | Mex |
| <i>Ulmus mexicana</i> (Liebm.) Planch. | Mezcal, blanquito | Mex |
| BIGNONIACEAE | | |
| <i>Parmentiera aculeata</i> (Kunth) Seem. | Cuajilote | Mex |
| <i>Tabebuia chrysantha</i> (Jacq.) G. Nicholson | Cortés | SudA |
| <i>Tabebuia donnell-smithii</i> Rose | Primavera, palo blanco | Mex |
| <i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth | | Amer |
| BIXACEAE | | |
| <i>Bixa orellana</i> L. | Achiote | Amer |
| BORAGINACEAE | | |
| <i>Cordia alliodora</i> (Ruiz & Pav.) Cham. ex A. DC. | Laurel, selvillo | Amer |
| BURSERACEAE | | |
| <i>Bursera simaruba</i> (L.) Sarg. | Mulato, palo mulato, papelillo | Amer |
| CANNABACEAE | | |
| <i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg. | | Amer |
| <i>Trema micrantha</i> (L.) Blume | Capulín | Amer |
| CARICACEAE | | |
| <i>Carica papaya</i> L. | Papaya | Mex |
| <i>Carica quercifolia</i> (A. St.-Hil.) Hieron. | | Amer |
| <i>Carica cauliflora</i> Jacq. | | Amer |
| <i>Vasconcellea cauliflora</i> (Jacq.) A. DC. | | Mex |
| CHRYSOBALANACEAE | | |
| <i>Couepia polyandra</i> (Kunth) Rose | | Mex |
| <i>Licania hypoleuca</i> Benth. | | Amer |
| CLEOMACEAE | | |
| <i>Cleome viscosa</i> L. | | Amer |
| CLETHRACEAE | | |
| <i>Clethra mexicana</i> DC. | | Amer |
| <i>Clethra nicaraguensis</i> C.W. Ham. | | Mex |
| CLUSIACEAE | | |
| <i>Clusia guatemalensis</i> Hemsl. | | Mex |
| <i>Garcinia intermedia</i> (Pittier) Hammel | | Mex |

| Espece | Nombre común | Distribución |
|--|------------------|--------------|
| COMBRETACEAE | | |
| <i>Terminalia amazonia</i> (J.F. Gmel.) Exell | Guayabo, canchán | Mex |
| <i>Terminalia catappa</i> L. | Guayabo | Neo |
| CONVOLVULACEAE | | |
| <i>Ipomoea oblonga</i> Benth. | | Amer |
| EUPHORBIACEAE | | |
| <i>Alchornea latifolia</i> Sw. | Canaco | Mex |
| <i>Croton draco</i> Schltld. & Cham. | | Mex |
| <i>Euphorbia cotinifolia</i> L. | | Amer |
| <i>Jatropha curcas</i> L. | Piñón | Mex |
| <i>Ricinus communis</i> L. | Higuerilla | Neo |
| FABACEAE | | |
| <i>Acacia cornigera</i> (L.) Willd. | Ixcanal | Mex |
| <i>Bauhinia glabra</i> Jacq. | | Amer |
| <i>Calatola mollis</i> Standl. | | Mex |
| <i>Calliandra grandiflora</i> (L'Hér.) Benth. | | Mex |
| <i>Calliandra houstoniana</i> (Mill.) Standl. | | Mex |
| <i>Calliandra magdalenae</i> (Bertero ex DC.) Benth. | | Mex |
| <i>Cojoba arborea</i> (L.) Britton & Rose | Frijolillo | Amer |
| <i>Diphysa americana</i> (Mill.) M. Sousa | Guachipilin | Mex |
| <i>Diphysa floribunda</i> Peyr. | Guachipilin | Mex |
| <i>Enterolobium cyclocarpum</i> (Jacq.) Griseb. | Guanacaste | Amer |
| <i>Erythrina fusca</i> Lour. | Pito extranjero | SudA |
| <i>Erythrina goldmanii</i> Standl. | | Mex |
| <i>Erythrina poeppigiana</i> (Walp.) O.F. Cook | Pito | Amer |
| <i>Eysenhardtia adenostylis</i> Baill. | | Mex |
| <i>Eysenhardtia polystachya</i> (Ortega) Sarg. | Taray | Mex |
| <i>Gliricidia sepium</i> (Jacq.) Kunth ex Walp. | Madre cacao | Mex |
| <i>Haematoxylum brasiletto</i> H. Karst. | Brasil | Mex |
| <i>Inga densiflora</i> Benth. | Guaya | Amer |
| <i>Inga eriocarpa</i> Benth. | Caspirol, chalum | Mex |
| <i>Inga feuillei</i> DC. | Paterna, paterno | Amer |
| <i>Inga flexuosa</i> Schltld. | | Mex |
| <i>Inga jinicuil</i> Schltld. & Cham. ex G. Don | Cuil, paterna | Amer |
| <i>Inga micheliana</i> Harms | Chalum | Mex |
| <i>Inga paterno</i> Harms | Paterna, paterno | Mex |
| <i>Inga punctata</i> Willd. | Caspirol | Amer |
| <i>Inga semialata</i> (Vell.) C.Mart. | | Amer |
| <i>Leucaena diversifolia</i> (Schltld.) Benth. | | Mex |
| <i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit | Uaxi, Guaje | Mex |
| <i>Lonchocarpus minimiflorus</i> Donn. Sm | Chaperno | Mex |
| <i>Lonchocarpus rugosus</i> Benth. | Matabuey | Mex |
| <i>Lysiloma latisiliquum</i> (L.) Benth. | Huanacastle | Mex |
| <i>Machaerium biovulatum</i> Micheli | | Mex |
| <i>Machaerium cobanense</i> Donn. Sm. | | Mex |



| Especie | Nombre común | Distribución |
|---|---------------------------|---------------------|
| <i>Platymiscium dimorphandrum</i> Donn. Sm. | | Mex |
| <i>Zapoteca tetragona</i> (Willd.) H.M. Hern. | | Amer |
| FAGACEAE | | |
| <i>Quercus benthamii</i> A. DC. | Roble | Mex |
| <i>Quercus conspersa</i> Benth. | | Mex |
| <i>Quercus crassifolia</i> Bonpl. | | Mex |
| <i>Quercus magnoliifolia</i> Née | Roble | Mex |
| <i>Quercus oleoides</i> Schltdl. & Cham. | | Mex |
| <i>Quercus rugosa</i> Née | | Mex |
| <i>Quercus skinneri</i> Benth. | Chicharro | Mex |
| <i>Quercus xalapensis</i> Bonpl. | | Mex |
| HERNANDIACEAE | | |
| <i>Gyrocarpus americanus</i> Jacq. | Bailador, campón | Amer |
| LAURACEAE | | |
| <i>Litsea glaucescens</i> Kunth | Laurel | Mex |
| <i>Nectandra reticulata</i> (Ruiz & Pav.) Mez | Tepeaguacate | Amer |
| <i>Ocotea botrantha</i> Rohwer | | Mex |
| <i>Persea americana</i> Mill. | Aguacate, aguacatillo | Mex |
| LYTHRACEAE | | |
| <i>Ginoria nudiflora</i> (Hemsl.) Koehne | Guayabillo | Mex |
| MALPHIGIACEAE | | |
| <i>Bunchosia biocellata</i> Schltdl. | | Mex |
| <i>Byrsonima crassifolia</i> (L.) Kunth | Nance, nanche | Amer |
| <i>Malpighia glabra</i> L. | | Amer |
| MALVACEAE | | |
| <i>Ceiba pentandra</i> (L.) Gaertn. | Ceiba | Amer |
| <i>Guazuma ulmifolia</i> Lam. | Caulote, caulote negro | Amer |
| <i>Heliocarpus americanus</i> L. | | Mex |
| <i>Heliocarpus appendiculatus</i> Turcz. | | Mex |
| <i>Heliocarpus donnellsmithii</i> Rose | Corcho | Mex |
| <i>Luehea candida</i> (DC.) Mart. | Caulote blanco, molonillo | Amer |
| <i>Theobroma cacao</i> L. | Cacao | SudA |
| MELASTOMATACEAE | | |
| <i>Conostegia xalapensis</i> (Bonpl.) D. Don ex DC. | Lolito | Mex |
| <i>Miconia argentea</i> (Sw.) DC. | Capirote | Mex |
| <i>Miconia calvescens</i> DC. | | SudA |
| <i>Miconia glaberrima</i> (Schltdl.) Naudin | | Amer |
| MELIACEAE | | |
| <i>Cedrela odorata</i> L. | Cedro, cedro rojo | Amer |
| <i>Trichilia havanensis</i> Jacq. | Chachalaco | Mex |
| <i>Trichilia hirta</i> L. | Mapahuito, trompillo | SudA |
| <i>Trichilia martiana</i> C. DC. | Carboncillo | SudA |
| METTENIUSACEAE | | |
| <i>Oecopetalum greenmanii</i> Standl. & Steyererm. | Cacate | Mex |
| MORACEAE | | |

| Especie | Nombre común | Distribución |
|--|---------------------|---------------------|
| <i>Brosimum alicastrum</i> Sw. | Ramón | Amer |
| <i>Castilla elastica</i> Sessé | Hule | Mex |
| <i>Ficus aurea</i> Nutt. | | Mex |
| <i>Ficus cotinifolia</i> Kunth | Amate, mata palo | Mex |
| <i>Ficus pertusa</i> L. f. | | Amer |
| <i>Ficus crocata</i> (Miq.) Mart. ex Miq. | Amate, chile amate | Amer |
| <i>Ficus insipida</i> Willd | Amate, chile amate | Amer |
| <i>Trophis cuspidata</i> Lundell | | Mex |
| <i>Trophis racemosa</i> (L.) Urb. | | SudA |
| <i>Trophis mexicana</i> (Liebm.) Bureau | | Mex |
| MYRTACEAE | | |
| <i>Psidium guajava</i> L. | Guayaba | Mex |
| <i>Syzygium jambos</i> (L.) Alston | | Neo |
| OCHNACEAE | | |
| <i>Ouratea lucens</i> (Kunth) Engl. | | Mex |
| OLACACEAE | | |
| <i>Heisteria macrophylla</i> Oerst. | | Mex |
| PENTAPHYLACACEAE | | |
| <i>Ternstroemia tepezapote</i> Schltld. & Cham. | | Mex |
| PICRAMNIACEAE | | |
| <i>Picramnia antidesma</i> Sw. | | SudA |
| PIPERACEAE | | |
| <i>Piper auritum</i> Kunth | Acuyo, hoja santa | Amer |
| POLYGONACEAE | | |
| <i>Triplaris melaenodendron</i> (Bertol.) Standl. & Steyerm. | | Mex |
| PROTEACEAE | | |
| <i>Grevillea robusta</i> A. Cunn. ex R. Br. | Grabilea | Neo |
| PROTEACEAE | | |
| <i>Macadamia tetraphylla</i> L.A.S. Johnson | | Neo |
| ROSACEAE | | |
| <i>Crataegus mexicana</i> DC. | Tejocote | Mex |
| <i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl. | Níspero | Neo |
| <i>Prunus persica</i> (L.) Batsch | Durazno | Neo |
| RUBIACEAE | | |
| <i>Palicourea padifolia</i> (Humb. & Bonpl. ex Schult.) C.M. Taylor & Lorence | | Mex |
| RUTACEAE | | |
| <i>Casimiroa sapota</i> Oerst. | | Mex |
| <i>Citrus × aurantiifolia</i> (Christm.) Swingle | Lima | Neo |
| <i>Citrus × limonia</i> (L.) Osbeck | Limón | Neo |
| <i>Citrus × paradisi</i> Macfad. | Toronja | Neo |
| <i>Citrus × sinensis</i> (L.) Osbeck | Naranja | Neo |
| <i>Citrus reticulata</i> Blanco | Mandarina | Neo |
| <i>Zanthoxylum kellermanii</i> P. Wilson | | Amer |
| <i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam. | | Amer |
| SALICACEAE | | |



| Especie | Nombre común | Distribución |
|---|-------------------------|---------------------|
| <i>Casearia arguta</i> Kunth | | Mex |
| <i>Macrohasseltia macroterantha</i> (Standl. & L.O. Williams) L.O. Williams | Huesito | Mex |
| <i>Salix humboldtiana</i> Willd. | | Amer |
| SAPINDACEAE | | |
| <i>Exothea paniculata</i> (Juss.) Radlk. | | Amer |
| <i>Nephelium lappaceum</i> L. | Rambután | Neo |
| SAPOTACEAE | | |
| <i>Pouteria sapota</i> (Jacq.) H.E. Moore & Stearn | Mamey | Mex |
| SOLANACEAE | | |
| <i>Cyphomandra betacea</i> (Cav.) Sendtn. | Tomate de tamarillo | Amer |
| URTICACEAE | | |
| <i>Cecropia obtusifolia</i> Bertol. | Guarumbo | Mex |
| <i>Cecropia peltata</i> L. | Guarumbo | Amer |
| <i>Myriocarpa cordifolia</i> Liebm. | | Amer |
| <i>Myriocarpa obovata</i> Donn. Sm. | | Mex |
| <i>Myriocarpa yzabalensis</i> (Donn. Sm.) Killip | | Mex |
| <i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich. ex Wedd. | Chaya | SudA |
| <i>Urera caracasana</i> (Jacq.) Gaudich. ex Griseb. | | SudA |
| VOCHYSIACEAE | | |
| <i>Vochysia guatemalensis</i> Donn. Sm. | | Mex |
| Liliopsida | | |
| ARECACEAE | | |
| <i>Acrocomia aculeata</i> (Jacq.) Lodd. ex Mart. | Coyol | Mex |
| <i>Chamaedorea elegans</i> Mart. | | Mex |
| <i>Chamaedorea linearis</i> (Ruiz & Pav.) Mart. | | SudA |
| <i>Chamaedorea quezalteca</i> Standl. & Steyerm. | | Mex |
| <i>Chamaedorea tepejilote</i> Liebm. | Pacaya | Mex |
| <i>Cocos nucifera</i> L. | Cocotero | Otro (Tropicos) |
| ASPARAGACEAE | | |
| <i>Yucca guatemalensis</i> Baker | Izote, yuca | Mex |
| MUSACEAE | | |
| <i>Musa × paradisiaca</i> L. | Plátano, plátano morado | Neo |
| POACEAE | | |
| <i>Bambusa vulgaris</i> Wendl. ex Nees | Bambú | Neo |

Conclusiones

La sombra de los cafetales está compuesta por una biodiversidad que ofrece valiosos recursos, tanto desde el punto de vista ecológico, como material y nutricional.

Este catálogo podría ser de gran utilidad en el manejo de la flora asociada a los cafetales al conocer las posibles opciones productivas asociadas, y en la toma de decisiones de aprovechamiento y conservación de los elementos nativos.

Agradecimientos

El autor agradece al Programa Mexicano del Carbono por brindar acceso a la información recabada en el proyecto “Una REDD+ para salvar la SOMBRA de la Sierra Madre de Chiapas. Campaña a favor de los acervos de carbono y la biodiversidad en cafetales bajo sombra”.

Literatura citada

- MBG (Missouri Botanical Garden). 2018. Herbario virtual del Jardín Botánico de Missouri. <http://www.tropicos.org>. Consultado en abril 2018.
- Ortega Ortiz, J. F. y R.V. Ortega Ortiz. 1998. Una nueva especie de *Aristolochia* (Aristolochiaceae) de Chiapas, México. *Acta Botánica Mexicana* 44:1-6.
- Preciado-Iñiga, G. y M. E. Bárcenas-Pozos. 2014. El tamarillo (*Cyphomandra betacea*) y su importancia como fuente de compuestos antioxidantes. *Temas Selectos de Ingeniería de Alimentos* 8:48-53.
- PMC (Programa Mexicano del Carbono, A. C). 2015. Una REDD para SALVAR la SOMBRA de la Sierra Madre de Chiapas. Manual de Procedimientos Inventario de Biodiversidad. Paz-Pellat, F. (Coord.) y Libert-Amico, A., J. C. Wong-González y C. D. Sánchez-Sánchez (Col.). Texcoco, Estado de México. 77 p.
- Rzedowski, J. 1991. Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica del México. *Acta Botánica Mexicana* 14:3-21.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2001. Protección ambiental. Especies nativas de México de flora y fauna silvestres. Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio. Lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación, 30 de diciembre de 2010. México, D.F.
- Soto-Pinto, L. 2013. El café y la biodiversidad asociada. pp. 198-200. *In*: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). 2013. La biodiversidad en Chiapas: Estudio de Estado. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad/Gobierno del Estado de Chiapas. México.
- Vibrans, H. 1998. Native maize field weed communities in south central Mexico. *Weed Research* 38:153-166.
- Villaseñor J. L. and F. J. Espinosa-Garcia. 2004. The alien flowering plants of Mexico. *Diversity and Distributions* 10:113-123.

5.26 Composición florística y almacén de carbono en la biomasa aérea de dos asociaciones vegetales del Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México

Montaño Noé Manuel¹; García-Clemente Tahiri¹; Martínez-Ramírez Alejandra¹ y Perroni-Ventura Yareni²

¹Departamento de Biología (Área de Botánica), División de Ciencias Biológicas y de la Salud, Universidad Autónoma Metropolitana unidad Iztapalapa. Av. San Rafael Atlixco 186, Col. Vicentina, Iztapalapa, Ciudad de México, México.

²Instituto de Biotecnología and Ecología Aplicada, Universidad Veracruzana. Avenida de las Culturas Universitarias No. 101 Colonia Emiliano Zapata, C.P 91090, Xalapa-Enriquez, Veracruz, México.

Autor para correspondencia: nmma@xanum.uam.mx

Resumen

Este estudio determinó la diversidad y estructura de la vegetación y estimó la biomasa y el contenido de C aéreos en dos asociaciones vegetales (Tetechera vs. Mezquital) del valle semiárido de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México. Se establecieron 8 cuadros de muestreo, 4 en Tetechera y 4 en Mezquital, en los que se contaron y midieron dasométricamente todos los individuos de las especies de plantas de los estratos arbustivo, arbóreo y arborescente. A partir de las mediciones se determinaron la riqueza y diversidad de especies, así como la densidad, altura, frecuencia y cobertura de las plantas. La biomasa fue estimada mediante ecuaciones alométricas pre-establecidas en la literatura y el contenido de C por multiplicar la biomasa por un factor de 0.447, y ambos fueron expresados por unidad de superficie. Las diferencias estadísticas entre las dos asociaciones vegetales fueron detectadas con una t-student ($p \leq 0.05$). Se identificaron un total de 13 familias, 23 géneros y 30 especies. La Tetechera tuvo mayor biomasa (146 Mg ha^{-1}) y almacén de C ($86.5 \text{ Mg C ha}^{-1}$) aéreos que el Mezquital (Biomasa: 42 Mg ha^{-1} y C: $26.2 \text{ Mg C ha}^{-1}$), a pesar de que esta última asociación vegetal presentó una riqueza de especies y diversidad mayores. Así, los datos indican que la densidad de individuos por especie, la frecuencia de las especies y una mayor cantidad de especies dominantes o co-dominantes son parámetros estructurales de las comunidades vegetales que podrían estar favoreciendo la biomasa y el almacén de C por hectárea en la Tetechera. Incorporar el estrato arborescente (cactáceas) es crítico para tener mejores estimaciones de biomasa y C aéreos que las hasta ahora reportadas para ambientes semiáridos. Finalmente, este estudio resalta la importancia de realizar más estimaciones de biomasa y C en ecosistemas semiáridos de México.

Palabras clave: *biomasa aérea; cactáceas; contenido de carbono; leguminosas; matorrales.*

Abstract

In this study, we determined the diversity and structure of the vegetation, and estimated the aboveground biomass and C content in two plant associations (Tetechera vs. Mesquital) from the semiarid valley of Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, Mexico. Eight sampling squares were established, four in Tetechera and four in Mesquital, at which all the individuals of plant species from shrub, arboreal and arborescent strata were counted and measured. As from the measurements, the richness and diversity of species were determined, as well as the density, height, frequency and coverage of the plants. Aboveground biomass was estimated using allometric equations provide from literature and C content by multiplying the biomass by a 0.447 factor, and both were expressed per unit area. The statistical differences between the two plant associations were detected with a t-student test ($p \leq 0.05$). A total of 13 families, 23 genera, and 30 plant species were identified. The Tetechera had higher biomass (146 Mg ha^{-1}) and storage of C ($86.5 \text{ Mg C ha}^{-1}$) than the Mesquital (Biomass: 42 Mg ha^{-1} and C: $26.2 \text{ Mg C ha}^{-1}$), despite that this last plant association presented greater richness and

diversity of species. Thus, the data indicate that the density of individuals per species, the frequency of species, and a higher number of dominant or co-dominant species are structural parameters of the plant communities that could be favoring aboveground biomass and C store per hectare in the Tetechera. Incorporating arborescent stratum (cacti) is critical to have better estimates of aboveground biomass and C than those reported for semiarid environments. Finally, this study highlights the importance of the estimations of biomass and C in Mexican semiarid ecosystems.

Key words: *aboveground biomass; cacti; carbon content; legumes; scrubs.*

Introducción

Los ecosistemas áridos y semiáridos constituyen un tercio de la superficie terrestre global y el 60% del territorio mexicano (Toledo y Ordoñez, 1998; Ezcurra *et al.*, 2006); sin embargo, poco se sabe sobre el papel de la vegetación de estos ambientes en el secuestro del carbono (C), a pesar de que se predice que contienen cerca de 36% del C terrestre almacenado a nivel global (Campbell *et al.*, 2008). En el caso de México, existen sólo algunas estimaciones sobre la reserva de C en la vegetación (Pavón y Briones, 2000; Navar *et al.*, 2002; Búrquez *et al.*, 2010; Pavón *et al.*, 2015; Montaña *et al.*, 2016; Nieto-García *et al.*, 2018), pero carecemos de mediciones precisas, a escalas locales, que permitan discernir el papel funcional de la fitomasa en el ciclo del C en este tipo de ecosistemas. Obtener información al respecto es importante para tratar de mitigar las emisiones de CO₂ a la atmósfera (Poulter *et al.*, 2014), ya que las plantas capturan CO₂ por fotosíntesis, lo convierten en biomasa y son la principal ruta de incorporación de C al suelo (Schlesinger y Bernhardt, 2013).

Las regiones semiáridas de México podrían almacenar más C orgánico que las regiones áridas (Montaña *et al.*, 2016) y, ambos ecosistemas, poseen una elevada diversidad vegetal, con alrededor de 6 000 especies de plantas, la mitad endémicas y que representan aproximadamente el 27 % de la flora en el país (Toledo y Ordoñez, 1998). La diversidad vegetal en los ecosistemas áridos y semiáridos constituye distintas asociaciones vegetales ligadas a condiciones ecológicas y climáticas particulares y que son definidas con base en su composición de especies y sus características estructurales y fisonómicas, así como en la presencia de una o más especies dominantes o co-dominantes, cuyos patrones fenológicos son diferentes y están representadas por una variedad de formas de vida que incluyen la arbustiva, arbórea, arborescente y/o herbácea.

En el valle semiárido de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México, se han registrado hasta 32 tipos de asociaciones vegetales, entre las cuales están la “Tetechera” y el “Mezquital”, ambas localizadas en la región de Zapotitlán Salinas (Valiente-Banuet *et al.*, 2000 y 2009). En el caso de la Tetechera las especies dominantes son: *Neobuxbaumia tetetzo*, *Mimosa luisana*, *Agave karwinskii*, *Agave marmorata* y *Acacia constricta*; mientras que el Mezquital son dominantes: *Prosopis laevigata*, *Opuntia pilífera*, *Celtis pallida*, *Agave sp.*, *Castela tortuosa* y algunas especies de las familias Asteraceae y Cactaceae (Valiente-Banuet *et al.*, 2000). Aunque, en general, estas asociaciones vegetales están bien caracterizadas en cuanto a la diversidad de plantas que albergan, es aún necesaria la estimación local y puntual de la biomasa y del contenido de carbono que pueden almacenar, ya que la fitomasa forestal es uno de los más grandes y dinámicos sumideros de carbono en estos ecosistemas. Esto permitiría obtener datos para retroalimentar los modelos regionales y globales del ciclo del C, con la finalidad de incrementar la certidumbre de los actuales escenarios y estrategias para la mitigación del cambio climático. Adicionalmente, estimar la contribución de estas asociaciones vegetales en términos de su biomasa al almacenamiento de C podría ser relevante para comprender el funcionamiento biogeoquímico de este ecosistema semiárido.

Por lo tanto, el objetivo de este trabajo fue determinar la diversidad y estructura de la vegetación y estimar la biomasa y el contenido de C aéreos en dos asociaciones vegetales (Tetechera vs. Mezquital) en el valle semiárido de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El Valle de Tehuacán-Cuicatlán se localiza entre los 17 ° 20'-18 ° 53 'N y 96 ° 55'-97 ° 44' W, al sureste del estado de Puebla y noroeste de Oaxaca, México. El Valle tiene una superficie de 10,000 km² y la mitad corresponde a la Reserva de la Biosfera de Tehuacán-Cuicatlán desde 1998. El clima es cálido semiárido BS₀hw" (w) (e) (g) de acuerdo con la clasificación de Köppen, modificada por García (1973). La temperatura media anual es de 21°C y la precipitación media anual es de 380 mm. La mayor parte de las lluvias se presentan entre junio y septiembre. El valle tiene una topografía compleja, donde las altitudes varían desde 500 hasta 3 200 msnm. Los suelos se clasifican como Leptosoles cálcicos, son someros, pobres en materia orgánica y con textura franco arenosa (Zavala-Hurtado y Hernández-Cárdenas, 1998).

En esta Reserva de la Biosfera existen de 29 a 32 tipos de asociaciones vegetales (Valiente-Banuet *et al.*, 2000, 2009). Las especies vegetales que destacan son principalmente leguminosas de los géneros *Mimosa*, *Prosopis* y *Acacia*, aunque también coexisten especies vegetales pertenecientes a otras familias como Asteraceae, Poaceae y Cactaceae, en esta última familia predominan especies de cactáceas columnares entre ellas *Neobuxbaumia tetetzo* que es endémica. En la presente investigación se trabajó con dos tipos de asociaciones vegetales de las registradas en la Reserva: i) Tetechera y ii) Mezquital. La Tetechera, en donde es dominante *N. tetetzo*, se localizan en terrenos de ladera con rocas lutitas entre los 700 y 1 500 m snm, en esta asociación el estrato arbustivo, con algunos elementos arbóreos, corresponde a una matorral xerófilo con hasta 8 m de altura, en donde las especies dominantes o co-dominantes son: *Mimosa luisana*, *Agave karwinskii*, *A. marmorata*, *Bursera aloexylon*, *Ceiba parvifolia*, *Acacia coulteri*, *Cordia curassavica*, *Fouquieria formosa*, *Calliandra eriophylla*, *Ipomoea arborescens*, *Caesalpinia melanadenia*, *Castela tortuosa*, *Ruellia hirsutoglandulosa* y *Siphonoglossa ramosa*, además de algunas otras cactáceas como *Myrtillocactus geometritans* y *Pachycereus hollianus*. En el Mezquital, predomina el estrato arbóreo (2-5 m de altura) sobre el arbustivo, dominado por *P. laevigata* (mezquite) que se localiza en suelos aluviales más profundos ubicados en las porciones más bajas del Valle que están cercanas a los ríos. En la vegetación pueden observarse, frecuentemente, tres especies de cactáceas columnares: *Myrtillocactus geometrizans*, *Pachycereus marginatus* y *Stenocereus pruinosis* entre mezcladas con un estrato arbustivo donde están presentes *Celtis pallida*, *Castela tortuosa*, *Maytenus phyllantoides*, *Caesalpinia melanadenia*, *Cercidium praecox* y *Vallesia glabra* (Valiente-Banuet *et al.*, 2000).

Muestreo de campo

En la región de Zapotitlán Salinas, dentro del Valle de Tehuacán-Cuicatlán, se establecieron 8 cuadros de muestreo, 4 para cada asociación vegetal (Tetechera vs. Mezquital). Los cuadros tuvieron una dimensión de 20 × 20 m (400 m²) y en éstos se realizaron las mediciones dasométricas correspondientes para todos los individuos de las especies de los estratos arbustivo, arbóreo y arborescente. En todos los casos, los cuadros de muestreo estuvieron separados por al menos 500 m de distancia. En los individuos de especies de plantas con formas arbustivas y arbóreas se midió la altura, cobertura, diámetro basal o de cada rama; mientras que en los individuos de especies arborescentes (i.e. cactáceas) se midió la altura, diámetro basal, diámetro y largo de cada rama y número de ramas. En cada cuadro, el total de individuos de cada especie fue contado para determinar la densidad de individuos por unidad de superficie. Además, se identificaron a nivel de género o especie todos los individuos registrados para cada estrato dentro de cada cuadro, con la experiencia y ayuda de los pobladores locales y con base en la colecta de muestras para su identificación en el herbario

Metropolitano-UAMIZ de la Universidad Autónoma Metropolitana unidad Iztapalapa. Los datos taxonómicos de las especies fueron consultados en la base de datos de *The Plant List* (2013).

Determinación de la diversidad y estructura de las asociaciones vegetales

La densidad se estimó a partir de contabilizar todos los individuos de cada especie en el campo y se expresó por unidad de superficie, y la frecuencia se estimó con base en la presencia-ausencia de los individuos de una especie dentro de alguno de los cuadros de muestreo. La diversidad alfa se determinó con base en la riqueza de especies y el índice de diversidad-dominancia de Simpson. La riqueza se obtuvo mediante el reconocimiento taxonómico y el conteo por observación directa en cada cuadro de muestreo en el campo, y el índice de Simpson mediante la fórmula reportada en Moreno (2001).

Estimaciones de biomasa y carbono

La biomasa aérea de los distintos estratos, dentro de los cuadros de muestreo, se estimó con base en ecuaciones alométricas previamente reportadas de manera particular para las especies o bien con base en ecuaciones generales reportadas para comunidades vegetales de otros ambientes áridos o semiáridos. Las ecuaciones utilizadas fueron obtenidas del listado publicado por Rojas-García *et al.* (2015) y de la base de datos del Programa Mexicano del Carbono. En el caso de las cactáceas columnares (estrato arborecente) se utilizó la ecuación alométrica propuesta por Pavón *et al.* (2015), debido a que es la única disponible para cactus en la literatura. Las ecuaciones seleccionadas fueron retroalimentadas con algunos de los datos dasométricos obtenidos durante el muestreo de campo, según lo requirió cada ecuación. En los casos donde fue necesario utilizar en las ecuaciones la gravedad específica de la madera, el valor fue consultado en la base de datos *The Global Wood Density* y en el listado publicado por Ordoñez *et al.* (2015). Los valores de biomasa obtenidos para cada individuo de cada especie fueron sumados para obtener un valor total de biomasa para cada cuadro de muestreo.

El carbono en la biomasa se estimó empleando el valor de concentración de C de 44.7%, el cual fue reportado para plantas de bosques mexicanos, a partir de determinar la concentración de C en 175 especies forestales en diferentes ambientes de México (Pompa-García *et al.*, 2017).

Los datos de biomasa y contenido de carbono aéreos fueron extrapolados por unidad de superficie con base en los valores promedio estimados por cuadro de muestreo y el total de individuos registrados en cada cuadro muestreado (densidad), con la finalidad de reportar una estimación de estas variables que pudiera ser extrapolable a los dos tipos de asociaciones vegetales estudiadas y servir a futuro como referencia para la toma de decisiones y de manejo.

Análisis estadístico de los datos

Los datos promedio (\pm error estándar) de diversidad y estructura de la vegetación, así como los de biomasa y contenido de C se expresaron mediante histogramas y se compararon mediante una prueba de t-student para muestreos pareados con una $n=4$, y una $p \leq 0.05$ se consideró como significativa en todos los casos. La estadística se realizó en programa Statística vers. 6.1.

Resultados y Discusión

Se identificaron un total de 13 familias, 23 géneros y 30 especies para los estratos arbustivo, arbóreo y arborecente de los 8 cuadros muestreados (Cuadro 1). La Tetechera tuvo significativamente menor riqueza de especies que el Mezquital (Cuadro 1, Figura 1A), con 17 y 23 especies, respectivamente. La composición de especies reportada en el Cuadro 1, coincide en un 82% con la reportada por otros estudios dentro de estas asociaciones vegetales (Valiente-Banuet *et al.*, 2000 y 2009). Asimismo, el

índice de diversidad de Simpson sugiere que el Mezquital es más diverso que la Tetechera (Figura 1B), ya que ésta presenta mayor dominancia de algunas especies.

Cuadro 1. Composición florística de las dos asociaciones vegetales (Tetechera vs. Mezquital) estudiadas en el Valle semiárido de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México.

| Familia | Género | Especie | Presencia | | |
|--------------------|------------------------|--|--|-----------|---|
| | | | Tetechera | Mezquital | |
| Agavaceae | <i>Agave</i> | <i>Agave karwinskii</i> Zucc | X | X | |
| | | <i>Agave marmorata</i> Roezl | X | X | |
| | | <i>Agave</i> sp. | | X | |
| Bombacaceae | <i>Ceiba</i> | <i>Ceiba parvifolia</i> Rose | X | | |
| Boraginaceae | <i>Cordia</i> | <i>Cordia curassavica</i> (Jacq.) Roem. & Schult | X | | |
| Bursraceae | <i>Bursera</i> | <i>Bursera galeotii</i> Englem | | X | |
| | | <i>Bursera aloexylon</i> Engler in Engl. Bot. Jahrb. | X | | |
| Cannabaceae | <i>Celtis</i> | <i>Celtis pallida</i> L. | | X | |
| | <i>Myrtillocactus</i> | <i>Myrtillocactus geometrizans</i> (Mart) Console | X | X | |
| | <i>Neobuxbaumia</i> | <i>Neobuxbaumia tetetzo</i> (F.A.C. Weber) Backed | X | | |
| Cactaceae | <i>Opuntia</i> | <i>Opuntia depressa</i> Rose | | X | |
| | | <i>Opuntia pilifera</i> (F.A.C) Weber | X | | |
| | <i>Pachycereus</i> | <i>Opuntia tehuacanensis</i> | | | X |
| | | <i>Pachycereus hollianus</i> J, Meyrán | | | X |
| | | <i>Pachycereus marginatus</i> (DC.) Britton & Rose | | | X |
| <i>Mammillaria</i> | <i>Mammillaria</i> sp. | X | X | | |
| Convolvulaceae | <i>Ipomoea</i> | <i>Ipomoea arborescens</i> (Humb. & Bonpl. Ex Willd.) G. Don | X | X | |
| | | <i>Fouquieria</i> | <i>Fouquieria formosa</i> Kunth | X | X |
| Fouquieriaceae | <i>Acacia</i> | <i>Acacia constricta</i> (Beth) Seigler y Ebinger | | X | |
| | | <i>Acacia farnesiana</i> (L.) Wild | X | X | |
| Leguminosae | <i>Dalea</i> | <i>Dalea carthagenensis</i> (Jacq) J.E. Machr | | X | |
| | <i>Mimosa</i> | <i>Mimosa luisana</i> Brandegee | X | | |
| | <i>Prosopis</i> | <i>Prosopis laevigata</i> (Humbnd Bonpl. Ex Wild) M.C. Jonhson | | X | |
| | | <i>Parkinsonia</i> | <i>Parkinsonia praecox</i> L. | X | |
| Apocynaceae | <i>Calliandra</i> | <i>Calliandra eriphylla</i> Benth | X | X | |
| | | <i>Plumeria</i> | <i>Plumeria rubra</i> L. | X | X |
| Rhamnaceae | <i>Ziziphus</i> | <i>Ziziphus amole</i> (Sesse & Mocino) M.C. Jhonston | | X | |
| | | <i>Karwinskia</i> | <i>Karwinskia humboldtiana</i> (Schult.) Zucc. | X | X |
| Simamaroubaceae | <i>Castela</i> | <i>Castela tortuosa</i> Liebm | | X | |
| Verbenaceae | <i>Lippia</i> | <i>Lippia graveolens</i> H. B. & K | | X | |

Al parecer el Mezquital favorece la diversidad de especies de plantas, debido que esta asociación vegetal se localiza en sitios cercanos al río Zapotitlán y sobre suelos más profundos que favorecen la retención de humedad (Valiente-Banuet *et al.*, 2000). Por otro lado, en esta asociación vegetal hay dominancia de sólo una especie, *P. laevigata* (mezquite), la cual es una planta formadora de islas de fertilidad que incrementa los nutrientes del suelo (Montaño *et al.*, 2006; Perroni *et al.*, 2010) y la diversidad vegetal bajo su copa, como se ha demostrado en otros matorrales dentro del Valle de Tehuacán-Cuicatlán (Perroni *et al.*, 2006) y en otros matorrales xerófilos semiáridos de México, localizados en el Valle del Mezquital, Hidalgo (Montaño *et al.*, 2006) y en la Bajío en Guanajuato (Cruz *et al.*, 1997). En contraste, la Tetechera está localizada sobre laderas con suelos poco profundos y está particularmente dominada por una estrecha relación de nodrizaje entre *N. tetetzo* y *M. luisana*, en

donde ambas especies presentan densidades parecidas con alrededor de 820 individuos ha^{-1} (García-Nieto *et al.*, 2018), lo que podría dejar pocos nichos disponibles para otras especies arbustivas. No obstante, aunque la diversidad estimada entre ambas asociaciones vegetales es muy cercana, al parecer el mezquital genera mejores condiciones y recursos que favorecen la diversidad vegetal en este valle semiárido.

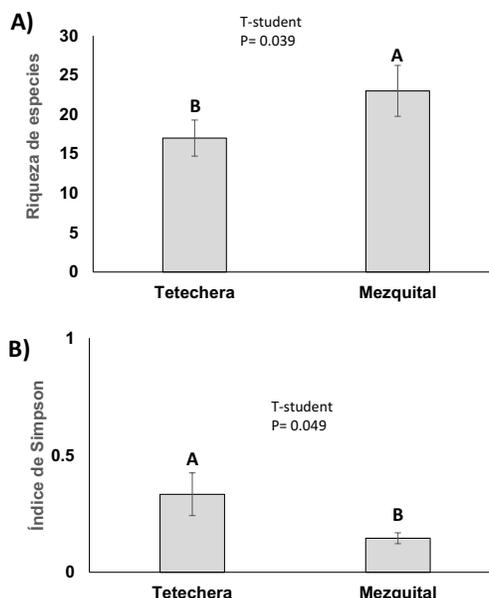


Figura 1. Diversidad alfa (riqueza observada -A-) e Índice de Simpson -B-) en dos asociaciones vegetales (Tetechera vs. Mezquital) en el Valle semiárido de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México.

La altura promedio de las plantas no difirió entre las dos asociaciones vegetales (Figura 2A) y los valores detectados estuvieron por debajo (< 8 m) de lo reportado previamente en estos matorrales xerófilos (Valiente-Banuet *et al.*, 2000). En contraste, la densidad de individuos por hectárea y la frecuencia de los individuos difirieron entre las dos asociaciones vegetales estudiadas, en donde la Tetechera tuvo mayor densidad de individuos y frecuencia de especies que el Mezquital (Figura 2B-C). Este resultado podría estar explicado porque si bien la presencia del mezquite favorece la diversidad en términos de la riqueza de especies, reduce la posibilidad de que las especies incrementen su número de individuos y, por lo tanto, es menos probable registrar individuos de alguna especie en sitios dominados por esta especie de mezquite. Un posible mecanismo por el que ocurre esto podría ser que la copa del mezquite reduce el crecimiento de las especies que requieren una mayor cantidad de luz para crecer (p. ej. con metabolismo C3) como lo reporta Cruz *et al.* (1997) en otros mezquiales de ambientes semiáridos. Otro posible mecanismo es que el mezquite, al formar islas de recursos, es también refugio de aves, roedores y otros organismos que pudieran estar depredando las semillas producidas por otras especies, lo que al largo plazo, reduce el número de plantas y de individuos exitosos de las otras especies, ya que por ejemplo, otros estudios indican la importancia de los mezquites como hábitat de animales (Arizmendi *et al.*, 2007); no obstante, es necesario probar estas hipótesis. Por otra parte, la densidad de individuos y su frecuencia parecen compensarse por aspectos relacionados a su crecimiento, ya que la cobertura, al igual que la altura promedio de los individuos entre las asociaciones vegetales, no difirieron (Figura 2D). Así, los resultados de este estudio sugieren que es probable que la asignación de carbono a la biomasa, en términos del crecimiento aéreo, sea a nivel de la comunidad de plantas muy parecido en ambas asociaciones vegetales, independientemente de la riqueza específica y de la diversidad vegetal.

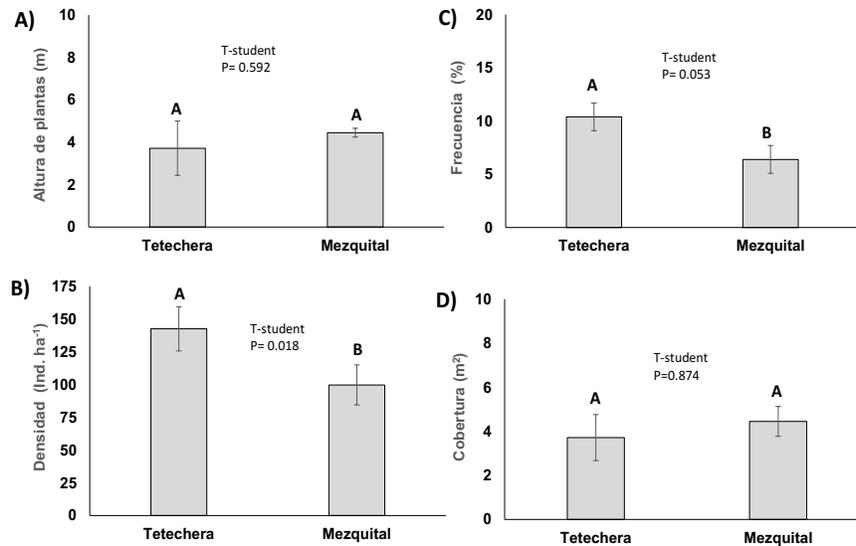


Figura 2. Características estructurales (A-D) de las dos asociaciones vegetales (Tetechera vs. Mezquital) estudiadas en el Valle semiárido de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México.

Los valores estimados de la biomasa aérea en las asociaciones vegetales fueron de 146 Mg ha^{-1} para la Tetechera y de 42 Mg ha^{-1} para el Mezquital. El valor de la Tetechera se encuentra por arriba del valor de 78.4 Mg ha^{-1} reportado por Navar *et al.* (2002) para el matorral xerófilo tamaulipeco; mientras que el valor registrado para el Mezquital es similar al de 42.4 Mg ha^{-1} reportado para mezquital de la región del Bajío mexicano (Becerril-Piña *et al.*, 2014). En contraste, la biomasa aérea estimada para ambas asociaciones vegetales es el doble o hasta cuatro veces más que la registrada por Búrquez *et al.* (2010) para las comunidades xerofíticas del desierto de Sonora. La reserva aérea de C estimada para las dos asociaciones vegetales fue de 86.5 y $26.2 \text{ Mg C ha}^{-1}$ para la Tetechera y el Mezquital, respectivamente. Estos valores están por arriba de los 19 Mg C ha^{-1} indicados por Masera *et al.* (2001) para bosques semiáridos de México y de los 25 Mg C ha^{-1} registrados por Navar *et al.* (2002) para matorrales del noroeste de México, y en el caso del Mezquital es muy similar a los $21.2 \text{ Mg C ha}^{-1}$ reportados por Becerril-Piña *et al.* (2014) en los mezquital de la región del Bajío en Guanajuato, México.

Los datos de biomasa y C aéreas, a partir del estudio de dos asociaciones vegetales del valle semiárido de Tehuacán-Cuicatlán, sugieren que los matorrales semiáridos de México podrían ser un importante reservorio de biomasa y C, pero que ambos parámetros podrían estar siendo subestimados al basarse en la cuantificación de uno o dos estratos (arbustivo y/o arbóreo) de la vegetación. Esta hipótesis se sustenta en que en este estudio se incluyó el estrato arborecente, particularmente representado por las cactáceas, las cuales tienen una contribución muy importante a la biomasa y reservas de C en este tipo de ecosistemas. Pavón *et al.* (2015) y García-Nieto *et al.* (2018 en este libro) indican que el aporte de las cactáceas al almacenamiento de C es al menos equiparable al aporte de otras plantas arbustivas, por lo que estos elementos florísticos, así como otras plantas suculentas como los agaves (en este caso no cuantificada su biomasa y C) deben ser considerados en las estimaciones de C en ambientes áridos y semiáridos. Asimismo, los datos indican que la biomasa y el contenido de C aéreas podrían estar más influenciados por diferencias en la densidad de individuos, la frecuencia de las especies y la dominancia o co-dominancia de ciertas especies que por la riqueza o diversidad de especies en las asociaciones vegetales que integran la florística de los ecosistemas semiáridos.

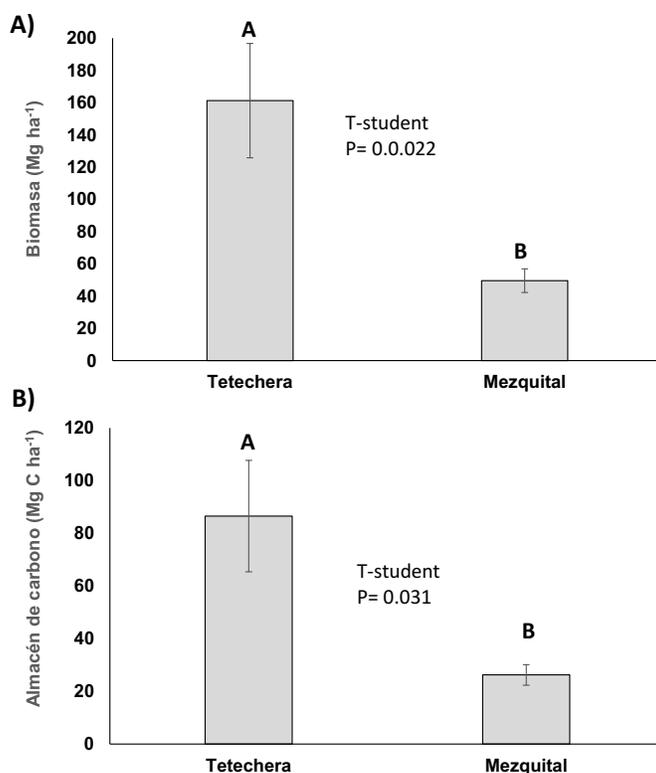


Figura 3. Biomasa (A) y contenido de carbono (B) estimados para dos asociaciones vegetales (Tetechera vs. Mezquital) en el Valle semiárido de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México.

Conclusiones

Este es el primer trabajo en estimar la biomasa y el almacén de C aéreos en dos de las asociaciones vegetales más importantes dentro del valle semiárido de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México. Los datos indican que la asociación vegetal “Tetechera” tiene mayor biomasa y almacén de C aéreos que el “Mezquital”, a pesar de que esta última asociación vegetal presentó una riqueza de especies y diversidad mayores. Así, los datos indican que la densidad de individuos por especie, la frecuencia de las especies y una mayor cantidad de especies dominantes o co-dominantes, son parámetros estructurales de las comunidades vegetales que podrían estar favoreciendo la acumulación de biomasa y el almacén de C en la “Tetechera”; no obstante, es necesario correlacionar estos factores. Asimismo, el haber incorporado en este estudio las estimaciones de biomasa y C aéreos del estrato arborecente que corresponde a las cactáceas, sugiere que los ambientes semiáridos, como el Tehuacán-Cuicatlán, podrían tener valores más altos de biomasa y C aéreos que los que hasta ahora se habían reportado en la literatura. Finalmente, este estudio resalta la importancia de realizar más y mejores estimaciones de biomasa y C en ecosistemas semiáridos de México.

Agradecimientos

A las autoridades del municipio de Zapotitlán Salinas, del Jardín Botánico “Helia Bravo Hollis” y de la Reserva de la Biosfera de Tehuacán-Cuicatlán, por otorgarnos los permisos para las mediciones en campo y por permitirnos trabajar en sus predios y en la Reserva. Al Sr. Pedro Miranda Pacheco por su ayuda en identificación de las plantas en el campo, y a los estudiantes de Biología del *Curso de Ecología de Campo* (2016) de la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla por su ayuda con el muestreo de la vegetación. A Larissa Salazar Ortuño por la revisión del manuscrito.

Literatura citada

- Arizmendi, M. C., P. Dávila, A. Estrada, E. Figueroa, L. Márquez-Valdemar, R. Lira, O. Oliveros-Galindo and A. Valiente-Banuet. 2007. Riparian Mesquite bushes are important for bird conservation in tropical arid Mexico. *Journal of Arid Environments* doi:10.1016/j.jaridenv.2007.12.017.
- Becerril-Piña, R., E. González-Sosa, C. A. Mastachi, C. Díaz-Delgado y N. M. Ramos-Salinas. 2014. Contenido de carbono en un ecosistema semiárido del centro de México. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*. 1:9-18.
- Búrquez, A., A. Martínez-Yrizar, S. Núñez, T. Quintero, and Aparicio. 2010. Aboveground biomass in three Sonoran Desert communities: variability within and among sites using replicated plot harvesting. *Journal Arid Environments* 74:1240-1247.
- Camargo-Ricalde, S. L., S. S. Dhillion, and R. Grether. 2002. Community structure of endemic Mimosa species and environmental heterogeneity in a semi-arid Mexican valley. *Journal of Vegetation Sciences*.13:697-704.
- Campbell, A., L. Miles, I. Lysenko, A. Huges and H. Gibbs. 2008. Carbon storage in protected areas. Technical report. UNEP World Conservation Monitoring Center. 64 p.
- Cruz, J. A., E. García-Moya, J. T. Frías-Hernández, G. Montesinos y J. L. Flores. 1997. Influencia de los mezquites en la composición y cobertura de la vegetación herbácea de un matorral semiárido del Norte de Guanajuato. *Bol. Soc. Bot. (México)* 61:21-30.
- Ezcurra, E., E. Mellink, E. Wehncke, C. González, S. Morrison, A. Warren, D. Dent and P. Driessen. 2006. Natural History and Evolution of the World's Deserts. pp. 1–26. *In*: Ezcurra, E. (ed). *Global Deserts Outlook*. United Nations Environment Programme (UNEP). Nairobi, Kenya.
- García, E. 1973. Modificaciones al sistema de clasificación climática Köppen. 2ª edc. Instituto de Geografía. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Masera, O. R., A. Ceron and A. Ordoñez. 2001. Forestry mitigation options for Mexico: finding synergies between national sustainable development priorities and global concerns. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 6:291-312.
- Montaño, N. M., F. Ayala, S. Bullock, O. Briones, F. García, Y. Maya, R. García, Y. Perroni, C. Siebe, Y. Tapia, E. Troyo y E. Yépez. 2016. Almacenes y flujos de carbono en ecosistemas áridos y semiáridos de México: Síntesis y prospectivas. *Terra Latinoamericana* 34:39-59.
- Montaño, N. M., R. García-Sánchez, G. Ochoa de la Rosa and A. Monroy. 2006. Relationship between shrub vegetation, mesquite and soil of a semiarid ecosystem in Mexico. *Terra Latinoamericana* 24:193-205.
- Moreno, E. C. 2001. Manual de métodos para medir la biodiversidad. Textos universitarios: Universidad Veracruzana. México.
- Návar, J., E. Méndez and V. Dale. 2002. Estimating stand biomass in the Tamaulipan thornscrub of northeaster, Mexico. *Annals Forest Sciences* 59:813-821.
- Nieto-García V. G., V. Huerta-Saavedra, A. Martínez-Ramírez, B. Chávez-Vergara y N. M. Montaño. 2018. Biomasa aérea y almacén de carbono en dos leguminosas y una cactácea del Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México.
- Ordóñez, J. A. B., A. Galicia, N. J. Venegas, T. Hernández, M. J. Ordóñez y R. Dávalos-Sotelo. 2015. Densidad de las maderas mexicanas por tipo de vegetación con base en la clasificación de J. Rzedowski: compilación. *Madera y Bosques* 21:77-126.
- Pavón, N. P. and O. Briones. 2000. Root distribution, standing crop biomass and belowground productivity in a semidesert in México. *Plant Ecology* 146:131-136.
- Pavón, N. P., C. O. Ayala y F. A. P. Martínez. 2015. Water and carbon storage capacity in *Isolatocereus dumortieri* (Cactaceae) in an intertropical semiarid zone in Mexico. *Plant Species Biology* 3:240-243.
- Perroni, Y., C. Montaña and F. García-Oliva. 2010. Carbon-nitrogen interactions in fertility island soil from a tropical semi-arid ecosystem. *Functional Ecology* 24:233-242.
- Perroni, Y., C. Montaña, F. García-Oliva. 2006. Relationship between soil nutrient availability and plant species richness in a tropical semi-arid environment. *Journal Vegetation Science* 17:719-728.
- Pompa-García, M., J. A. Sigala-Rodríguez, E. Jurado and J. Flores. 2017. Tissue carbon concentration of 175 Mexican forest species. *iForest* 10:754-758.
- Poulter, B., D. Frank, P. Ciais, R. B. Myneni, N. Andela, J. Bi, G. Broquet, J. G. Canadell, F. Chevallier, Y. Liu, S. W. Running, S. Sitch, and G. van der Werf. 2014. Contribution of semiarid ecosystems to inter annual variability of the global carbon cycle. *Nature* 509: 600-603.
- Rojas-García, F., B. De Jong, P. Martínez-Zurimendi and F. Paz. 2015. Database of 478 allometric equations to estimate biomass for Mexican trees and forests. *Annals of Forest Science* 72:835-864.
- Rzedowski, J. 1978. Vegetación de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. 504 p.
- Schlesinger, W. H. and E. Bernhardt. 2013. Biogeochemistry: an analysis of global change. 3rd edition. Elsevier, Oxford UK.
- The Plant List (2013). Version 1.4 Recuperado de <http://www.theplantlist.org/> Consultado: 27 de abril, 2018
- Toledo, V. M. y Ma. J. Ordóñez. 1998. El panorama de la biodiversidad de México: una revisión de los hábitats terrestres. pp. 757-777. *In*: Ramamoorthy, T. P., R. Bye, A. Lot y J. Fa (eds.). *Diversidad biológica de México: orígenes y distribución*. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D. F.
- Valiente-Banuet, A. and E. Ezcurra. 1991. Shade as a cause of the association between the cactus *Neobuxbaumia tetetzo* and the nurse plant *Mimosa luisana* in the Tehuacán Valley, Mexico. *Journal of Ecology* 79:961-971.
- Valiente-Banuet, A., A. Casas, A. Alcántara, P. Dávila, N. Flores-Hernández, M. C. Arizmendi, J. L. Villaseñor y J. Ortega. 2000. La vegetación del Valle de Tehuacán-Cuicatlán. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 67:24-74.
- Valiente-Banuet, A., L. Solís, P. Dávila, Ma. C. Arizmendi, C. Silva-Pereyra, J. Ortega-Ramírez, J. Treviño-Carreón, S. Rangel-Landa y A. Casas. 2009. Guía de la vegetación del Valle de Tehuacán-Cuicatlán. UNAM-CONABIO, México.
- Zavala-Hurtado, J. A. y G. Hernández-Cárdenas. 1998. Estudios de caracterización y diagnóstico del área propuesta como Reserva de la Biósfera Tehuacán-Cuicatlán. Universidad Autónoma Metropolitana-Instituto Nacional de Ecología (SEMARNAP). Reporte Técnico.

5.27 Relación biomasa y topografía: de cómo los patrones de biomasa forestal se relacionan con la topografía

Salinas-Melgoza Miguel A.^{1,2} y Skutsch Margaret¹

¹Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), Antigua Carretera a Pátzcuaro No 8701, Col. Ex-Hacienda de San José de La Huerta, 58190, Morelia, Michoacan, Morelia.

²Twente Department of Governance and Technology for Sustainability, University of Twente, 7522 NB Enschede, Países Bajos
Autor para correspondencia: ma.masm@gmail.com

Resumen

Las variaciones espaciales en biomasa en pie (BP) dentro de paisajes rurales están explicadas en parte por variaciones topográficas como la pendiente y la elevación, así como por actividades humanas. Estas actividades humanas a menudo siguen la topografía y también juegan un papel clave en la determinación de los patrones de BP, aunque estos efectos pueden ser moderados por accesibilidad. En este estudio, evaluamos en qué medida la topografía define la BP y el potencial de estas relaciones para hacer predicciones de BP en un paisaje rural, utilizando un conjunto de variables topográficas derivadas de modelos digitales de elevación. Realizamos regresiones lineales y no lineales entre BP y las variables topográficas para seis ejidos. Los modelos lineales mostraron que la elevación, la pendiente, el índice de humedad topográfica y la curvatura tangencial podrían explicar hasta 21% de BA. Los modelos no lineales encontraron umbrales para la relación entre la BP y la configuración topográfica, separaron a los ejidos en dos grupos y mejorando las predicciones de BP a 33%. Estos hallazgos podrían ayudar en el diseño de proyectos REDD + bajo la política internacional Reducción Emisiones de la deforestación y la degradación forestal (REDD +), identificando grupos de ejidos con diferente desempeño, por lo tanto, establecer objetivos más claros en proyectos locales.

Palabras clave: *topografía; biomasa; pendiente; elevación; humedad en el suelo.*

Introducción

La biomasa en pie que podemos encontrar en cualquier punto de un paisaje forestal está determinada en gran medida por factores biofísicos y humanos. Funciones monotónicas y unimodales han sido relacionadas entre la biomasa forestal y factores topográficos, tanto locales como regionales (Lieberman *et al.*, 1996; Jaramillo *et al.*, 2003, Marshall *et al.*, 2012). Mientras que los factores humanos pueden parcialmente depender de la topografía y esto a su vez impactar negativamente los niveles de biomasa que podemos encontrar en el paisaje (Williams-Linera, 2014; Lovett *et al.* 2006). La topografía de forma indirecta modifica estos niveles, controlando otras variables que son limitantes en el desarrollo de los individuos arbóreos de bosques y selvas (Wilson y Gallant, 2000).

Los bosques y selvas del mundo están siendo deforestadas y degradadas muy rápidamente. Para abordar esta problemática, se ha propuesto una política internacional desde el sector forestal, la Reducción de Emisiones derivadas de la Deforestación y Degradación forestal; además de la conservación, el manejo sostenible y el mejoramiento del stock de carbono de los bosques en los países en desarrollo (REDD+). Para poder incrementar la probabilidad de éxito de esta política internacional, es necesario hacer uso de las bases científicas necesarias que ayuden a entender, de una manera más clara, los factores que podrían determinar los patrones de distribución de la biomasa en sistemas forestales.

México abordará la política internacional REDD+ mediante un enfoque de paisaje; sin embargo, aún se desconoce mucho sobre los determinantes de los patrones de BP en el paisaje. La topografía es una

plantilla en el paisaje que define estos determinantes, la cual puede ayudar a hacer predicciones de ésta, relativamente de una forma sencilla. Este estudio contribuye al conocimiento de estos determinantes para las selvas bajas caducifolias en el occidente de México, en función de la geometría del paisaje y propone modelos predictivos para estimar el potencial de BP de un paisaje dado.

El objetivo del presente estudio es evaluar la configuración topográfica como determinante de la biomasa aérea y obtener modelos predictivos que usen esta relación, en un paisaje rural de México.

Materiales y Métodos

La zona de estudio se encuentra en la Junta Intermunicipal el Rio Ayuquila (JIRA), Jalisco, en el occidente de México (Figura 1). La vegetación que predomina en la zona de estudio es selva baja caducifolia, en este tipo de vegetación el agua disponible en el suelo es el factor limitante y que controla diferentes procesos naturales y actividades humanas (Maass y Burgos, 2011). Las principales actividades humanas que se realizan en la zona de estudio son agricultura permanente en las áreas más planas, roza tumba y quema (RTQ) en área de pie de monte con elevada pedregosidad del suelo, colecta de leña y postes para cercas de forma difusa, a lo largo de la pendiente de las colinas. Mientras que el ganado vacuno en algunos ejidos se encuentra deambulando libremente en la selva para alimentarse por ramoneo. Con el objetivo de tener una densidad mayor de parcelas en la zona de estudio, las parcelas de muestreo de tres grupos de datos fueron usadas, sumando en total 144 parcelas. Estas parcelas cubren una amplia variedad de condiciones topográficas. Todas las parcelas son circulares. Las parcelas de dos grupos de datos están constituidas por círculos concéntricos. Estas parcelas estaban en el territorio de 6 ejidos. Todos los individuos con diámetro a la altura del pecho (DAP) mayor a 2.5 cm y que estaban enraizados dentro de las parcelas fueron medidos. Se obtuvo la biomasa arbórea en pie (BP) usando las ecuaciones alométricas de Martínez-Yrizar *et al.* (1992) (Ecuación 1). Un grupo de 19 variables topográficas que en la literatura se ha documentado su relación con la BP fueron derivadas de modelos digitales de elevación. Evaluamos la multicolinealidad de estas 19 variables, reduciendo este grupo de variables a 11. Se usó un análisis de Análisis de Varianza de una vía para evaluar si la BP media era igual en todos los ejidos. Además se usó un análisis CART para evaluar la existencia de relaciones no lineales entre la PB y las variables topográficas dentro de los ejidos. Se evaluaron las relaciones lineales entre la BP y las variables topográfica usando modelos lineares generalizados (GLM) usando la BP como variable dependiente y las variables topográficas como variables independientes, y modelos lineares generalizados mixtos (GLMM), donde la variable dependiente fue la BP, el efecto fijo fueron las variables topográficas y el efecto al azar fueron los ejidos. En el GLMM los ejidos fueron usados como efecto al azar porque se ha visto que cuando los datos de las variables explicativas provienen de una población con estructura agrupada, los errores de la regresión a menudo se correlacionan dentro de los grupos. Para obtener el modelo GLM y GLMM óptimo se usó el procedimiento propuesto por Crawley (2013).

$$\log_{10}B = -0.5352 + 0.9996 \log BA$$

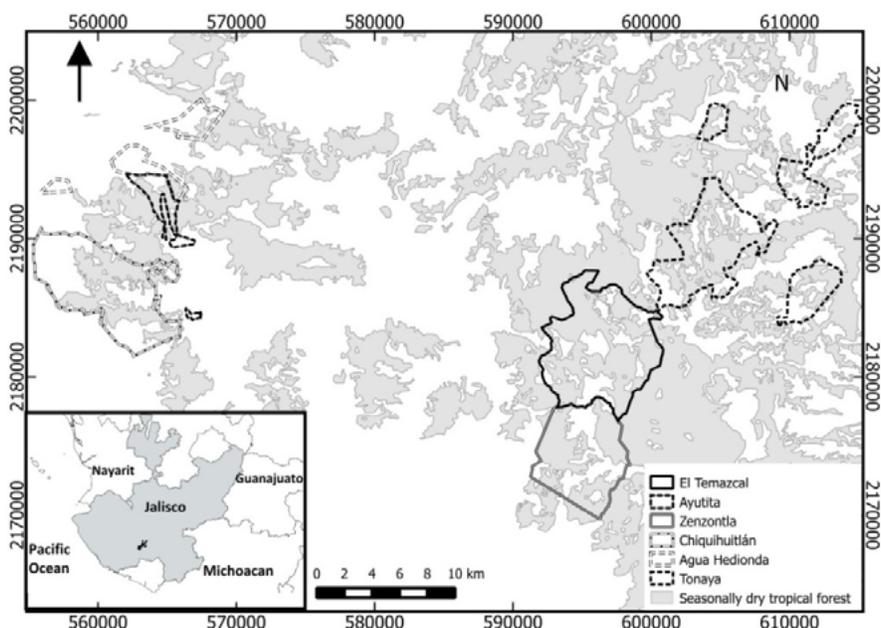


Figura 6. Localización del área de estudio.

Resultados y Discusión

La variación de la BP por ejido fue muy amplia, con rangos entre 1.43 y 97.93 Mg/ha. El análisis de la varianza indica que existe una variación significativa dentro de los grupos de ejidos ($F(5, 138)=15.08, p<0.0005$). Las pruebas post hoc de Tukey mostraron que las comparaciones por pares fueron significativamente diferentes en $p < 0.05$ para el grupo de ejidos que incluía Chiquihuitlán, Temazcal y Tonaya y el grupo que incluía Ayutita y Zenzontla. También se encontró que el primer grupo tiene una BP media menor que el segundo. La BP para Agua Hedionda no fue significativamente diferente de los otros ejidos ($p > 0.05$) (Figura 2).

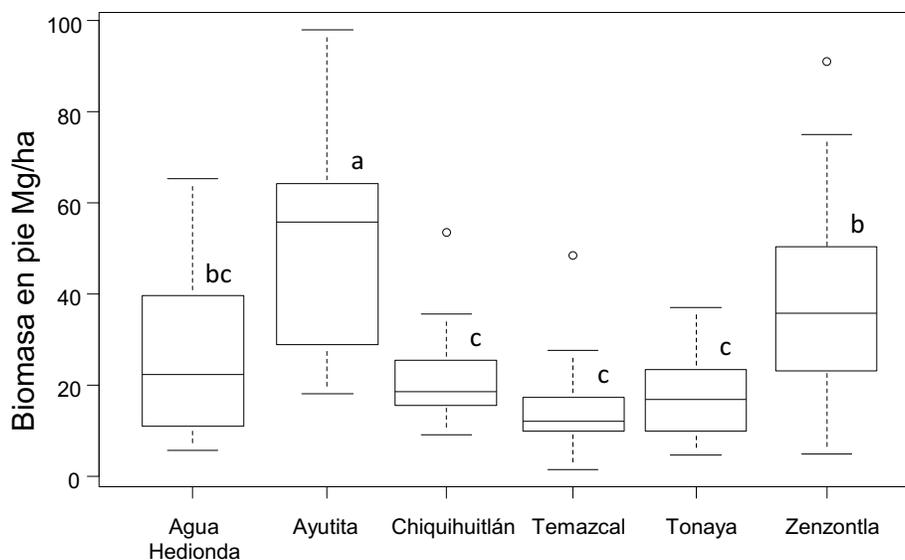


Figura 2. Variación de la biomasa en pie por ejidos. Las cajas muestran los percentiles 25 y 75. Los bigotes de cada caja se extienden a ± 1.5 del rango intercuartil para detectar puntos de datos muy extremos. Las letras sobre los bigotes indican los ejidos que son significativamente diferentes entre sí de acuerdo con la prueba de Tukey HSD.

El análisis CART para el conjunto de datos que incluye las relaciones entre AGB y cada una de las 11 variables topográficas juntas encontró que, seis de las variables topográficas están significativamente relacionadas no linealmente con la BP. La identidad de los ejidos fue el factor más importante que explica la variación en la BP, ya que los niveles de BP variaron más entre ejidos individuales, que con cualquiera de las variables topográficas individualmente. Este análisis creó dos grupos de ejidos, el grupo A (cuatro ejidos) y el grupo B (dos ejidos). Esta división de ejidos explicó más del 30% de la variación en BA.

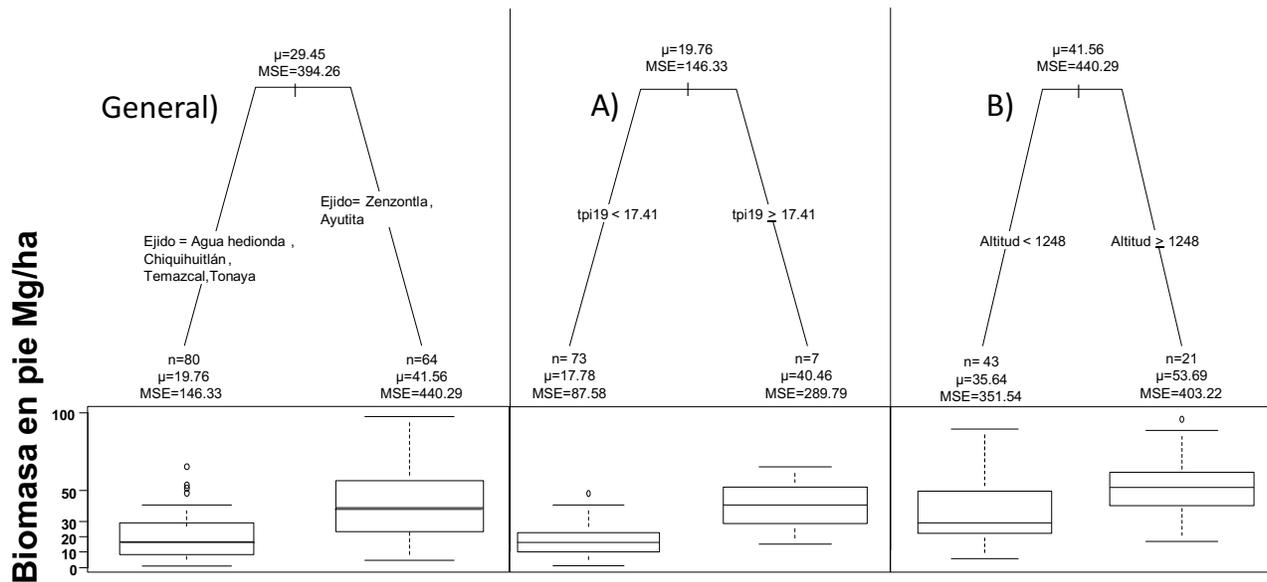


Figura 3. Árbol de regresión para biomasa en pie para el conjunto total de datos y para los grupos de ejidos A y B. MSE, error cuadrático medio; μ , media de la biomasa en pie (Mg/ha); n, número de parcelas en ese nodo terminal particular. Los diagramas de caja en la sección inferior muestran la variabilidad de la biomasa en cada uno de los nodos terminales. Las casillas muestran los percentiles 25 y 75. Los bigotes de cada trama se extienden a ± 1.5 el rango intercuartil para detectar puntos de datos muy extremos.

El modelo GLM óptimo mostró que en general, evidencias estadísticamente significativas del efecto de elevación y pendiente sobre la BP, para los seis ejidos en general ($F= 6.40$, $df=141$, $p<0.05$), este modelo explicó el 19% de la variación de la BP (Cuadro 1). El GLMM óptimo tuvo cuatro variables que fueron significativas (elevación, curvatura tangencial, pendiente e índice de humedad topográfica) para explicar el efecto de la configuración topográfica de los ejidos sobre la BP ($X^2 = 4.14$, $df = 1$, $p < 0.05$, Cuadro 1). Encontramos un efecto positivo de cada una de las cuatro variables significativas en la BP pronosticada (Figura 4). Estas tendencias lineales positivas difirieron entre grupos de ejidos. Estos resultados sugieren que hay dos tendencias similares de BP (Figura 4). En general, la mayoría de la variación de BP se atribuyó a la elevación sobre el nivel del mar, la curvatura tangencial, la pendiente y el índice de humedad topográfica (Cuadro 1). La elevación tiene la mayor importancia relativa en este modelo óptimo GLMM, seguido de la curvatura tangencial. La proporción de variación explicada por la identidad del "ejido" fue mayor que la proporción explicada por las variables topográficas. El modelo GLMM explica el 21% de la variación en la BP (Cuadro 1).

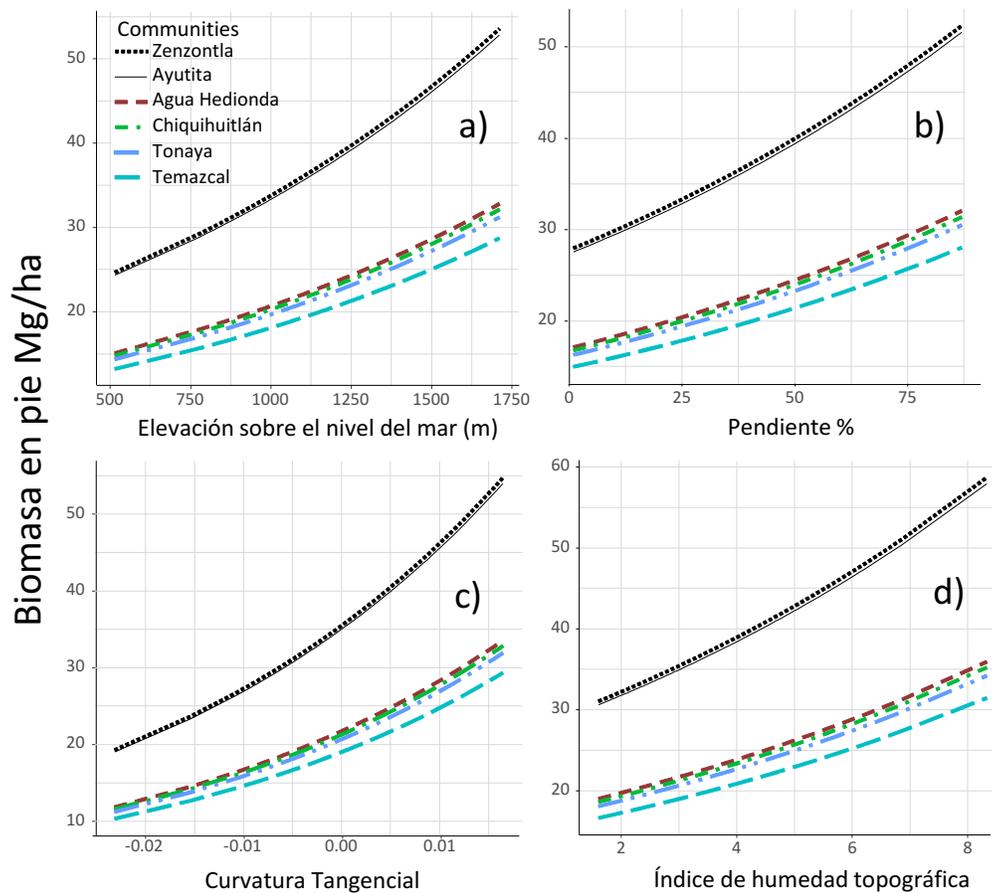


Figura 4. Relaciones entre la biomasa en pie predicha y cada variable topográfica. Las líneas de tendencia son estimaciones de modelos mixtos lineales generalizados para cada ejido.

Los resultados del análisis GLMM y CART nos sugieren que existen diferencias en las características topográficas de los ejidos que promueven una respuesta diferencial en la BP. Estos resultados sugieren que ejidos que se encuentran en las partes más altas, con pendientes más pronunciadas y sitios más cóncavos que permiten acumular más agua, tengan cantidades mayores de BP, en comparación a ejidos con menor elevación y menor pendiente y con terrenos más convexos que promueven el flujo del agua. Además, la BP en los ejidos de las partes bajas es menor porque hay una presión mayor por actividades humanas ocasionando deforestación y degradación de las selvas por colecta de postes para cercas, leña y ganado deambulando libre por la selva.

Cuadro 1. Resultados de los dos mejores modelos para los factores topográficos: GLM, modelo lineal generalizado; GLMM, modelos lineal generalizado mixto.

| Modelo | GLM | GLMM |
|---------------|-----------------------|----------------------|
| (Interceptor) | 7.711**(1.766) | 3.216***(0.006) |
| Elevación | 1.001***(0.0003)[73%] | 0.138***(0.006)[33%] |
| Pendiente | 1.001**(0.0038)[27%] | 0.135***(0.006)[25%] |
| TWI | NA | 0.112***(0.006)[13%] |
| ctan | NA | 0.135***(0.006)[29%] |

| Modelo | GLM | GLMM |
|-----------------------|--------------------------|---|
| Pseudo-R ² | R ² N1 = 0.19 | R ² _{N2(m)} = 0.10 R ² _{N2(e)} = 0.21 ICC _{N2(Ejido)} = 0.13 |
| Modelo | GLM | GLMM |
| AIC | 1199 | 1170.84 |
| ΔAIC | 22.3 | 50.5 |
| RD | 56.83 | 41.48 |

Cada celda indica la estimación. R²N, Pseudo-R²: R²_{N2(m)}, factor fijo (variables topográficas); R²_{N2(e)}, para el modelo como un todo; ICC_{N2 (Ejido)}, coeficiente de correlación intraclase para el efecto de ejidos (factor de agrupamiento); RD, desviación residual; ΔAIC, cambio en AIC; ctan, curvatura tangencial, TWI; índice de humedad topográfica; NA, no aplicable. Entre paréntesis, error estándar. Entre corchetes, importancia relativa (%) de las variables en los modelos. Valores de probabilidad: * p < .05, ** p < .01 *** p < .001.

Conclusiones

Hay un efecto combinado de las actividades humanas y la configuración topográfica del terreno de los ejidos que afecta la biomasa en pie que podemos observar en la selva baja caducifolia que se encuentra en el JIRA. Esta configuración topográfica promueve la respuesta de la biomasa en pie en dos formas, determinadas principalmente por el agua disponible en el suelo; la BP será mayor en sitios con el terreno más inclinado, con flujo de agua convergente (valores más altos de curvatura tangencial), con relativamente más escorrentía (valores más altos de índice de humedad topográfica) y en elevaciones más altas, mientras que valores más bajos de BP se encontrarán en condiciones completamente opuestas y donde la mayoría de las actividades humana son realizadas e impactan negativamente la densidad de la biomasa.

Este estudio agrega una dimensión más al enfoque REDD+ de paisaje para la reducción de emisiones. Con el procedimiento desarrollado en este estudio es posible identificar grupos de ejidos cuyas concentraciones de biomasa esperadas son más semejantes entre ellos, en función de la topografía de su territorio. Esto podría permitir el establecimiento de metas dentro de las actividades REDD+ que sean más probables de cumplir. Lo anterior usando información que es disponible de forma gratuita.

Agradecimientos

Al Netherlands Organization for Scientific Research, programa 'Science for Global Development' por el apoyo económico proporcionado para realizar este estudio, así como por la beca para realizar mis estudios de doctorado. A las personas de los ejidos que amablemente me permitieron realizar este estudio en sus tierras.

Literatura citada

- Crawley, M. J. 2013. The R book. Second edition. Wiley & Sons, Ltd, UK. 1051 p.
- Jaramillo, V. J., J. B. Kauffman, L. Rentería-Rodríguez, D. L. Cummings and L. J. Ellingson. 2003. Biomass, carbon, and nitrogen pools in Mexican tropical dry forest landscapes. *Ecosystems* 6:609–629
- Lieberman, D., M. Lieberman, R. Peralta and G. S. Hartshorn. 1996. Tropical forest structure and composition on a large-scale altitudinal gradient in Costa Rica. *Journal of Ecology*, 84:137–152.
- Lovett, J. C., A. R. Marshall and J. Carr. 2006. Changes in tropical forest vegetation along an altitudinal gradient in the Udzungwa Mountains National Park, Tanzania. *African Journal of Ecology* 44:478-490.

- Marshall, A., S. Willcock, P. Platts, J. Lovett, A. Balmford, N. D. Burgess, J. Latham, P. Munishi, R. Salter, D. Shirima and S. L. Lewis. 2012. Measuring and modelling above-ground carbon and tree allometry along a tropical elevation gradient. *Biological Conservation* 154:20-33.
- Martínez-Yrizar, A., M. Maass, L. Pérez-Jiménez and J. Sarukhán. 1996. Net primary productivity of a tropical deciduous forest ecosystem in western Mexico. *Journal of Tropical Ecology* 12:169-175.
- Toledo-Garibaldi, M. and G. Williams-Linera. 2014. Tree diversity patterns in successive vegetation types along an elevation gradient in the Mountains of Eastern Mexico. *Ecological research* 29:1097-1104
- Wilson, J. P. and J. C. Gallant. 2000. *Terrain analysis: principles and applications*. John Wiley & Sons. 520 p.

5.28 El carbono del suelo como promotor de la anidación en lagartijas de alta montaña en el centro de México

Velázquez-Rodríguez Alma S.¹; Rodríguez-Romero Felipe de J.¹; Burggren Warren² y García-Cruz Aleida¹

¹Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma del Estado de México. El Cerrillo Piedras Blancas, km 15.5 carretera Toluca-Ixtlahuaca. Toluca Estado de México. 50200.

²Department of Biological Sciences, University of North Texas, 1155 Union Circle #305220, Denton, TX 76203-5017, USA.

Autor para correspondencia: almaver@uaemex.mx

Resumen

De los diferentes factores que influyen en el desarrollo y el crecimiento de los lacertilios, principalmente se han estudiado la temperatura y la humedad relativa ambiental. En el caso de las lagartijas de alta montaña (> 2 700 msnm), que ovipositan en los montículos que dejan las tuzas, el éxito de la eclosión está fuertemente influenciado por el sustrato. Sin embargo, hasta el momento ningún estudio se ha enfocado en la relación que existe entre las características físicas y químicas del suelo y, la temperatura y humedad en el nido, variables que permiten el óptimo desarrollo de los huevos hasta la eclosión, en ambientes con condiciones de temperatura, presión y oxigenación, extremas. La presente investigación se centró en el estudio de la influencia de las características edáficas en la temperatura y humedad de los nidos de dos especies de lagartijas del género *Sceloporus* que habitan en la zona central de México. De acuerdo con los resultados, el carbono orgánico del suelo (COS) y aquellas características relacionadas con su alteración (pH, iones intercambiables y capacidad de intercambio catiónico), son los principales promotores de la permanencia, desarrollo y eclosión exitosa de los huevos en condiciones de alta montaña, al mantener estable la temperatura en los primeros centímetros de profundidad, así como valores de humedad suficientes para mantener la embriogénesis en los nidos. Se presentan los primeros datos sobre los parámetros del suelo que conforman un ambiente adecuado para la incubación de los huevos en condiciones de alta montaña, sin detrimento en la capacidad física y fenotipo de las lagartijas.

Palabras clave: *materia orgánica del suelo; lacertilios; temperatura y humedad del suelo.*

Abstract

Of the different factors that influence the development and growth of lizards, temperature and humidity have been studied mainly. In the case of high mountain lizards (> 2 700 masl), they oviposit in the mounds left by the gophers and the success of hatching is strongly influenced by the substrate. However, until now, no study has focused on the relationship between the physical and chemical characteristics of the soil and the temperature and humidity in the nest, the variables that allow the best development of the eggs until hatching, in environments with extreme temperature, pressure and oxygenation conditions. The present investigation focused on the study of the influence of edaphic characteristics on the temperature and humidity of the nests of the species of lizards of the genus *Sceloporus* that inhabit the central zone of Mexico. According to the results, the organic carbon of the soil (SOC) and the characteristics related to its alteration (pH, interchangeable ions and capacity of cation exchange), are the main promoters of the permanence, development and successful hatching of the eggs in high mountain conditions, at the same time, maintain embryogenesis in the nests. The first data about soil parameters that form an adequate environment for the incubation of eggs in high

mountain conditions are presented, without detriment to the physical capacity and phenotype of the lizards.

Key words: *soil organic matter; lizards; soil temperature and humidity.*

Introducción

Las lagartijas ovíparas que habitan zonas de alta montaña (> 2 700m) en el centro de México, están expuestas a condiciones de oxigenación, temperatura y humedad extremas, lo que representa un desafío para su reproducción y sobrevivencia (Zamora *et al.*, 2016). Existen dos especies hermanas, pertenecientes al género *Sceloporus* (*S. aenus* y *S. scalaris*) que en estos ambientes ponen sus huevos a 3 cm de profundidad, en el suelo de los montículos que forman las tuzas al cavar sus madrigueras. De acuerdo con algunos autores, son numerosos los factores abióticos que pueden determinar la selección del sitio de anidación e influir en el posterior desarrollo embrionario. La información existente se limita a algunos datos para cocodrilos y tortugas (Andrews, 2000), que destacan la importancia del sustrato en, por ejemplo, la determinación del sexo de las crías o la sobrevivencia de los embriones, pero en realidad existe un gran vacío de información respecto a las variables físicas y químicas del suelo que permiten el desarrollo y la eclosión exitosa de los huevos de reptiles en entornos desafiantes como los que caracterizan a las grandes altitudes. Es de suponerse que el suelo de los nidos proporciona condiciones de temperatura y humedad adecuadas para que los huevos se mantengan humectados, protegiéndolos de la desecación por las altas temperaturas diurnas y de la congelación nocturna, en zonas caracterizadas por una diferencia de más de 20°C entre el día y la noche.

Es ampliamente conocido que el Carbono Orgánico del Suelo (COS), generalmente evaluado a partir del contenido de materia orgánica (MO), influye significativamente en características tales como color, densidad aparente, pH, capacidad de intercambio catiónico, entre otras. De igual manera, se reconoce su sobresaliente papel como buffer, su alta capacidad de retención de agua, su influencia en estabilización estructural y su capacidad de incrementar la temperatura del suelo a partir del desprendimiento de calor, resultado de su alteración y transformación.

De acuerdo con lo anterior, es posible suponer que el contenido de COS en el suelo de los montículos en los que anidan las lagartijas, estará directamente relacionado con la temperatura y humedad de los nidos y que cualquier variación, resultado del cambio de uso de suelo, puede ser determinante en la supervivencia de los lacertilios ovíparos adaptados a condiciones de alta montaña.

Es importante destacar que las zonas de alta montaña del centro del México actualmente están sujetas a una fuerte presión antropogénica, caracterizada por un cambio de uso de bosque a áreas cultivo, con una fuerte extracción (legal e ilegal) tanto de recursos maderables, como de no maderables (hongos, musgo, etc.). Los suelos que constituyen los ecosistemas de alta montaña, suelen ser profundos, ricos en MO y alofano, pero sumamente frágiles y poco resilientes ante una intervención, lo que plantea una fuerte interrogante sobre el efecto que el cambio de uso de suelo (pérdida de COS), puede tener en la biodiversidad y exalta la necesidad de establecer políticas públicas enfocadas a la protección de estos ecosistemas.

Con base en lo anterior, el presente estudio tuvo como objetivo, determinar el efecto del COS y las características del suelo, en la anidación y eclosión de dos especies de lacertilios ovíparos en tres zonas del centro de México, con condiciones de alta montaña.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El estudio se realizó en tres localidades del centro de México, dos localizadas en el Estado de México y una perteneciente a la Ciudad de México, a lo largo de un gradiente altitudinal que va de los 2827 a los 3200 m. Todos los sitios se muestrearon durante la estación seca (diciembre-abril) y durante la temporada de lluvias (junio-septiembre). La caracterización de los sitios de muestreo se muestra en el Cuadro 1.

Cuadro 1. Caracterización de los sitios de muestreo de nidos de *Sceloporus* en la zona central de México.

| Localidad | El Mapa Estado de México | La Cima, Ciudad de México | El Ocotil, Estado de México |
|---|--------------------------------|------------------------------|--------------------------------|
| Latitud/Longitud | 19°11' N 99°50' W | 19°11' N 99°19' W | 19°08' N 99°57' W |
| Altitud (m) | 3200 | 3000 | 2827 |
| Especies presentes | <i>S. aeneus</i> | <i>S. aeneus</i> | <i>S. scalaris</i> |
| No. de montículos muestreados | 9 | 18 | 10 |
| N. de montículos con huevos | 2 | 9 | 2 |
| Montículos con huevos (%) | 22 | 50 | 20 |
| Promedio del número de huevos por montículo | 6.5 | 7.4 | 6.5 |
| Profundidad promedio de localización de los huevos | 2.5 | 1.9 | 2.7 |

Metodología

Para cada montículo se midió la profundidad total, desde de la superficie hasta la base, la profundidad a la que se encontraban los huevos (desde la superficie hasta el huevo más alto en la cámara) y el diámetro del montículo. Se midió el porcentaje de humedad en el suelo con un sensor de tipo WaterScout SM100 (Spectrum Technologies, Inc) y la resistencia a la penetración con un penetrómetro portátil (Eijkelkamp®). Se registró la temperatura mediante el uso de un sensor HOBO (Onset Instruments Co.), a tres profundidades: 1) superficial, a 20 cm por encima de la superficie del montículo, 2) 1 cm por debajo de la superficie del montículo y 3) a 3 cm de la superficie del montículo en el lugar donde típicamente se localizan los huevos.

Para la caracterización física y química del suelo se tomaron 500 g de cada montículo. Las muestras se secaron al aire y se tamizaron a 2 mm, después de lo cual se realizaron los análisis de color, textura, densidad real, densidad aparente, pH, materia orgánica, capacidad de intercambio catiónico y bases intercambiables (SEMARNAT, 2002). La determinación de la porosidad se realizó mediante microscopía petrográfica a partir de muestras inalteradas de suelo (Sustaita *et al.*, 2000).

El análisis de los resultados se llevó a cabo mediante análisis multivariados y análisis de componentes principales, para determinar los patrones de variación e identificar las variables edáficas que contribuyen a la variación (McGarigal *et al.*, 2000). Se recurrió, también, al análisis de funciones discriminantes para determinar qué variable o variables separan a los grupos, enfoque que también hace posible la combinación de variables con diferentes unidades de medida. Todos los análisis se hicieron con un valor de $p < 0.05$.

Resultados

Se muestrearon un total de 35 montículos, de los cuales sólo 13 registraron presencia de nidos con huevos (Figura 1).



Figura 1. A. Montículos de suelo creados por las tuzas, B. Nidos con huevos de *Sceloporus* en los montículos de suelo. El Mapa, Nevado de Toluca, Estado de México.

Por lo que respecta a los suelos, en las tres zonas de estudio se encuentran Andosoles y Vertisoles (WRB, 2014). En el primer caso se trata de suelos formados a partir de depósitos volcánicos, que se caracterizan por ser de color oscuro, con un contenido medio a alto de COS. Los Vertisoles, por otra parte, son suelos con un contenido de arcilla mayor a 30%, por lo que suelen tener alta capacidad de intercambio catiónico, color oscuro, contenido medio de COS y fertilidad media (WRB, 2014).

Como se puede observar en el Cuadro 2, el suelo de los montículos cumple con las características descritas para Andosoles y Vertisoles, el pH es moderadamente ácido, el contenido de materia orgánica medio, la capacidad de intercambio catiónico de media a alta, debido a la presencia de arcillas, el contenido de Ca, Mg y Na es bajo y, medio el de potasio. La resistencia a la penetración y la porosidad son medias, lo que corresponde con la textura franca a franco-arcillosa; el porcentaje de humedad es coherente con la textura del suelo y la porosidad (SEMARNAT, 2002).

Cuadro 2. Características físicas y químicas del suelo de los montículos, con y sin huevos de *Sceloporus*. Datos de las tres localidades (Promedio \pm DS).

| Variables | Montículos con huevos N = 13 | Montículos sin huevos N = 22 |
|---|------------------------------|------------------------------|
| Resistencia a la penetración (kg cm ²) | 2.6 \pm 0.30 | 2.2 \pm 0.30 |
| Humedad (%) | 31.6 \pm 2.70 | 26.5 \pm 2.40 |
| Porosidad (%) | 49.6 \pm 0.50 | 27.0 \pm 0.60 |
| pH | 5.8 \pm 0.10 | 5.8 \pm 0.10 |
| Materia Orgánica (%) | 8.8 \pm 0.60 | 8.4 \pm 0.60 |
| Capacidad de Intercambio Catiónico (cmol·kg ⁻¹) | 36.2 \pm 15.70 | 22.1 \pm 0.90 |
| Ca ⁺⁺ (mg·kg ⁻¹ soil) | 1.2 \pm 0.30 | 4.2 \pm 0.60 |
| Mg ⁺⁺ (mg·kg ⁻¹ soil) | 0.9 \pm 0.10 | 3.4 \pm 0.50 |
| Na ⁺ (mg·kg ⁻¹ soil) | 2.1 \pm 0.36 | 0.8 \pm 0.04 |
| K ⁺ (mg·kg ⁻¹ soil) | 0.3 \pm 0.02 | 0.5 \pm 0.10 |

Es importante destacar que hubo diferencias significativas entre el suelo de los montículos con huevos y aquellos que no fueron usados como nidos por las lagartijas. Los montículos con huevos presentaron una menor resistencia a la penetración y menor contenido de Ca, Mg y K, pero mayor porosidad, capacidad de intercambio catiónico, contenido de Na y COS (expresado como MO). De acuerdo con el análisis de componentes principales, las características del suelo que mayor influencia

tuvieron sobre la temperatura y humedad de los montículos fueron la porosidad, el contenido de materia orgánica y la capacidad de intercambio de cationes (Figura 2).

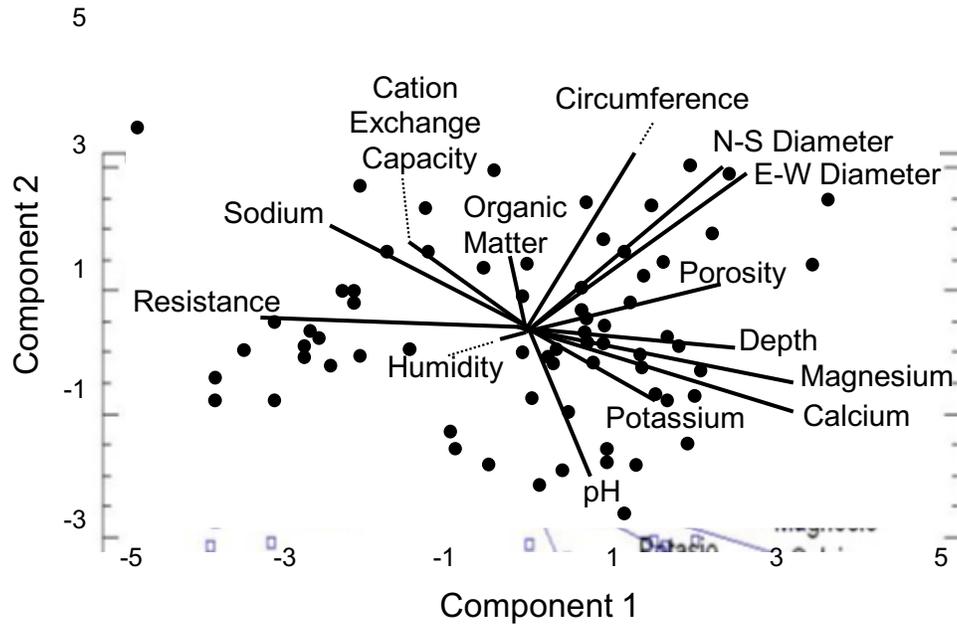


Figura 2. Análisis de componentes principales para las variables edáficas.

Con respecto a la temperatura, en las tres zonas se presentaron variaciones considerables entre la temperatura diurna y la nocturna, con los valores más altos después del mediodía y los más bajos justo antes del amanecer. No hubo un efecto significativo de la localidad/altitud en la superficie del montículo y en las profundidades consideradas.

En las tres zonas la temperatura superficial mostró una variación mayor que en la parte media, con una diferencia de hasta 20°C durante todo el día. Sin embargo, a 1 cm de profundidad en el montículo, los cambios de temperatura fueron mucho más moderados, con una fluctuación máxima de 7°C. A 3 cm de profundidad (donde se encuentran los huevos), la fluctuación de temperatura tuvo una diferencia máxima de 3°C (Figura 3). A mayor profundidad, la fluctuación fue menor, pero la temperatura se mantuvo siempre por debajo que en el sitio de anidación.

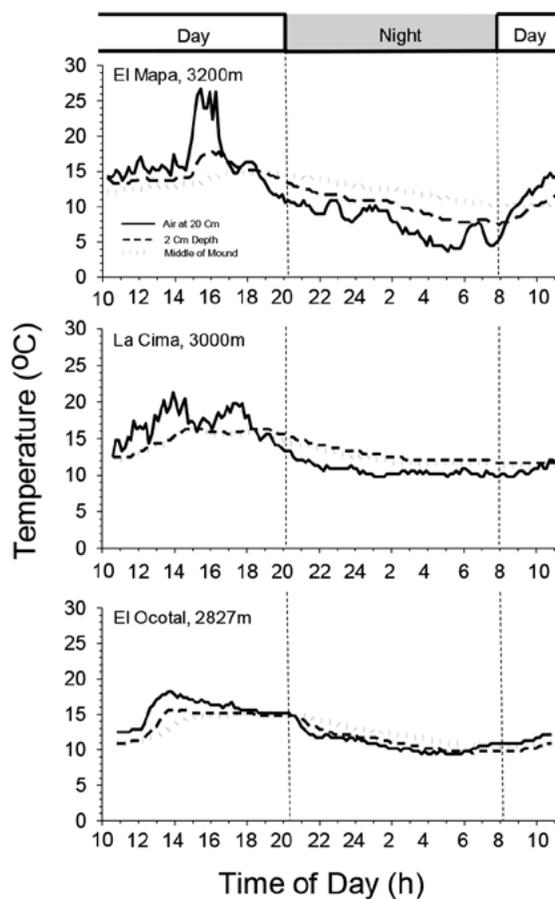


Figura 3. Temperatura registrada a diferentes profundidades en los montículos de suelo, para las tres zonas de estudio.

Discusión

De acuerdo con los resultados, las principales características del suelo que tuvieron influencia sobre la selección de nidos fueron el contenido de materia orgánica, la porosidad y el contenido de iones intercambiables (a excepción del sodio), es decir, aquellas que están directamente relacionadas con el contenido de humedad y la temperatura del suelo (Porta y López-Acevedo 2005; SEMARNAT, 2002). Esto es válido especialmente para los reptiles, ya que solo pueden regular el comportamiento de su temperatura corporal dentro de límites muy amplios por ser ectotérmicos, de tal manera que dependen de la temperatura del microambiente de los sitios que ocupan para sobrevivir (Bicego *et al.*, 2007; Molina y Leynaud, 2017).

Un suelo con porosidad mayor al 40%, garantiza porcentajes de humedad (agua aprovechable) superiores al 30%, pero también, espacios vacíos suficientes para facilitar el intercambio gaseoso y la infiltración, lo que evita el anegamiento de los montículos y la falta de oxígeno (Porta y López-Acevedo, 2005; Topp *et al.*, 1996). Por otra parte, un alto contenido de materia orgánica garantiza un incremento en la temperatura del suelo, con respecto a la temperatura superficial y a la temperatura del aire, ya que la oxidación de los compuestos orgánicos, resultado del metabolismo microbiano, libera energía al medio, por tratarse de una reacción exotérmica, lo cual está ampliamente documentado en los estudios sobre dinámica del carbono en el suelo (Abu-Hamdeh and Reeder, 2000; Paz y Etchevers, 2016).

La elevada capacidad de intercambio catiónico es característica de Andosoles y Vertisoles, como resultado del alto contenido de coloides orgánicos e inorgánicos que poseen (Porta y López-Acevedo,

2005), así como el contenido de iones intercambiables. Sin embargo, un resultado interesante es la disminución de iones de CA, Mg y K que se presenta en los montículos con nido, lo cual pudiera estar relacionado con la permeabilidad del cascarón y la membrana del huevo a solutos que pueden constituir nutrimentos importantes para los embriones (Castaños *et al.*, 2009).

El contenido de COS (o materia orgánica del suelo) y, específicamente su capacidad para mantener la temperatura y humedad con variaciones mínimas en la parte del montículo que alberga al nido, es determinante en la selección del sitio de oviposición de *S. aeneus* y *S. scalaris*, especies ovíparas de alta montaña. La capacidad de la MO para generar calor y liberar iones como parte de su proceso de alteración en el suelo, optimiza las condiciones del nido para asegurar un desarrollo embrionario adecuado y una eclosión exitosa. Por lo anterior, el cambio de uso de suelo, que generalmente se refleja en una disminución del COS, puede ser un factor de riesgo para la sobrevivencia de especies con adaptaciones a condiciones de oxigenación, temperatura y humedad extremas.

Conclusión

Los estudios edáficos y su aplicación en diferentes ambientes de anidación de reptiles, tanto en áreas templadas como tropicales, ayudarán a revelar el papel que representan los factores abióticos en la estabilidad térmica y de humedad de un sustrato. La capacidad del COS para minimizar las fluctuaciones ambientales durante la temporada de anidación puede ser la diferencia entre la supervivencia y la desaparición de aquellas especies que depositan sus huevos bajo el suelo. La comprensión de los principales factores abióticos involucrados en la selección del sitio de anidación, aumentará la comprensión de las adaptaciones reproductivas de los reptiles ovíparos a condiciones ambientales extremas y puede constituir la base para el desarrollo de políticas públicas encaminadas a la protección de la biodiversidad, compromiso que tiene México ante los acuerdos internacionales.

Literatura citada

- Abu-Hamdeh, N. H., and R. C. Reeder. 2000. Soil thermal conductivity: effects on density, moisture, salt concentration and organic matter. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64:1285-1290.
- Andrews, R. M. 2000. Evolution of viviparity in squamate reptiles (*Sceloporus spp.*): a variant of the cold-climate model. *J. Zool. Lon.* 250:243-253
- Bicego, K. C., R. C. Barros and L. G. Branco. 2007. Physiology of temperature regulation: comparative aspects. *Comp. Biochem. Physiol. A Mol. Integr. Physiol.* 147:616-39.
- Castaños, M., M. Villagrán, F. Rodríguez, F. Méndez, O. Hernández y A. Martínez. 2009. Histología de las membranas extraembrionarias durante la retención Intrauterina en *Sceloporus aeneus* (Squamata: Phrynosomatidae). *Acta Zoológica Mexicana (n.s.)* 25:303-314.
- McGarigal, K., S. Cushman and S. Stafford. 2000. *Multivariate statistics for wildlife and ecology research.* Springer, New York
- Molina, F. J. and G. C. Leynaud. 2017. Thermoconformity strategy in the freshwater turtle *Hydromedusa tectifera* (Testudines, Chelidae) in its southern distribution area. *J. Therm. Biol.* 69:178-183.
- Paz-Pellat, F. y J. D. Etchevers-Barra. 2016. Distribución a profundidad del carbono orgánico en los suelos de México. *Terra Latinoamericana* 34:339-355.
- Porta, C. J. y R. M. López-Acevedo. 2005. *Agenda de campo de suelos.* Mundi-Prensa, Barcelona, España. 541 p.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2002. NOM-021-RECNAT-2002, que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreos y análisis. Catálogo de Normas Oficiales Mexicanas. Diario Oficial de la Federación, Segunda Sección. Martes 31 de diciembre de 2002. Distrito Federal, México. 73 p.
- Sustaita, R. F., V. Ordaz Ch., C. Ortiz S. y F. de León G. 2000. Cambios en las propiedades físicas de dos suelos de una región semiárida debidos al uso agrícola. *Agrociencia* 34:379-386.
- Topp, G. C., W. D. Reynolds, F. J. Cook, J. M. Kirby and R. M. Carter. 1996. Physical attributes of soil quality. pp. 21-58. *In*: Gregorich, E. G. and M. R. Carter (eds.). *Soil Quality for crop production and Ecosystem Health.* Elsevier, Amsterdam.
- WRB (IUSS Working Group). 2014. Base referencial mundial del recurso suelo 2014. Actualización 2015. Sistema internacional de clasificación de suelos para la nomenclatura de suelos y la creación de leyendas de mapas de suelos. Informes sobre recursos mundiales de suelos 106. FAO. Roma, Italia. 206 p.
- Zamora, C. F. J., S. Reguera and G. Moreno R. 2016. Thermoregulation in the lizard *Psammotromus algirus* along a 2200-m elevational gradient in Sierra Nevada (Spain). *Int J Biometeorol.* 60:687-97.

5.29 Aboveground and belowground carbon in treated and untreated western juniper (*Juniperus occidentalis*) systems in Oregon

Abdallah Mohamed A. B.¹; Mata-Gonzalez Ricardo¹; Ochoa Carlos G.¹ and Noller Jay S.²

¹Department of Animal and Rangeland Sciences, Oregon State University. 112 Withycombe Hall, Oregon State University, Corvallis, OR 97331 USA.

²Department of Crop and Soil Sciences, Oregon State University. 109 Crop and Soil Science Bldg., Oregon State University, Corvallis, OR 97331 USA.

Corresponding author: ricardo.matagonzalez@gmail.com

Abstract

Encroachment of western juniper (*Juniperus occidentalis*) is a significant problem in Oregon rangelands. However, the consequences of juniper control in terms of carbon pools are not known. Our study site was a paired watershed in central Oregon in which juniper trees were controlled in one area (the treated watershed) in 2005 and were left intact in the other (the untreated watershed). Each watershed had an area of about 110 ha. We quantified aboveground carbon for trees, shrubs, grasses, and litter in both the treated and untreated watersheds. Root carbon was also evaluated using the trench method to a depth of 0.5 m. We estimate the total average aboveground accumulation of carbon to be five times higher on the untreated than on the treated watershed. Trees of the untreated watershed stored approximately 21 times more carbon than regrowth trees in the treated watershed. Grasses of the untreated watershed stored 50% more carbon than grasses on the treated watershed. On the other hand, shrubs and litter of the treated watershed stored 8 and 6 times more carbon, respectively, than those of the untreated watershed. Our findings support the proposition that juniper control results in a decrease in total aboveground carbon pools, although the increase in the shrub carbon pool partially offsets those losses. On average, the total root carbon stocks were 2.6 times greater in the treated watershed than the untreated watershed. The grass root contributed substantially and approximately 80% to the total root carbon in the treated watershed.

Key words: *carbon pools; root carbon; watershed.*

Introduction

The global phenomenon of woody plant encroachment referred to the conversion of grasslands to woodlands continues to transform grasslands and to influence the carbon pool worldwide (Berg *et al.*, 2015). Western juniper (*Juniperus occidentalis*) is an example of encroaching woodland species. This is a tree species native to the semi-arid shrub-steppe ecosystem of the western United States (Poznanovic *et al.*, 2014). Western Juniper occupies nine million acres in central and eastern Oregon, northeastern California, southwestern Idaho and northwestern Nevada (Azuma *et al.*, 2005). These woodlands have encroached significantly over the last 130 years due to a combination of factors including changes in climate, the introduction of livestock, and the reduction of fire (Miller *et al.*, 2005). If left uncontrolled, *J. occidentalis* can have considerable effect on soil resources, plant community structure and composition, water and nutrient cycling, and wildlife habitat (Miller *et al.*, 2005). Consequently, the elimination of *J. occidentalis* has been a main concern of land management since the early 1960's (Miller *et al.*, 2005).

Although woody encroachment is usually considered as serious rangeland degradation, especially in the context of cattle grazing or pastoral production (Oba *et al.*, 2000), it was proven to prompt a great increase in carbon sequestration potential in savanna systems in tropical America (Knapp *et al.*, 2008), Australia (Daryanto *et al.*, 2013), and South African (Shackleton and Scholes, 2011). In eastern

Oregon, Campbell *et al.* (2012) estimated the average aboveground accumulation of carbon in undisturbed *J. occidentalis* woodlands to be $2.9 \text{ kg m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$. However, *J. occidentalis* elimination by removing and or burning, occurring at a rate of $<1\% \text{ yr}^{-1}$, brought the net change in aboveground C down to $1.9 \text{ kg m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ (Campbell *et al.*, 2012).

Despite the relative abundance of studies evaluating the ecological repercussions of *J. occidentalis* encroachment (Bates *et al.*, 2005; Davies *et al.*, 2014; Ochoa *et al.*, 2018) and studies evaluating control benefits of *J. occidentalis* (Miller *et al.*, 2005; Dittel *et al.*, 2018) information on carbon sequestration potentials under different management practices of treated and untreated *J. occidentalis* systems are not adequately studied. Our study site was a paired watershed in central Oregon in which juniper trees were controlled in one area (the treated watershed) in 2005 and were left intact in the other (the untreated watershed). The potential impact of *J. occidentalis* on carbon accumulation is unknown. Hence, this study was designed to determine carbon sequestration potentials in treated and untreated *J. occidentalis* conditions.

Materials and Methods

Descriptions of the study area

The research site is located in the Camp Creek watershed (Lat 43.96N, Long 120.34W) in Crook County, Central Oregon (Deboodt, 2008). The study site comprises an area of approximately 220 ha and includes two adjacent watersheds, one treated and the other untreated. Each watershed is approximately 110 ha with elevations ranging from 1370 m to 1524 m (Deboodt, 2008). In the treated area approximately 90% of the juniper trees were mechanically eliminated (Deboodt, 2008). In 2005, *J. occidentalis* trees <140 years of age were cut from the treated watershed, and the boles were removed with the remaining limbs scattered (Deboodt, 2008). The average annual precipitation of the site is 358 mm (Ochoa *et al.*, 2018).

Key shrub and tree species onsite consist of mountain big sagebrush (*Artemisia tridentata*, spp *vaseyana*), green rabbitbrush (*Chrysothamnus viscidiflorus*), gray rabbitbrush (*Ericameria nauseosus*), antelope bitterbrush (*Purshia tridentata*), curlleaf-mahogany (*Cercocarpus ledifolius*), and western juniper (*Juniperus occidentalis*). Current *J. occidentalis* stands typical of the surrounding landscapes are classified as Phase (III) juniper encroachment (Miller *et al.*, 2005). Prior to removal from the treated watershed, *J. occidentalis* occupied both watersheds at 27% cover (Ochoa *et al.*, 2018), which is near the 30% cover described for Phase (III) juniper sites (Miller *et al.*, 2005).

Field layout

The treatments of study were: 1) untreated= no manipulation of cover (*J. occidentalis* trees, shrubs, and grasses existed in one untreated watershed), 2) treated = *J. occidentalis* trees were already cut in 2005, shrubs and grasses existed in the other treated watershed. In each watershed (treated vs untreated), 20 plots (replications) of 20 m x 20 m for *J. occidentalis* trees were established. The 20 plots were systematically randomized in each watershed. Then, a 10 m x 10 m plot within each 20 m x 20 m plot of *J. occidentalis* trees were established for estimating shrub biomass. Four plots of 2 m x 2 m within each 20 m x 20 m plot of *J. occidentalis* trees were established for estimating grasses and litter biomass.

Plant biomass sampling

In this study, aboveground biomass for the trees was estimated in each plot. Aboveground biomass for *J. occidentalis* trees in the untreated watershed (large trees) were estimated using allometric

equations developed by Sabin (2008). Crown diameter of trees and consequently canopy area were taken and recorded for all trees within each plot (Sabin, 2008). Then, aboveground biomass (kg) were estimated using the equation $y = 9.7164x + 37.506$, where x is the tree canopy area (m^2) (Sabin, 2008). Aboveground biomass for *J. occidentalis* trees in the treated watershed (small regrowth juniper trees) were estimated by cutting a sample of trees, weighing them, and calculating biomass.

For shrubs, a 10 m x 10 m plot within each 20 m x 20 m plot of *J. occidentalis* trees were established for estimating aboveground biomass. In total, 20 plots were established in each watershed. Different shrub species existed in each plot. Aboveground biomass for shrubs were estimated in each watershed by cutting sample shrubs per plot, obtaining the dry weight and extrapolation it to the sample area. The whole plot carbon amount (kg) was determined by multiplying the carbon mass (kg) for each shrub type by its species number and summing for all shrub types.

For grasses, 4 plots of 2 m x 2 m within each 20 m x 20 m plot of *J. occidentalis* trees were established for estimating aboveground biomass. In total, 80 plots for grasses were established in each watershed. Aboveground biomass for grasses was estimated in each watershed by harvesting all materials in each plot and placing them in a paper bag separately for dry matter analysis. All herbaceous materials were oven-dried separately for 48 h and weighed. For all plant samples total aboveground biomass was converted to carbon mass using average wood C (45%) (Pellegrini *et al.*, 2014). The actual carbon concentration of aboveground biomass by plant form (tree, shrub, and grass) will be subsequently determined in the lab.

Litter sampling

Litter was sampled from the same plots where grasses were sampled. Therefore, 4 plots of 2 m x 2 m within each 20 m x 20 m plot of *J. occidentalis* trees were established for estimating litter biomass. In total, 80 plots for litter were established in each watershed. All dead lying trees, shrubs, and grasses materials were considered litter. Litter were collected in each plot, weighed, and converted to biomass carbon using average wood carbon (45%) (Pellegrini *et al.*, 2014).

Belowground biomass sampling

Root biomass was estimated for the large juniper trees, shrubs, and grasses in the untreated watershed, while it was estimated for the small (regrowth) juniper trees, cut tree boles, shrubs, and grasses for the treated watershed using the trench method. Three trenches were dug using a backhoe for each vegetation type to a depth of 50 cm in each watershed for root biomass evaluation. Twenty-one trenches (9 in the untreated watershed vs 12 in the treated watershed) were dug in both watersheds. Moreover, the roots were harvested from the trench, rinsed, oven dried, and weighed. Each trench width was the same and equal to 24 inches (0.61 m). In general, the trench length was less than 3 m for all vegetation types with the large juniper trees having longer trench length. Then, trench volume (soil volume), and root biomass per soil volume (kg/m^3) for each trench was determined.

Results

Aboveground carbon stocks

Aboveground tree carbon stocks were greater in the untreated watershed than the treated watershed during the study (Table.2). Similarly, the carbon stocks for grasses were greater in the untreated watershed than in areas in which juniper trees being removed. Grasses stored the lowest carbon stocks in treated watershed as compared to the untreated watershed in which juniper trees being left intact. Shrubs and litter had greater carbon stocks in the treated watershed than the untreated watershed. The



total average aboveground carbon stocks were 5 times greater in the untreated watershed than the treated watershed.

Table 2. Means of aboveground carbon across management practices (t C ha⁻¹).

| Management practices | Trees | Shrubs | Grasses | Litter | Total aboveground carbon |
|----------------------|--------------|-------------|-------------|-------------|--------------------------|
| TW | 0.93 ± 0.62 | 0.77 ± 0.11 | 0.05 ± 0.00 | 1.92 ± 0.23 | 3.67 |
| UNW | 19.32 ± 2.43 | 0.09 ± 0.02 | 0.07 ± 0.00 | 0.31 ± 0.05 | 19.80 |

TW= treated watershed; UNW= untreated watershed; t C ha⁻¹= ton of carbon per hectare.

Belowground carbon stocks (root carbon)

Shrub roots stored 18% more carbon in the untreated watershed than the treated watershed (Table.3). However, as expected grass roots stored 8 times more carbon in the treated watershed than the untreated watershed. Cut juniper tree boles stored approximately 48% more carbon than the small juniper trees in the treated watershed (Table.3.). On average, the total root carbon stocks were 2.6 times greater in the treated watershed than the untreated watershed (Table.3.).

Table 3. Means of root carbon across management practices (t C ha⁻¹) in the full soil depth (0.5m).

| Manag. practices | Large trees | Small trees | Cut tree boles | Shrubs | Grasses | Total root Carbon |
|------------------|-------------|-------------|----------------|-------------|-------------|-------------------|
| TW | NA | 1.29 ± 0.81 | 1.92 ± 0.60 | 1.46 ± 0.20 | 5.70 ± 1.00 | 10.37 |
| UNW | 1.52 ± 0.81 | NA | NA | 1.73 ± 0.26 | 0.70 ± 0.60 | 3.95 |

TW= treated watershed; UNW= untreated watershed; NA= means not applicable; t C ha⁻¹= ton of carbon per hectare.

Total carbon stocks across the management practices

In the untreated watershed, the total aboveground carbon stocks were 5 times greater than the root carbon. However, the root carbon were around 3 times greater than the total aboveground carbon in the treated watershed. The root carbon in the untreated watershed included mature juniper trees, shrubs, and grasses roots. The root carbon in the treated watershed included juniper saplings, cut juniper boles, shrubs, and grasses roots.

Table 4. Total average aboveground, belowground carbon stocks and total carbon (t C ha⁻¹) across management practices.

| Management practices | Root carbon | Total aboveground carbon | Total carbon |
|----------------------|-------------|--------------------------|--------------|
| TW | 10.37 | 3.67 | 14.04 |
| UNW | 3.95 | 19.80 | 23.75 |

TW= treated watershed; UNW= untreated watershed; t C ha⁻¹= ton of carbon per hectare.

Discussion

We found large aboveground carbon stocks in tree-encroached areas relative to areas of juniper control. This was also reported by Campbell *et al.* (2012). Shrubs and litter carbon stocks were greater in the treated than in the untreated watershed. In other studies, shrubs and especially sagebrush (*Artemisia tridentata*) substantially increased in areas after juniper removal (Miller *et al.*, 2005). Litter accumulation in the treated watershed was due to post-clearing juniper debris.

The present study showed that the grass root had a large contribution, approximately 80%, to the total root carbon in the treated watershed. However, the grass root contribution to the total root carbon in the untreated watershed was very low. Although there were signs of grazing in the treated watershed,

herbaceous roots were considerably extensive. The shrub contribution to the total root carbon across the two management practices (treated vs untreated watersheds) was similar.

In general, the untreated watershed contained 69% more total carbon than the treated watershed. Regardless of management practices, 64% of the total carbon stocks were stored in aboveground vegetation. The large total carbon stocks in areas dominated by woody species relative to herbaceous-dominated areas are supported by González-Roglich *et al.* (2014) and Pellegrini *et al.* (2014). However, soil carbon evaluations are not considered in this study.

Juniper encroachment is an important contributor to rangeland degradation and thus juniper control is a common restoration practice (Davies *et al.*, 2014; Dittel *et al.*, 2018). On the other hand, our data also indicate that juniper encroachment can enhance carbon sequestration. Therefore, multiple considerations should be part of the decisions related to juniper control in rangeland management. This is especially important because of the large extent of juniper-encroached rangelands in North America.

Literature cited

- Azuma, D. L., B. A. Hiserote and P. A. Dunham. 2005. The Western juniper resource of eastern Oregon. Resource Bulletin PNW-RB-249. USDA Forest Service Pacific Northwest Research Station. 18 p.
- Bates, J. D., R. F. Miller and T. J. Svejcar. 2005. Long-term successional trends following western juniper cutting. *Rangeland Ecology and Management* 58:533-541.
- Berg, M. D., M. G. Sorice, B. P. Wilcox, J. P. Angerer, E. C. Rhodes and W. E. Fox. 2015. Demographic Changes Drive Woody Plant Cover Trends—an Example from the Great Plains. *Rangeland Ecology and Management* 68:315-321.
- Campbell, J. L., R. E. Kennedy, W. B. Cohen and R. F. Miller. 2012. Assessing the carbon consequences of western juniper (*Juniperus occidentalis*) encroachment across Oregon, USA. *Rangeland Ecology and Management* 65:223-231.
- Daryanto, S., D. J. Eldridge, and H. L. Throop. 2013. Managing semi-arid woodlands for carbon storage: grazing and shrub effects on above-and belowground carbon. *Agriculture, ecosystems & environment* 169:1-11.
- Davies, K. W., J. D. Bates, M. D. Madsen and A. M. Nafus. 2014. Restoration of mountain big sagebrush steppe following prescribed burning to control western juniper. *Environmental management* 53:1015-1022.
- Deboodt, T. 2008. Watershed response to Western Juniper control. [dissertation]. Corvallis, OR, USA: Oregon State University. 140 p.
- Dittel, J. W., D. Sanchez, L. M. Ellsworth, C. N. Morozumi and R. Mata-Gonzalez. 2018. Vegetation Response to Juniper Reduction and Grazing Exclusion in Sagebrush-Steppe Habitat in Eastern Oregon. *Rangeland Ecology & Management* 71:213-219.
- González-Roglich, M., J. J. Swenson, E. G. Jobbágy and R. B. Jackson. 2014. Shifting carbon pools along a plant cover gradient in woody encroached savannas of central Argentina. *Forest Ecology and Management* 331:71-78.
- Knapp, A. K., J. M. Briggs, S. L. Collins, S. R. Archer, M. S. Bret-Harte, B. A. Ewers, D. P. Peters, D. R. Young, G. R. Shaver, E. Pendall and M. B. Clearly. 2008. Shrub encroachment in North American grasslands: shifts in growth form dominance rapidly alters control of ecosystem carbon inputs. *Glob. Change Biol.* 14:615–623.
- Miller, R. F., J. D. Bates, T. J. Svejcar, F. B. Pierson and L. E. Eddleman. 2005. Biology, Ecology, and Management of Western Juniper. *In: Technical Bulletin 152. Oregon State University Agricultural Experiment Station.* 77 p.
- Oba, G., E. Post, P. O. Syvertsen and N. C. Stenseth. 2000. Bush cover and range condition assessments in relation to landscape and grazing in southern Ethiopia. *Landsc. Ecol.* 15:535-546.
- Ochoa, C. G., P. Caruso, G. Ray, T. Deboodt, W. T. Jarvis and S. J. Guldan. 2018. Ecohydrologic Connections in Semiarid Watershed Systems of Central Oregon USA. *Water* 10:181.
- Pellegrini, A. F. A., W. A. Hoffmann and A. C. Franco. 2014. Carbon accumulation and nitrogen pool recovery during transitions from savanna to forest in central Brazil. *Ecology* 95:342–352.
- Poznanovic, A. J., M. J. Falkowski, A. L. Maclean, A. Smith and J. S. Evans. 2014. An Accuracy Assessment of Tree Detection Algorithms in Juniper Woodlands. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 80:627-637.
- Sabin, B. S. 2008. Relationship between allometric variables and biomass in western juniper (*Juniperus occidentalis*) [thesis]. Corvallis, OR, USA: Oregon State University. 129 p.
- Shackleton, C. M. and R. J. Scholes. 2011. Aboveground woody community attributes biomass and carbon stocks along a rainfall gradient in the savannas of the central lowveld, South Africa. *S Afr J Bot* 77:184-192.

5.30 Necromasa en el bosque tropical seco tras el paso del Huracán Patricia

Galaz-García Onésimo¹; Martínez-Yrizar Angelina¹; Jaramillo-Luque Victor J.² y Pérez-Salicrup Diego²

¹Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, Hermosillo, México.

²Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, Universidad Nacional Autónoma de México, Morelia, México.

Autor para correspondencia: onesimogalaz@iecologia.unam.mx

Resumen

Eventos extremos, como los huracanes, alteran la estructura y funcionamiento de los ecosistemas. El 11 de octubre de 2015, en la región Chamela-Cuixmala (Jalisco, México) impactó el Huracán Patricia con categoría 5, con vientos de 270 kph y una precipitación de 110 mm. Uno de los impactos más próximos fue la alteración del dosel, la caída de numerosos árboles o sus partes, quedando toda esta biomasa en el suelo. El aporte de madera muerta (necromasa) promueve condiciones que vinculan una alteración de los procesos del ecosistema, ataque por plagas y/o riesgo de combustión; tales aspectos no son parte de la dinámica natural del bosque tropical seco (BTS) y aún no han sido documentados en Chamela. Por ello, el objetivo fue evaluar el aporte de necromasa y su variación espacial, por efecto del Huracán Patricia. Durante junio y julio de 2017, en la reserva de la Estación de Biología Chamela, se cuantificó la necromasa y se categorizó el material leñoso caído utilizando el método no destructivo del intercepto planar, midiendo los diámetros del material leñoso interceptado por 120 transectos lineales de 15 metros, distribuidos en 30 parcelas dentro de cinco cuencas hidrográficas. Se encontró que el componente leñoso de la necromasa tras el paso del huracán fue en promedio 87.7 Mg ha^{-1} , esto representa casi 2.8 veces más de los valores reportados para el BTS de Chamela. La variación de la necromasa se manifiesta en sinergia con la topografía y la estructura de la vegetación y posiblemente con la trayectoria de los vientos.

Palabras clave: *bosque tropical seco; Chamela, Jalisco; eventos climáticos extremos; necromasa.*

Abstract

Extreme events, such as hurricanes, alter the structure and ecosystems functioning. On October 11, 2015, in the region of Chamela-Cuixmala (Jalisco, Mexico), Hurricane Patricia reached category 5 landed at coastal, with winds of 270 kph and a rainfall of 110 mm. One of the prime impacts was the alteration of the canopy, the fall of many trees and their parts, leaving all this biomass on the ground. This down woody material (necromass) promotes conditions that link alterations of ecosystem processes, attack by pests and / or risk of combustion; such aspects are not part of the natural dynamics of the tropical dry forest (BTS) and haven't yet been documented in Chamela. The objective was to evaluate the contribution of necromass and its spatial variation, due to Hurricane Patricia. During June and July 2017, in the Estación de Biología Chamela, the necromass was quantified and their components was categorized using the non-destructive method of the planar intercept, measuring the diameters of the dead wood (twigs, branches or logs) intercepted by 120 lineal transects of 15 m, distributed in 30 plots within five watersheds. We found that woody components of necromass after the pass of the hurricane was on average 87.7 Mg ha^{-1} , this represents almost 2.8 times more than the values reported for the Chamela BTS. The variation of the necromass displays synergy with the topography and vegetation structure and possibly with the trajectory of the winds.

Key words: *tropical dry forests; Chamela, Jalisco; extreme events; necromass.*

Introducción

Los huracanes son eventos extremos que afectan la estructura, composición y funcionamiento de los ecosistemas terrestres a diferentes escalas. El impacto directo de los huracanes en los ecosistemas puede manifestarse de dos maneras: cuando los efectos son concurrentes (defoliación o pérdida de dosel durante el evento), y cuando el efecto es de retardo (disminución de la productividad en años subsecuentes) (Frank *et al.*, 2015). La caída de árboles, pérdida parcial de ramas y el desprendimiento masivo de hojas y la consecuente apertura del dosel son los efectos visibles más comunes que dejan los huracanes a su paso (Lugo, 2008; Parker *et al.*, 2018).

El 11 de octubre del año 2015, la región Chamela-Cuixmala de la costa central de Jalisco, México, fue impactada por el Huracán Patricia con categoría 5 y vientos de hasta 270 km/h. El Huracán Patricia registró condiciones atmosféricas excepcionales que no habían sido registradas desde los años 1970's y es considerado un evento de magnitudes extraordinarias en todas sus características, destacan por ejemplo la velocidad del viento, la presión parcial, la temperatura del ojo del huracán, la velocidad de evolución y devolución, entre otros aspectos atmosféricos relevantes (Rogers *et al.*, 2017). Uno de los impactos más próximos, fue la alteración del dosel de la vegetación, la caída de numerosos árboles o sus partes, quedando la mayor parte de toda esta biomasa en el suelo, principalmente en las partes más expuestas y con menos pendiente de ladera.

El aporte de material leñoso que dejó a su paso el huracán en el bosque tropical seco (BTS) fue de tal magnitud que puede promover condiciones que vinculan una alteración de los procesos del ecosistema (alteración de la distribución de los almacenes de biomasa viva y muerta y el ciclaje de nutrientes), cambio en la composición y estructura de comunidades (pérdida de diversidad por la mortalidad de especies vulnerables a los fuertes vientos), modificaciones en las poblaciones (por la pérdida de individuos más grandes y localizados en las áreas de mayor impacto) y riesgo de combustión por la inducción de fuegos de origen antropogénico principalmente en los límites de la reserva (Muñoz *et al.*, 2005). Tales cambios no son parte de la dinámica natural del ecosistema del BTS (González del Castillo, 2016) por lo que es importante analizarlos dado el contexto actual de las proyecciones de cambio climático de una mayor frecuencia de eventos extremos del clima (Rogers *et al.*, 2017).

El objetivo del presente estudio es cuantificar el material leñoso muerto en el bosque tropical seco en Chamela posterior al impacto del Huracán Patricia.

Materiales y Métodos

Área de estudio

La Estación de Biología Chamela se ubica en la costa central de Jalisco (19° 29' 50'', 105° 02' 30'') (Figura 1). La topografía está conformada por lomeríos de laderas convexas y superficies cumbrales. El clima es cálido subhúmedo con lluvias en verano y régimen isotermal (Aw0i) según Köppen modificado por García (1988). La temperatura y la precipitación promedio son de 25.6°C y 800.4 mm, respectivamente, para el periodo 1983-2015 (Maass *et al.*, 2017).

Para evaluar la variación espacial de necromasa, el estudio se realizó en cinco microcuencas contiguas de 12 a 28 ha de extensión cada una seleccionadas para un estudio a largo plazo de procesos del ecosistema (Martínez-Yrizar *et al.*, 2018) ("Proyecto Cuencas") iniciado en 1982. Dentro de las cuales se establecieron para este estudio, tres áreas de muestreo, una en la parte baja, otra en la parte media y una más en la parte alta, que representan el gradiente de elevación de cada cuenca, y de esta forma evaluar la variación espacial de la necromasa. En cada área se trabajó dentro de una parcela de 30 x 80 m abarcando ambas laderas, subdivididas en cuadrantes de 10 m cada una. En el presente trabajo se reportan los resultados para la Cuenca 1.

Metodología

Para el muestreo de la necromasa, se utilizó un el método del intercepto lineal que consiste en el cálculo de volumen, densidad y masa del material leñoso, con base en el diámetro de las partículas (ramillas, ramas o troncos) interceptadas por un plano vertical sobre una línea (Warren y Olsen, 1964; Van Wagner, 1968; Brown, 1971). Dentro de cada una de las parcelas de muestreo se ubicaron, de manera aleatoria, cuatro puntos por ladera de los cuales partió una línea de intercepto, con dirección aleatoria, de 15 metros de longitud (120 m de muestreo en total por parcela). A lo largo de toda la línea y con una proyección vertical hasta una altura de dos metros se registró el diámetro de cada pieza que interceptó la línea, siguiendo las reglas de conteo de las piezas interceptadas según Brown (1974). Todos los elementos leñosos se dividieron en clases de tamaño (Cuadro 1), éstas se han establecido en función del tiempo de retardo que requiere el material para ajustarse a los cambios en las condiciones de humedad del ambiente y por lo tanto su potencial de combustión.

Cuadro 1. Clasificación del material leñoso por el tamaño de los fragmentos (según Brown, 1974) interceptados por el transecto lineal.

| Diámetro | Tiempo de retardo | Tamaño |
|--------------|-------------------|---------|
| < 0.6 cm | 1 hora | Fino |
| 0.6 a 2.5 cm | 10 horas | Pequeño |
| 2.6 a 7.5 cm | 100 horas | Regular |
| > 7.6 cm | 1000 horas | Grande |

Resultados y Discusión

Necromasa vegetal tras el paso del Huracán Patricia

El valor promedio de necromasa vegetal encontrada tras el paso del Huracán Patricia en la Cuenca 1 fue de 87.7 Mg ha⁻¹. Este valor es significativamente mayor a lo encontrado en otros trabajos en otros sitios dentro (Maass *et al.*, 2002) y fuera de la reserva (Jaramillo *et al.*, 2003). Jaramillo *et al.* (2003) reporta un promedio de 31.4 Mg ha⁻¹ para el bosque tropical seco de Chamela en condiciones sin evento de huracán. La diferencia entre estos dos valores pre- y post-huracán sugiere que la entrada promedio de material leñoso fue de 56.3 Mg ha⁻¹, como consecuencia del efecto del Huracán Patricia.

Encontramos que el rango de variación espacial de los promedios de necromasa varían desde 50 a 137 Mg ha⁻¹, mientras que sin evento de huracán Jaramillo *et al.*, (2003) reporta un rango menor, de 26 a 36 Mg ha⁻¹.

Componentes de la necromasa en la Cuenca 1 de Chamela

De acuerdo con la Figura 1, la necromasa en ladera norte es mayor que en la ladera sur ($p < 0.05$), además la parte alta y media de la Cuenca 1 presenta en promedio la menor cantidad de necromasa, mientras que la parte baja de la misma concentra la mayor cantidad ($p < 0.05$). Se encontró una variación considerablemente mayor en el componente de 1000 h de la necromasa, este patrón de distribución es posible que se relacione con la variación de la estructura de la vegetación de los sitios en sinergia con la trayectoria de los vientos del huracán. Galicia (1999) reporta que los individuos de árboles y arbustos en la parte baja de la cuenca presentan un gradiente de diámetros y densidad de individuos, encontrando los de mayor tamaño en la parte baja y en la parte alta los individuos más delgados y espaciados entre sí.

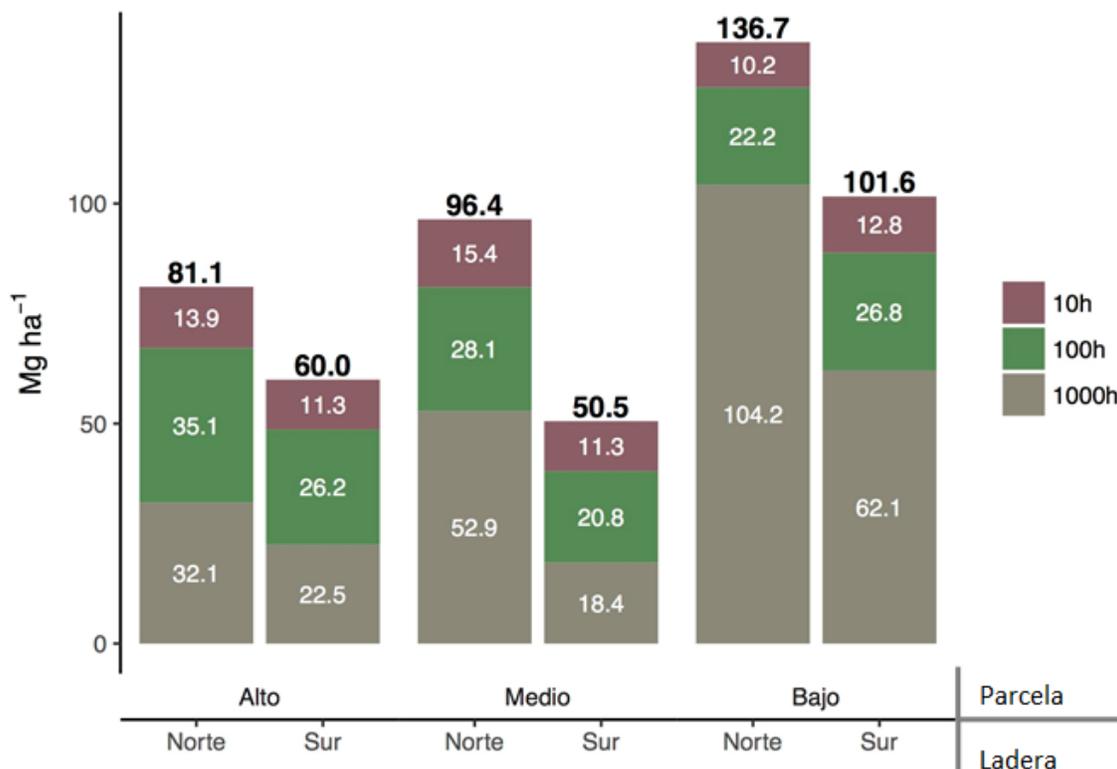


Figura 1. Componentes y distribución de la necromasa vegetal en la Cuenca 1 de Chamela.

Estudios sobre el flujo masivo de material leñoso tras el paso de los huracanes en los bosques tropicales secos en otras regiones del mundo indican que estos eventos alteran significativamente este almacén en el ecosistema con las consecuentes implicaciones para el ciclo del carbono (Frank *et al.*, 2015) como la inmediata disminución de productividad, el aumento extraordinario de emisiones de CO₂ hacia la atmósfera por el ingreso de materia orgánica rica en nitrógeno en años subsecuentes (Vargas, 2012) y por fuegos masivos derivados de acumulaciones de necromasa seca (Imbert y Portecop, 2008).

Conclusiones

Tras el paso del Huracán Patricia el componente leñoso de la necromasa aumentó hasta 2.8 veces su promedio en el bosque tropical seco de Chamela. Este aumento extraordinario de necromasa vegetal pone en evidencia la magnitud del efecto de los huracanes sobre la vegetación de la costa central del Pacífico Mexicano.

La ladera norte presentó mayor necromasa que la ladera sur, y la parcela baja concentra la mayor cantidad de necromasa. Este patrón concide con la estructura de la vegetación de los sitios y se puede estar manifestando en sinergia con la trayectoria de los vientos y el efecto de protección ejercido por la topografía de la cuenca.

Agradecimientos

Al Posgrado en Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional Autónoma de México y al CONACYT por la beca de maestría otorgada a Onésimo Galaz García. A la Dra. Enriqueña



Bustamante Ortega por su apoyo técnico y administrativo. Al proyecto CONACYT #179045 por el financiamiento para la realización del trabajo de campo. A Salvador Araiza Méndez, Raúl Ahedo Hernández y Luis Alfonso Castillo Hernández por su apoyo logístico en el trabajo de campo y a la Estación de Biología Chamela (EBCh-UNAM) por las facilidades para la realización de este trabajo.

Literatura citada

- Brown, J. K. and P. J. Roussopoulos. 1971. A planar intersect method for sampling fuel volume and surface area. *For. Sci.* 17:96-102.
- Brown, James K. 1974. Handbook for inventorying downed woody material. USDA Forest Service. General Technical Report. Utah, Estados Unidos de América. 24.
- Frank, D., M. Reichstein, M. Bahn, K. Thonicke, D. Frank, M. D. Mahecha and C. Beer. 2015. Effects of climate extremes on the terrestrial carbon cycle: concepts, processes and potential future impacts. *Global change biology* 21:2861-2880.
- Galicia, L., J. López-Blanco, A. E. Zarco-Arista, V. Filips and F. García-Oliva. 1999. The relationship between solar radiation interception and soil water content in a tropical deciduous forest in Mexico. *Catena* 36:153-64.
- García, E. 1988. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F.
- González-del Castillo, E. 2016. La corta e intensa vida del huracán Patricia. *UNAM revista de divulgación ¿cómo ves?*
- Imbert D and J. Portecop. 2008. Hurricane disturbance and forest resilience: assessing structural vs. functional changes in a Caribbean dry forest. *Forest Ecology and Management* 255:3494-3501
- Maass, J. M., A. Martínez-Yrizar, C. Patiño and J. Sarukhán. 2002. Distribution and annual net accumulation of above-ground dead phytomass and its influence on throughfall quality in Mexican tropical deciduous forest ecosystem. *Journal of Tropical Ecology*, 18:821-834.
- Maass, M., R. Ahedo-Hernández, S. Araiza, A. Verduzco, A. Martínez-Yrizar, V. J. Jaramillo and J. Sarukhán. 2017. Long-term (33 years) rainfall and runoff dynamics in a tropical dry forest ecosystem in western Mexico: Management implications under extreme hydrometeorological events. *Forest Ecology and Management*.
- Martínez-Yrizar, A., V. J. Jaramillo, M. Maass, A. Búrquez, G. Parker, J. C. Álvarez-Yépiz and J. Sarukhán. 2018. Resilience of tropical dry forest productivity to two hurricanes of different intensity in western Mexico. *Forest Ecology and Management*.
- Lugo, A. E. 2008. Visible and invisible effects of hurricanes on forest ecosystems: an international review. *Austral Ecology* 33:368-398.
- Jaramillo, V. J., J. B. Kauffman, L. Rentería-Rodríguez, D. L. Cummings y L. J. Ellingson. 2003. Biomass, Carbon, and Nitrogen Pools in Mexican Tropical Dry Forest Landscapes. *Ecosystems* 6:609-629.
- Parker, G., A. Martínez-Yrizar, J. C. Álvarez-Yépiz, M. Maass, M. and S. Araiza. 2017. Effects of hurricane disturbance on a tropical dry forest canopy in western Mexico. *Forest Ecology and Management*.
- Rogers, R. F., S. Aberson, M. M. Bell, D. J. Cecil, J. D. Doyle, T. B. Kimberlain and C. Velden. 2017. Re-Writing the Tropical Record Books: The Extraordinary Intensification of Hurricane Patricia (2015). *Bulletin of the American Meteorological Society*.
- Van-Wagner, C. E. 1968. The line intersect method in forest fuel sampling. *Forest Science* 14:20-26.
- Vargas, R. 2012. How a hurricane disturbance influences extreme CO₂ fluxes and variance in a tropical forest. *Environmental Research Letters*, 7, 035704.
- Warren, W. G. and P. F. Olsen. 1964. A line intersect technique for assessing logging waste. *Forest Science* 10:267-276.

5.31 Protocolo operativo de espectroradiometría de campo para el seguimiento fenológico de la vegetación en selvas y matorrales

Casiano-Domínguez Marcos¹; Paz-Pellat Fernando¹ y Villa-Herrera Adan¹

¹Programa Mexicano del Carbono, Col. Lomas de Cristo, CP 56225, Texcoco, Estado de México.
Autor para correspondencia: marcos.casiano@pmcarbono.org

Resumen

El cambio climático puede alterar la fenología de la vegetación, lo que conlleva cambios en la distribución espacial, tiempo de presentación y, duración de los diferentes estadios fenológicos. Es importante caracterizar los patrones fenológicos de la floración y desarrollo del follaje en la vegetación con algún grado de caducidad, debido a su relación con el ciclo del carbono y del agua. Las técnicas de campo y el uso de fotografías digitales en torres de observación tienen alcances geográficos limitados, por lo que la tecnología de los sensores remotos es una opción costo-efectiva. En este trabajo se propone un protocolo que se ejecute en campo para seguimiento fenológico de la vegetación de selvas caducifolias y matorrales mediante espectroradiometría. Los resultados de su implementación en Texcoco, Estado de México han sido satisfactorios. La recopilación y análisis de los primeros datos han permitido realizar cambios al protocolo, además de hacer extensiva la campaña en México a los estados San Luis Potosí y Sonora, para el año 2018, esperando se reflejen en menores errores e incertidumbres de calibración para el índice espectral de vegetación para floración follaje (IVFF) a nivel satelital. La calibración del IVFF en campo y satelital permitirá mejorar la caracterización fenológica de vegetación en selvas caducifolias y matorrales de México, la cual será útil para realizar análisis en series de tiempo históricas, con las que se detecten efectos del cambio climático.

Palabras clave: *índice de vegetación; fenología; carbono y agua; cambio climático.*

Abstract

Climate change can alter the phenology of vegetation, which leads to changes in spatial distribution, time of presentation and duration of different phenological stages. It is important to characterize the phenological patterns of flowering and foliage development in vegetation with some degree of expiration, due to its relationship with the carbon and water cycle. Field techniques and the use of digital photographs in observation towers have limited geographical scope, so remote sensing technology is a cost-effective option. In this work a protocol is proposed that is executed in the field for phenological monitoring of the vegetation of deciduous forests and thickets by means of spectroradiometry. The results of its implementation in Texcoco, State of Mexico have been satisfactory. The collection and analysis of the first data have allowed changes to the protocol, in addition to extending the campaign in Mexico to the states of San Luis Potosí and Sonora, for the year 2018, hoping they will be reflected in minor errors and calibration uncertainties for the index spectral vegetation for flowering foliage (IVFF) at satellite level. The calibration of the IVFF in field and satellite will improve the phenological characterization of vegetation in deciduous forests and thickets of Mexico, which will be useful to perform analyzes in historical time series, with which effects of climate change are detected

Keywords: *vegetation index; phenology; carbon and water; climate change.*

Introducción

La caracterización de los patrones fenológicos de la vegetación permite estimar su impacto en la viabilidad reproductiva y adaptativa, así como en los balances de agua y energía (Running y Nemani, 1991; White *et al.*, 1999). El cambio climático puede alterar la fenología de la vegetación, lo que conlleva cambios en la distribución espacial, tiempo de presentación y, duración de los diferentes estadios fenológicos (Peñuelas y Filella, 2001; Schwarz *et al.*, 2006; Cleland *et al.*, 2007). Particularmente, los bosques tropicales y matorrales con algún nivel de caducidad del follaje, son de alto interés por su variabilidad fenológica ante factores internos y externos (Sakai, 2001).

La caracterización de la fenología de la vegetación puede ser hecha directamente en campo, lo que implica que sea costosa y en áreas limitadas de observación. Una alternativa tecnológica son los sensores remotos, dado su enfoque espacial exhaustivo y la temporalidad de las visitas a un mismo píxel, plantea una solución eficiente y de bajo costo. Con base en esta tecnología se han construido índices de vegetación (IV) para caracterizar la floración y otras etapas fenológicas a partir de las bandas espectrales del visible (Rojo o R, Verde o V y Azul o A) e Infrarrojo Cercano (IRC).

Los IV que sobresalen para la caracterización fenológica de la vegetación son el NDVI (Rouse *et al.*, 1974), el EVI (Liu y Huete, 1995) y el EVI2 (Jiang *et al.*, 2008), en los que los datos se filtran para reducir su variabilidad (Kathuroju *et al.*, 2007; Geerken, 2009; Atkinson *et al.*, 2012) y poder detectar umbrales que definan los estadios fenológicos (Zhang *et al.*, 2003 y 2012), (Figura 1).

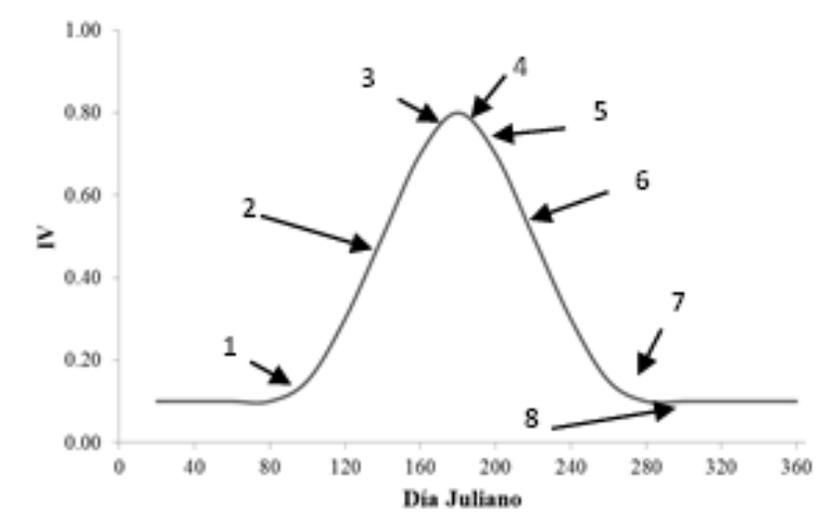


Figura 1. Patrón esquemático de la evolución temporal de un índice de vegetación caducifolia. La Figura 1b, muestrea el inicio del crecimiento vegetativo [1], Estadio de crecimiento vegetativo [2], Inicio de la madurez [3], Estadio máximo de madurez [4], Inicio de senescencia [5], Estadio de senescencia [6], Final de senescencia [7] y Estado de latencia [8].

Casiano y Paz (2018), presentaron un nuevo modelo que incluye el uso de un índice de vegetación de floración y follaje (IVFF) para caracterizar y diferenciar los patrones fenológicos, ecuación 1, basados en reflectancias normalizadas en el segmento espectral del Rojo (R_n) e Infrarrojo Cercano (IRC_n) el cual requiere caracterizar los patrones del R_n e IRC_n de sus respectivas fenologías.

$$IVFF = [(R_n) (IRC_n)] / [IRC_n - R_n] \quad (1)$$

La ventaja del IVFF en el formato de razón es que, cuando se presenta el patrón de floración, se tiene un crecimiento y decrecimiento del índice, (Figura 2); contrario al follaje, en donde la etapa

vegetativa tiene un patrón decreciente y la de senescencia uno creciente, lo que distingue claramente el dominio de los patrones (hojas o flores).

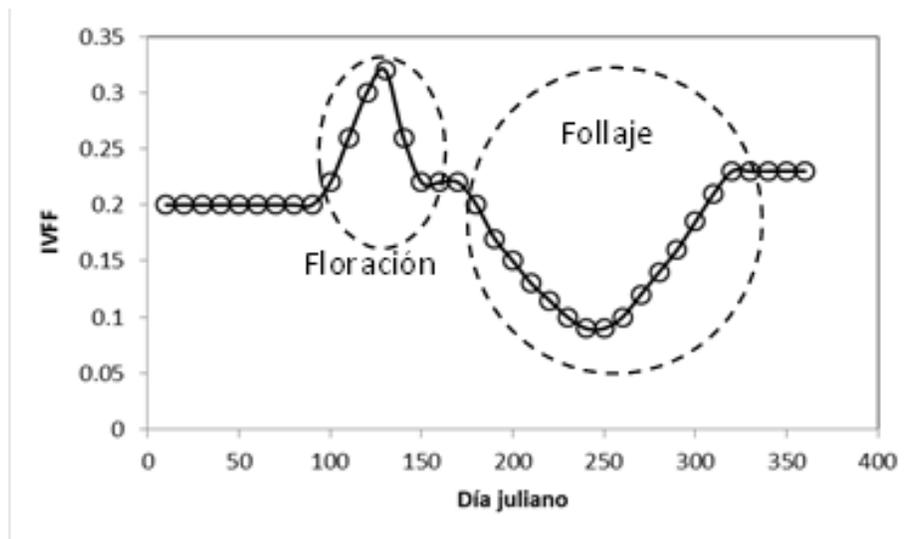


Figura 2. Esquematación de los estadios de la floración en vegetación caducifolia (Casiano y Paz, 2018).

Si se cambia el numerador por el denominador en la definición del IVFF en la ecuación [1], se obtienen patrones contrarios en la Figura 2.

Con base en el patrón de floración de la Figura 2, la inducción de la floración la constituye el crecimiento de brotes foliares y material fotosintético, lo que corresponde a un valor bajo del IVFF (~ 0.2) y posteriormente un crecimiento del IVFF hasta un valor máximo que corresponde al momento de máxima floración; después se produce un decrecimiento del IVFF hasta un valor mínimo (pico de follaje), de allí en adelante, el índice refleja el decrecimiento del follaje.

Casiano y Paz (2018), al observar patrones contrarios durante la floración y crecimiento del follaje desarrollaron un experimento de validación para correlacionar el IVFF con la cobertura de la floración. Los resultados mostraron que el IVFF se correlaciona linealmente con la cobertura de flores, y que la relación depende de la cobertura del follaje donde se colocan. El desarrollo propuesto, permitió establecer correlaciones claras entre el IVFF y la cobertura floral sobre diferente cobertura de la vegetación, por lo que fue significativamente eficaz, aún con porcentajes bajos de floración, imposibles de detectar con otras técnicas. En las estimaciones sólo se utilizan las bandas del rojo y el infrarrojo cercano, por lo que convierte al método propuesto en una herramienta asequible para la mayoría de las aplicaciones de sensores remotos.

Otra forma para discriminar la intensidad de la floración, con relación a diferentes niveles de follaje, es necesario usar un índice de vegetación espectral que se relacione con la cobertura floral, tal como el propuesto por Chen *et al.* (2009). Desafortunadamente este índice requiere de bandas espectrales angostas y no disponibles en la mayoría de las plataformas satelitales con acceso libre a las imágenes tales como las provenientes del sensor MODIS a la resolución espacial de interés (250 m y 1 100 m, a nadir), para cubrimiento nacional de México y resolución temporal diaria, de tal manera que reviste importancia establecer una relación con el índice IVFF, tal como se propone en el presente trabajo.

Es importante señalar que el seguimiento fenológico del patrón espectral de la vegetación con el IVFF proviene de un experimento, sin embargo, nuestra hipótesis es que el IVFF es operativo en campo y a nivel satelital, ya que además de mejorar la caracterización de los patrones fenológicos de la vegetación natural, logra detectar la etapa de floración con relación a diferentes niveles de follaje en segmentos espectrales ópticos disponibles en imágenes de sensores de acceso libre como MODIS. La hipótesis sugiere mayor evidencia de campo, por lo que el objetivo de este trabajo es presentar un

protocolo de campo que permita obtener datos espectrales de la vegetación que sirvan para calibrar el IVFF a nivel satelital.

El protocolo en un matorral del municipio Tepetlaoxtoc, en el Estado de México se ha establecido satisfactoriamente y a la fecha se presentan los primeros datos espectrales de la vegetación por estratos herbáceo, arbustivo y arbóreo.

Materiales y Métodos

La ejecución del protocolo se realizó en el ejido de la comunidad de la Concepción Jolalpan, municipio de Tepetlaoxtoc en el Estado de México, entre los puntos extremos con coordenadas UTM 517122.874 de Longitud Oeste, 2169302 de latitud norte y el punto con coordenadas 517368.217 de Longitud Oeste, 2169046 de latitud norte, cuya vegetación corresponde a matorral xerófilo (INEGI, 2015)

Las mediciones de reflectancia espectral y cobertura floral (CF) se llevaron a cabo bajo condiciones de cielo soleado, con ángulos cenitales solares entre 1 y 30 grados (abril de 2018), con un radiómetro multispectral portátil CROPSCAN MR., modelo MSR5-590, de fabricación estadounidense, el cual mide reflectancias en cinco regiones del espectro electromagnético (485, 560, 660, 830, 1650 nm) y cuyo campo de visión del sensor es de 28°. El radiómetro se instalará en un bastón telescópico en posición cenital a 3.0 m sobre el suelo, para cubrir un área de 1.76 m² (área efectiva de medición, AEM). La reflectancia final, para cada punto de muestreo, será el promedio de tres repeticiones.

El protocolo de medición se dividió en seis secciones. (1) Establecimiento de la Parcela, (2) Variables de Medición, (3) Presentación del equipo de medición y conexiones, (4) Configuración del equipo, (5) Levantamiento de datos en campo y (6) Pre-procesamiento y reporte de datos.

Establecimiento de las parcelas de muestreo (plots)

Se tomó como referencia la malla nacional MODIS, proporcionada por el Programa Mexicano del Carbono (Figura 3a). De ella se seleccionó un píxel, el cual correspondió a la parcela de medición que se estableció en campo con dimensiones de 250m x 250m (Figura 3b).

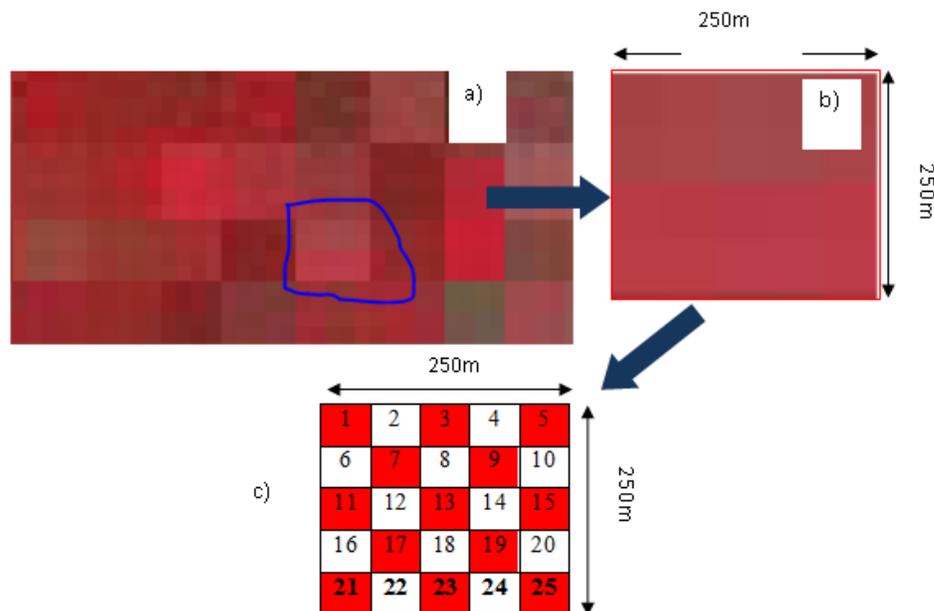


Figura 3. Esquema de establecimiento de la parcela de medición equivalente a un píxel de una imagen MODIS.

Distribución de parcelas

La parcela de 250m x 250m, se dividió en 25 sub-parcelas o plots de 50m x 50m, cada una. De los cuales solo se midieron radiométricamente 13 parcelas. La distribución de las subparcelas donde se aplicó el protocolo de levantamiento de datos, se observa en la Figura 4, donde solo se tomaron los cuadros en rojo, siguiendo los números nones.

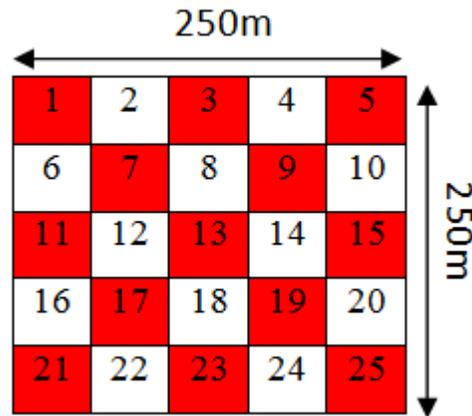


Figura 4. Grupo de subparcelas (plots) de medición radiométrica y variables para estimar contenido de carbono.

Levantamiento de datos en los plots

1. Se tomaron las coordenadas centrales de cada sub-plots en formato UTM, elipsoide WGS84.
2. Se Dividieron las sub-parcelas como se sugiere en la Figura 5 (parcelas cuadradas anidadas).

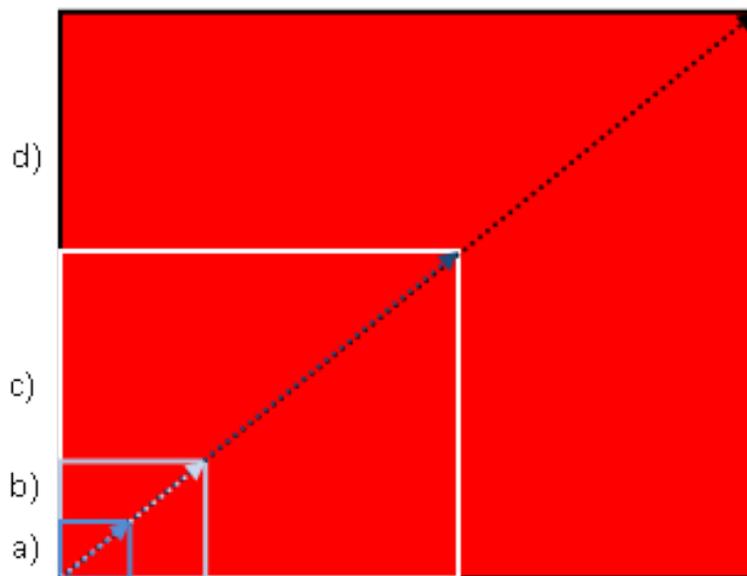


Figura 5. Esquema del sistema de parcelas anidadas propuestas por Walker (2012). a) subplot 3 m x 3 m, diagonal de 4.2 m. b) subplot 7 m x 7 m, diagonal de 9.9 m. c) subplot 25 m x 25 m, diagonal de 35.3 m. d) subplot 50 m x 50 m, diagonal de 70.71 m.

3. Para establecimiento y división de la sub-parcela en campo:
 - a. Se precargaron las coordenadas en un GPS Trimble modelo Juno.

- b. Se establecieron las esquinas de las parcelas, a partir de la diagonal, compensando con 10 pasos adicionales en dirección de la diagonal principal. Los pasos adicionales reducen el sesgo de elegir la esquina superior derecha del cuadrado en la diagonal principal.
- c. En la esquina superior derecha que ocupa cada parcela, sobre la diagonal principal, se tomaron las coordenadas, la precisión (El nivel mínimo de precisión ± 5 m, de preferencia ± 1 m). Se colocó una estaca perfectamente identificable (color chillante).



Figura 6. Marcado de los vértices de las plots.

4. Variables de medición
 - I. Espectroradiometría en herbáceas y arbustos del matorral medido en 5 rangos del espectro electromagnético (485, 560, 660, 830 y 1 650 nm.).
 - II. Fotografía a nadir.
 - III. Fotografía panorámica de herbáceas y arbustos.
 - IV. Coordenadas en cada punto de medición radiométrica
 - V. Coordenadas de cada extremo de los sup-parcelas anidadas.

Temporalidad

La ejecución del protocolo está en curso para el periodo de abril de 2018 a abril de 2019. El protocolo se ejecuta semanalmente en las 13 subparcelas de cada sitio de medición.

Pre procesamiento y almacenamiento de datos. Los datos de cada día de medición se descargan con el Software ControlPV v5.0.; se pre procesan con modulo POSTPROC.EXE, el cual utiliza los coeficientes de corrección particulares de cada equipo, y la configuración del posicionamiento geográfico (latitud, longitud y diferencia de Tiempo Medio de Greenwich o GMT- Greenwich Mean Time-)

El pos procesamiento, consistirá en general los archivos *.MV (datos originales en mili volts), *.CMV (Archivos de señales espectroradiométricas corregidos por ángulo Sol-Sensor y coeficientes de reflectancias en cada banda del espectro) y *.RFL (Archivos corregidos y convertidos a reflectancias).

Almacenamiento de datos

Los datos son separados y guardados en carpetas. En cada carpeta se almacena los siguientes archivos descargados y pre-procesados:

15001_087.CMV
15001_087.mv

15001_087.RFL
15001_087.XLS

Resultados y Discusión

Aunque aún se está ejecutando el protocolo de espectroradiometría de campo para la caracterización fenológica de la vegetación de matorrales durante la campaña 2018-2019, los resultados iniciales (Figura 7) muestran que la información espectral obtenida está de acuerdo al marco teórico desarrollado por Casiano y Paz (2018) para el IVFF y que la fusión de la información terrestre y satelital puede realizarse con niveles de incertidumbre relativamente bajos para realizar estimaciones de cobertura de floración y follaje a escalas espaciales de píxeles de 250 m.

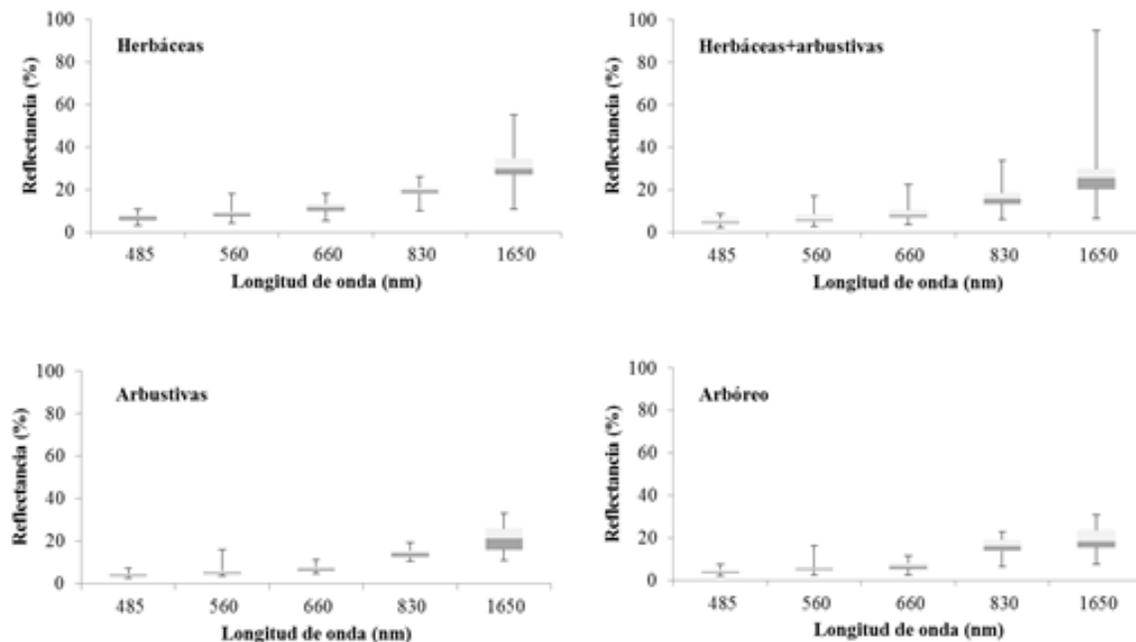


Figura 7. Firmas espectrales de la vegetación por estrato en vegetación de matorral xerófilo.

Conclusiones

El protocolo de espectroradiometría de campo para el seguimiento fenológico de la vegetación permite establecer los lineamientos para la obtención y control de calidad de los datos que permitirán calibrar el IVFF propuesto por Casiano y Paz (2018) a nivel de campo y satelital.

Literatura citada

- Atkinson, P. M., C. Jeganathan, J. Dash, and C. Atzberger. 2012. Inter-comparison of four models for smoothing satellite sensor time-series data to estimate vegetation phenology. *Remote sensing of environment* 123:400-417.
- Casiano, M. y F. Paz. 2018. Índice espectral de vegetación para la caracterización simultánea de la floración y crecimiento vegetal. *Terra Latinoamericana* 36:169-181 DOI: <https://doi.org/10.28940/terra.v36i2.249>
- Chen, J., M. Shen, X. Zhu and Y. Tang. 2009. Indicator of flower status derived from in situ hyperspectral measurement in an alpine meadow on the Tibetan Plateau. *Ecological Indicators* 9:818-823.
- Cleland, E. E., I. Chuine, A. Menzel, H.A. Mooney and M.D. Schwartz. 2007. Shifting plant phenology in response to global change. *Trends in Ecology and Evolution* 22:357-365.



- Geerken, R. A. 2009. An algorithm classify and monitor seasonal variations in vegetation phenologies and their inter-annual change. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 64:422-431
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2015. Guía para la interpretación de cartografía: uso del suelo y vegetación : escala 1:250, 000 : serie V / Instituto Nacional de Estadística y Geografía.-- México : INEGI.
- Jiang, Z., A. R. Huete, K. Didan and T. Miura. 2008. Development of a two-band enhanced vegetation index without a blue band. *Remote Sensing of Environment* 112:3833-3845
- Kathuroju, N., M. A. White, J. Synabzik, M. D. Schwartz, J. A. Powell and R. R. Nemani. 2007. On the use of the advanced very high resolution radiometer for development of prognostic land surface phenology models. *Ecological Modelling* 201:144-156
- Liu, H. Q. and A. Huete. 1995. A feedback based modification of the NDVI to minimize canopy background and atmospheric noise. *IEEE Transactions on Geosciences and Remote Sensing* 33: 457-465.
- Peñuelas, J. and I. Fillela. 2001. Phenology-responses to a warming world. *Science* 294:793-794.
- Rouse, J. W., R. H. Haas, J. A. Schell, D. W. Deering and J. C. Harlan. 1974. Monitoring the vernal advancement of retrogradation of natural vegetation, NASA/GSFC, Type III, Final Report, Greenbelt, MD. 371 p.
- Running, S. W. and R. R. Nemani. 1991. Regional hydrologic and carbon balance response of forest resulting from potential climate change. *Clim. Change* 19:349-368.
- Sakai, S. 2001. Phenological diversity in tropical forests. *Popul. Ecol.* 43: 77-86
- Schwartz, M. D., R. Ahas and A. Aasa. 2006. Onset of spring starting earlier across the Northern Hemisphere. *Global Change Biology* 12:343-351.
- Walker, S. M., T. R. H Pearson, F. M Casarim, N. Harris, S. Petrova, A. Grais, E. Swails, M. Netzer, K. M. Goslee and S. Brown. 2012. Standard Operating Procedures for Terrestrial Carbon Measurement: Version 2012. Winrock International
- White, M. A., S. W. Running and P. E. Thornton. 1999. The impact of growing-season length variability on carbon assimilation and evapotranspiration over 88 years in the eastern US deciduous forest. *Plos ONE* 7:e33192 Doi:10.1371/journal.pone.0033192
- Zhang, X., M. A. Friedl and C. B. Schaaf. 2006. Global vegetation phenology from Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS): evaluation of global patterns and comparison with in situ measurements. *Journal of Geophysical Research* doi:10.1029/2006J6000217

5.32 Carbono edáfico en Acrisoles transformados de pastizales a plantaciones de *Acacia mangium* en Tabasco, México

Sánchez-Hernández Rufo^{1,2}; Payró-De la Cruz Emeterio²; Valdés-Velarde Eduardo³; López-Noverola Ulises¹ y Estrada-Botello Maximiliano¹

¹División Académica de Ciencias Agropecuarias, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. Carretera Villahermosa-Teapa km 25, ranchería La Huasteca, segunda sección Villahermosa, Tabasco 86280.

²Instituto Tecnológico de la Zona Olmeca (ITZO), Ignacio Zaragoza s/n, Villa Ocuilzapotlán, Centro, Tabasco, C.P. 86270.

³Departamento de Fitotecnia, Universidad Autónoma Chapingo, Carretera México-Texcoco Km 38.5, Texcoco de Mora. C.P. 56230. Autor para correspondencia: rusaher@hotmail.com

Resumen

Se realizó una investigación con el objetivo de evaluar el impacto del cambio de uso de suelo de pastizales (PZ) a plantaciones forestales de *Acacia mangium* sobre los niveles de materia orgánica del suelo (MOS) y carbono orgánico del suelo (COS). Se seleccionaron sitios de muestreos en suelos cultivados con *Acacia mangium* durante 4, 6 y 8 años, como referencia se consideró un PZ cultivado. Se tomaron muestras compuestas de suelo a una profundidad de 0-30 cm y se evaluaron las variables MOS y COS. Los resultados indicaron que el cambio de uso de suelo de PZ a plantaciones forestales de *Acacia mangium* significan un aumento en los contenidos de MOS y COS respectivamente hasta los 6 años de haberse realizado dicho cambio, ya que a partir de los 8 años, el suelo registra una disminución en los contenidos de ambas variables, lo que puede representar el tiempo en que se registra la estabilización de ambas variables, aunque una conclusión más contundente requiere una mayor profundización en el estudio de este tipo de cambio de uso de suelo.

Palabras clave: *cambio de uso de suelo; suelos forestales; materia orgánica edáfica; suelos del trópico húmedo.*

Abstract

Was conducted a research to evaluate the impact of land use change from grassland (PZ) to forest plantations of *Acacia mangium* on the soil organic matter (MOS) levels and soil organic carbon (COS). The sampler sites were selected on soil cultivated with *Acacia mangium* of 4, 6 y 8 years old, as control treatment was considered grasslands (PZ) cultivated. Were taken composite samples of soil at a depth of 0-30 cm, and the MOS and COS were evaluated. The results indicated that the change of land use from PZ to *Acacia mangium* forest plantations means an increase in the MOS and COS contents, respectively, up to 6 years after the change was made, since after 8 years, the soil it registers a decrease in the contents of both variables, which may represent the time in which the stabilization of both variables is recorded, although a more conclusive conclusion requires a greater deepening in the study of this type of land use change.

Key words: *soil use changes, forest soils; edaphic organic matter; soils of the humid tropic.*

Introducción

Los Acrisols son suelos que se caracterizan por presentar un horizonte árgico de baja actividad a menos de 100 cm de profundidad, lo que repercute en una baja capacidad de intercambio catiónico (CIC), acidez, así como una baja saturación de bases efectiva dentro de los primeros 50 cm de profundidad. Esas características han llevado a considerar a dichos suelos como de baja fertilidad

química, por lo que tradicionalmente su uso se había restringido al cultivo de especies tolerantes a esas condiciones de baja fertilidad.

Cultivos de cítricos, piña, forestales, y particularmente pastizales de *Brachiarias* son frecuentes en este tipo de terrenos. Recientemente han llamado la atención, algunos cambios de uso de suelo que pueden ser favorables para mejorar las condiciones edáficas, aprovechar esos suelos pobres en cultivos de alta rentabilidad, así como aprovechar al recurso suelo para enfrentar problemas ambientales como el denominado cambio climático global (CCG). Al respecto, Don *et al.* (2011), mencionó que el cambio de uso de suelo es la segunda fuente más importante que el hombre ha provocado para inducir las emisiones de gases de efecto invernadero, principalmente debido a la deforestación en los trópicos y sub trópicos. La emisión de CO_2 resulta de la pérdida de la biomasa y COS y puede ser compensado con programas de reforestación. Es decir que los impactos del cambio de uso de suelo requieren ser evaluados para determinar los impactos que tienen sobre la mitigación del CCG, así como en la conservación de los recursos naturales, en específico de uno tan frágil como es el recurso suelo. Por su parte, Pielke *et al.* (2002) mencionan que el análisis del cambio de uso de suelo puede ofrecer información importante, para generar un modelo más incluyente en el estudio del cambio climático global (CCG), ya que, en la actualidad no se ha considerado el efecto protector de la vegetación, contra la tasa de radiación que llega a la superficie terrestre, la cual causa un efecto similar a las emisiones de gases de efecto invernadero, sumándose las denominadas islas de calor sobre el CCG (Fuentes, 2015).

Según Foley *et al.* (2005), el cambio de uso de suelo se ha considerado un problema ambiental local. Sin embargo, últimamente se está convirtiendo en un tema de importancia mundial, ya que la creciente demanda de alimentos, fibras, agua y refugio para la población humana, han provocado múltiples transformaciones a los bosques, tierras de cultivo, cursos de agua y el aire. Uno de los indicadores de calidad edáfica que permiten determinar el impacto del cambio de uso de suelo, es la variable materia orgánica del suelo (MOS), ya que el incremento de esta variable repercute en el mejoramiento de las propiedades físicas, biológicas y químicas; físicamente reducen el escurrimiento superficial y mejora la infiltración, condición que se ve reflejada en una disminución de la densidad aparente (ρ_b), así como incrementos de la porosidad total (PT) y estabilidad de los agregados del suelo (EAS) (Jordan *et al.*, 2010); biológicamente repercuten en la actividad de los microorganismos del suelo, los cuales son responsables de procesos importantes como la mineralización e inmovilización microbiana, a través de los cuales se libera N, P y otras formas de nutrientes (Orozco *et al.*, 2016); químicamente repercute en el incremento de la capacidad de intercambio catiónico (CIC) (Bourg y Sposito, 2011) y pueden afectar el pH, debido a que la descomposición de dichas enmiendas producen ácidos orgánicos e inorgánicos que afectan dicha propiedad química (Pérez *et al.*, 2014). El cambio del uso de suelo sobre el COS es un tema pobremente cuantificado debido a la insuficiente calidad y representatividad de los datos, por lo que el objetivo de este estudio fue medir la concentración de COS en una cronosecuencia de pastizales transformados a plantaciones de *Acacia mangium* en el municipio de Huimanguillo Tabasco, México.

Materiales y Métodos

La investigación se llevó a cabo en la Colonia Agrícola José María Pino Suárez, en el Municipio de Huimanguillo Tabasco, México. Se seleccionaron sitios cuyo uso de suelo anterior fue de pastizal, y que actualmente presentan un uso forestal con plantaciones de *Acacia mangium*. Los años de cambio fueron reportados por la empresa productora, y se organizaron en una base de datos, estableciéndose los siguientes rangos: 4 años (A4), 6 años (A6) y 8 años (A8); como tratamiento de referencia (control) se muestrearon los pastizales (PZ) alledaños. Los suelos en la zona de estudio se reportan como humic Acrisols. En los sitios de muestreo se recolectaron de muestras compuestas de suelos a partir de 10 submuestras por sitio, las cuales se tomaron a 30 cm de profundidad. Las muestras secas fueron trituradas y tamizadas para determinar el porcentaje de C total mediante un equipo TOC de la marca Perkin

Elmer; la MOS se calculó mediante la multiplicación del % COS por el factor de Van Benmelen de 1.724 que resulta de la suposición de que la materia orgánica del suelo contiene un 58% de C.

Resultados y Discusión

Los suelos Acrisols presentan condiciones adversas de fertilidad química que limitan la mineralización de la MOS, por lo que los contenidos de MOS en pastizales son de alrededor de 7%. Según Sánchez *et al.* (2017) la acumulación de MOS en pastizales establecidos entre de 0-10 años, llegan a superar la cantidad que registran algunos Sistemas Agroforestales (SA) como los de cacao, no obstante, conforme estos pastizales se hacen más viejos, sus propiedades se van degradando hasta disminuir sus contenidos de MOS por abajo de los niveles de dichos SA. Como se puede observar en la Figura 1, la especie forestal *Acacia mangium* aporta cantidades considerables de residuos orgánicos que permiten incrementar los contenidos de MOS y COS respectivamente.

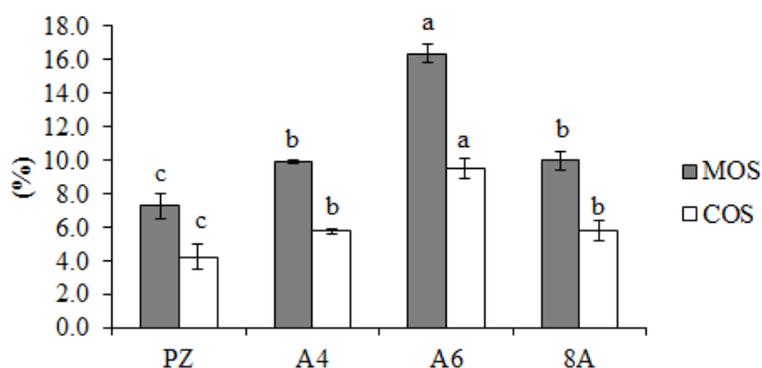


Figura 1. Contenidos de MOS y COS en suelos de pastizales y plantaciones forestales *Acacia mangium* de 4, 6 y 8 años de uso respectivamente en suelos Acrisols del sureste de México

Se puede observar que el cambio de uso de pastizal a plantaciones forestales de *Acacia mangium* permite un aumento de MOS y COS durante los primeros 6 años de haberse realizado el cambio. Al respecto Berg y Matzner (1996) indican que los cambios en la cantidad del *litter* y otras propiedades edáficas en plantaciones forestales dependen del tiempo de deposición de los residuos, si estos son recientes o viejos, ya que el tiempo que se requiere para modificar las condiciones edáficas son variables y necesarios para abatir la MOS y evitar su acumulación. Como se puede observar en las plantaciones estudiadas, el tiempo en que dichas condiciones se presentan es a los 8 años, ya que a partir este tiempo de uso se observa una decadencia en la cantidad de MOS, aunque los niveles registrados siguen estando por arriba de los contenidos del tratamiento control (PZ), por lo que suponen una condición edáfica favorable para una mayor mineralización de la MOS.

Conclusiones

El cambio de uso de suelo de pastizal a plantaciones forestales de *Acacia mangium* significan un aumento en los contenidos de MOS y COS respectivamente, hasta los 6 años de haberse realizado dicho cambio, ya que a partir de los 8 años, el suelo registra una disminución en los contenidos de ambas variables, lo que puede representar el tiempo en que se registra su estabilización, aunque una conclusión más contundente requiere una mayor profundización en el estudio de este tipo de cambio de uso de suelo.



Agradecimientos

Se agradece al productor Ingeniero José Eduardo Zentella Bello, por el acceso a las plantaciones de *Acacia mangium* en Huimanguillo Tabasco México, así como a las facilidades otorgadas a esta investigación.

Literatura citada

- Berg, B. and E. Matzner. 1997. Effect of N deposition on decomposition of plant litter and soil organic matter in forest systems. *Environmental Reviews* 5:1-25.
- Bourg, I. C. and G. Sposito. 2011. Molecular dynamics simulations of the electrical double layer on smectite surfaces contacting concentrated mixed electrolyte (NaCl–CaCl₂) solutions. *Journal of colloid and interface science* 360:701-715.
- Don, A., J. Schumacher and A. Freibauer. 2011. Impact of tropical land-use change on soil organic carbon stocks—a meta-analysis. *Global Change Biology* 17:1658-1670.
- Foley, J. A., R. Defries, G. P. Asner, C. Barford, G. Bonan, S. R. Carpenter, F. S. Chapin, M. T. Coe, G. C. Daily, H. K. Gibbs, J. H. Helkowski, T. Holloway, E. A. Howard, C. J. Kucharik, C. Monfreda, J. A. Patz, I. C. Prentice, N. Ramankutty and P. K. Snyder. 2005. Global Consequences of Land Use. *Science* 309: 570-574.
- Fuentes, P. C. A. 2015. Islas de calor urbano en Tampico, México: Impacto del microclima a la calidad del hábitat. *Nova scientia* 13:495-515.
- Jordan, A., L. M. Zavala and J. Gil. 2010. Effects of mulching on soil physical properties and runoff under semi-arid conditions in southern Spain. *Catena*. 81:77-85.
- Orozco, C. A. L., F. M. I. Valverde, T. R. Martínez, B. C. Chávez y H. R. Benavides. 2016. Propiedades físicas, químicas y biológicas de un suelo con manzano biofertilizado. *Terra Latinoam*. 34:441-456.
- Pérez, E. J.; C. Escolástico, A. Masaguer, C. Vargas and A. Moliner. 2014. Soluble organic carbon and pH of organic amendments affect metal mobility and chemical speciation in mine soils. *Chemosphere*. 103:164-171.
- Pielke R. A., G. Marland, R. A. Betts, T. N. Chase, J. L. Eastman, J. O. Niles and S. W. Running. 2002. The influence of land-use change and landscape dynamics on the climate system: relevance to climate-change policy beyond the radiative effect of greenhouse gases. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences* 360:1705-1719.
- Salvador, M. P., H. R. Sánchez, G. D. Sánchez, U. N. López, S. G. Alejo, V. E. Valdés and L. J. F. Gallardo. 2017. Evolution of soil organic carbon during a chronosequence of transformation from cacao (*Theobroma cacao* L.) plantation to grassland. *Acta Agron.* 66:525-530 doi.org/10.15446/acag.v66n4.62543.

5.33 Comparación de índices de reverdecimiento para la estimación de productividad primaria bruta en un cultivo de trigo en el Valle del Yaqui

Vega-Puga Masuly¹; Yépez Enrico A.*¹; Garatuza-Payán Jaime¹; Vargas-Terminel Martha L.¹; Rivera-Díaz M.¹; Argente-Martínez Leandris¹ y Arredondo-Moreno Tulio²

¹Departamento de Ciencias del Agua y Medio Ambiente, Instituto Tecnológico de Sonora, Campus Centro. 5 de Febrero 818 Sur, Centro, C.P. 85000, Cd. Obregón, Sonora.

²División de Ciencias Ambientales, Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnología A.C., Camino a la Presa de San José 2055, Lomas 4ta. Sección, 78216, San Luis, Potosí, México.

*Autor para correspondencia: enrico.yepetz@gmail.com

Resumen

Los modelos de estimación de productividad primaria (PPB) fundamentados en la eficiencia de uso de luz por parte de la vegetación y algún indicador del grado de desarrollo o vigor generalmente se basan en índices de vegetación o reverdecimiento obtenidos con mediciones de las características ópticas de la vegetación en algunas regiones del espectro electromagnético. Uno de estos índices hace uso de cámaras fotográficas de bajo costo y fácil acceso, lo que permite su amplia aplicación. Sin embargo, no existen muchos estudios que verifiquen la validez de los modelos, contrastándolos con datos reales, sobre todo en cultivos agrícolas. En este trabajo se realizaron mediciones de índices de vegetación (o reverdecimiento) sobre un cultivo de trigo en el Valle del Yaqui con dos sensores distintos que se usaron en un mismo modelo de PPB y compararon con mediciones de terreno con un sistema de correlación de vórtices. Los resultados muestran que las estimaciones con ambos sensores siguen aproximadamente el mismo patrón que las mediciones con EC, pero revelan la incapacidad de los sensores de detectar actividad fotosintética importante en alguna(s) etapas de desarrollo del cultivo.

Palabras clave: *agroecosistemas; covarianza de vórtices; índices de reverdecimiento; cámaras digitales; uso eficiente de luz.*

Abstract

Models to estimate gross primary productivity are supported on the vegetation light use efficiency and specific indicators of the development or vitality of such vegetation. These indicators, generally, are based on vegetation or greenness indices obtained through measurements of the vegetation optical characteristics, in some regions of the electromagnetic spectrum. One of these indices makes use of low cost and easy access digital cameras, allowing its ample application. However, studies verifying the validity of the models are needed, especially in agricultural crops. In this work, measurements of vegetation indices (or greenness) were carried out over a wheat crop in Valle del Yaqui with two different sensors, using them in the same GPP model and compared with ground truth measurement from an Eddy Covariance system. Results show that estimations with both sensors follow appropriately the same behavior as the EC measurements but reveal the incapacity of the sensors to detect important photosynthetic activity in some crop stages.

Keywords: *agroecosystems; digital cameras; eddy covariance; greenness indexes; light use efficiency.*

Introducción

El Valle del Yaqui es un agroecosistema ubicado en el sur del Estado de Sonora que cuenta con 220 000 ha. Cultivables, teniendo como principales cultivos, trigo, garbanzo y maíz (Lobell *et al.*, 2003), siendo el eje de la economía regional (Lares *et al.*, 2016).

La característica primordial del Valle es que se encuentra en una región semiárida, por lo cual el recurso hídrico se encuentra limitado, asimismo estudios recientes plantean diferentes escenarios de cambio climático que remarcan la tendencia hacia el incremento de la temperatura (IPCC, 2014), situación que impacta de manera negativa en la producción de los cultivos y, por ende, en el crecimiento económico de la región. Ante este problema, establecer metodologías no invasivas para la estimación de la Productividad Primaria Bruta (PPB) de este cultivo, durante sus diversas etapas fenológicas, es fundamental para la identificación y caracterización de los procesos fisiológicos que están implicados en el rendimiento de la planta y, posteriormente, hacer un mejor uso de los recursos utilizados a lo largo del ciclo de cultivo del trigo.

Diversos modelos utilizan el parámetro de eficiencia de uso de luz (LUE; *Light Use Efficiency*) para la estimación de PPB (Potter *et al.*, 1993; Di Leo *et al.*, 2007; Zhou *et al.*, 2013; Yebra *et al.*, 2014), ya que representa el valor actual de la eficiencia con que la planta absorbe la energía solar (Radiación fotosintéticamente activa; PAR) para convertirla en biomasa (Coops *et al.*, 2010). Dichos modelos también consideran los factores que limitan a los cultivos alcanzar su LUE máximo como la temperatura, el déficit de presión de vapor y la humedad del suelo ambientales (Cueva *et al.*, 2017).

En general, la temperatura es aceptada como uno de los factores que más limitan la fenología de la planta (White *et al.*, 2003). Por otra parte, para poder detectar los cambios durante las etapas fenológicas del cultivo, se han incorporado también, en los modelos, los índices de vegetación y de reverdecimiento. Por lo tanto, el presente estudio tiene como objetivo evaluar la respuesta de modelos de PPB bajo dos diferentes mediciones de índices de reverdecimiento usando sensores remotos en terreno que miden en la región del rojo e infrarrojo cercano (Greenseeker) y en el espectro visible (cámara fotográfica común), en un cultivo de trigo en el sur de Sonora.

Materiales y Métodos

Sitio de estudio

La zona donde se trabajó se encuentra localizada en el Centro Experimental de Trasferencia de Tecnología (CETT) del Instituto Tecnológico de Sonora (ITSON) en el bloque 910 del Valle del Yaqui (Figura 1), en las coordenadas 27° 21' 59.92" N y 109° 54' 40.50" O y el periodo de estudio fue durante el ciclo de enero a abril del 2017. Dentro de las instalaciones del experimento de calentamiento de dosel en Trigo (Vega-Puga *et al.*, 2017). El clima que se tiene en la región es semiárido, con tasas de precipitación muy variadas, el promedio anual de precipitación es de 317 mm y un promedio diario de temperatura de 24 °C (Matson *et al.*, 1998).



Figura 1. a) Localización de área de estudio, b) Instalaciones de experimento de calentamiento de dosel en un cultivo de trigo de invierno (2016- 2017).

Instrumentación y cálculo de índices de reverdecimiento

La para determinación del Intercambio neto de CO_2 y posterior cálculo de GPP, el sitio de estudio contó con una estación micrometeorológica con un sistema de covarianza de vórtices (EC) integrado por un anemómetro sónico de tres dimensiones (CSAT3, Campbell Scientific, Logan, Utah, E.U.A.) y un analizador de gases en infrarrojo de configuración abierta (LI-7500, LI-COR, Lincoln, Nebraska, E.U.A.). Los registros de EC fueron almacenados en una consola (CR1000, Campbell Scientific, Logan, Utah, E.U.A.). Así mismo, se midieron variables climáticas: velocidad y dirección del viento (5103 Young, R.M. Young, Traverse City, MI, E.U.A.), temperatura del aire y humedad relativa (HR; HMP-45, Vaisala Inc., Helsinki, Finlandia), radiación de onda corta (Standard Precision Pyranometer, The Eppley Laboratory Inc., Newport, Rhode Island, E.U.A), radiación neta (Q7.1, Campbell Scientific, Logan, Utah, E.U.A) y radiación fotosintéticamente activa (LI-190SB, LI-COR, Lincoln, NE, E.U.A.). De la misma manera que EC, los registros fueron almacenado en una consola con las mismas características.

Las mediciones del sistema de EC fueron procesados y promediados a medias horas a través del programa EddyPro® (versión 6.2, LI-COR, Lincoln, Nebraska, E.U.A.). Las correcciones y controles de calidad de los datos de EC fueron realizados a través de un filtrado de 0.08 m s^{-1} para los periodos de bajas turbulencias, adicionalmente, fueron analizadas aquellas mediciones que no cumplieran con la condición de $> \pm 3$ desviaciones estándar durante el periodo de estudio, los datos que no cumplieron estos criterios fueron descartados. Los datos faltantes fueron rellenados y el intercambio neto de CO_2 del ecosistema (NEE) fue separado en sus componentes de GPP y Reco mediante la herramienta en línea del Instituto Max Planck (<https://www.bgc-jena.mpg.de/bgi/index.php/Services/REddyProcWeb>). Detalles de las mediciones y resultados del intercambio de CO_2 durante el ciclo del cultivo se muestran en Vargas-Terminel *et al.* (2018).

Por otra parte, también se obtuvieron índices de reverdecimiento para ser incorporados en los modelos de estimación de PPB. Estos índices fueron estimados con dos metodologías diferentes.

La primera consistió en la toma fotografías con una cámara digital Canon Power Shot Sx420 (Canon Inc., Ota, Tokio, Japón) con las cuales se procedió a estimar el índice de reverdecimiento *Greenness Chromatic Coordinate (GCC)* por medio del software Spyder Python 3.1.4, de acuerdo a la descomposición de RGB (Ecuación 1), como fue propuesto por Sonnentag, *et al.* (2012).

$$GCC = \frac{G}{(R+G+B)} \quad (1)$$

donde: R, G y B son las intensidades del color rojo, verde y azul y de acuerdo a esto será la matriz de cada imagen para estimar su promedio por cada color.

Mientras que una segunda metodología consistió en la estimación del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI), siendo medido directamente en sitio con un sensor GreenSeeker Handheld Crop Sensor (Trimble Inc., Sunnyvale, CA, USA) y posteriormente, con este índice fue calculado *GCC* con la Ecuación 2, propuesta por Vrieling *et al.*, (2018).

$$GCCn = 0.320 + 0.00174 * e^{5.752*NDVI} \quad (2)$$

Las mediciones de NDVI y la toma de fotografías fueron durante las etapas fenológicas más importantes del cultivo de trigo (Cuadro 1). En cada fecha, las fotos y mediciones se llevaron a cabo en 6 parcelas (n=6) separadas entre ellas 7.4 metros aproximadamente.

Cuadro 1. Fenofases de acuerdo a la fecha del muestreo para cada uno de los métodos.

| Fenofase | Fotografías | NDVI |
|---------------------|-------------|------------|
| Desarrollo de nudos | 18/01/2017 | 10/01/2017 |
| Antesis | 27/01/2017 | 30/01/2017 |
| Floración | 10/02/2017 | 06/02/2017 |
| Grano pastoso | 10/03/2017 | 12/03/2017 |
| Maduración | 24/03/2017 | 25/03/2017 |

Estimación de PPB

Para la estimación de PPB se utilizó el modelo sugerido por Cueva *et al.*, (2017) con modificaciones en los escalares (Ecuación. 3).

$$PPB = LUE_{max} * PAR * GCC * Ts * VPDs \quad (3)$$

donde LUE_{max} representa la tasa más alta de asimilación de energía solar a biomasa y en este caso se manejó como una constante de 3.47 g C MJ^{-1} (Zhou *et al.*, 2013), PAR es la Radiación Fotosintéticamente Activa en MJ^{-1} . En el caso de los parámetros con terminación *s*, hacen referencia a los escalares de las variables que representan un estrés en los procesos fisiológicos del cultivo, T_s es el escalar de temperatura del aire (Yuan *et al.*, 2016) y $VPDs$ es el escalar del déficit de presión de vapor (He *et al.*, 2013).

Resultados y Discusión

De acuerdo con las imágenes capturadas por la cámara digital en cada una de las fenofases mencionadas en el Cuadro 1, de manera cualitativa, se percibe el cambio gradual de verdor en sentido cronológico hacia la maduración. Siendo antesis y floración, las etapas que presentan un verde más intenso (Figura 2, incisos a y b).



Figura 2. Imágenes capturadas con cámara digital, ordenadas de manera cronológica de acuerdo a las fenofases del cultivo de trigo, a) desarrollo de nudos, b) antesis, c) floración, d) grano pastoso y f) maduración.

Los datos de PPB de EC (Cuadro 2) nos sugieren que las etapas de floración y grano pastoso son las más productivas presentando un valor de 9.37 y 11.57 g C m² d⁻¹, respectivamente. Con los datos de intercambio de gases la etapa de maduración es la que menos fija C (6.83 g C m² d⁻¹) y durante la floración cuando la PPB derivada de NDVI es muy similar a las estimaciones de PPB de EC, sin embargo, durante la etapa de llenado de grano observamos la mayor discrepancia entre cualquiera de las estimaciones de PPB, con respecto a PPB de EC mostrando las estimaciones mayores.

Cuadro 2. Productividad primaria bruta (g C m² d⁻¹) ± 1 desviación standard en diferentes etapas fenológicas de un cultivo de trigo con diferentes metodologías y EC. NDVI es medido con greenseeker y GCC con cámara fotográfica.

| Fenofase | PPB de EC | PPB de NDVI | PPB de GCC |
|---------------------|-----------|-------------|--------------|
| Desarrollo de nudos | 7.31 | 6.19 ± 0.10 | 8.59 ± 0.12 |
| Antesis | 7.75 | 7.21 ± 0.29 | 8.77 ± 0.10 |
| Floración | 9.37 | 9.41 ± 0.40 | 9.94 ± 0.01 |
| Grano pastoso | 11.57 | 8.37 ± 0.10 | 10.14 ± 0.31 |
| Maduración | 6.83 | 6.70 ± 0.05 | 9.05 ± 0.17 |

Contrastando el resultado de los modelos con la PPB de EC (Figura 3) observamos que los patrones de PPB son similares entre sí, aunque que PPB con NDVI tiende a subestimar y PPB con GCC a sobreestimar. Cabe destacar que la tendencia de PPB con EC entre la etapa de floración y la etapa de grano pastoso, muestra una marcada tendencia a incrementar, pero este patrón no se observa con los modelos de PPB basados en los sensores ópticos. Si analizamos la Figura 2d donde se presenta la vegetación durante la etapa de grano pastoso, se puede observar que la vegetación ya no tiene un verde intenso y destaca la presencia dominante de espigas en la escena (aspecto común durante esta etapa fenológica del trigo). Es posible que la discrepancia de las estimaciones de PPB con los sensores ópticos (tendencia a bajar o mantenerse) con respecto a las mediciones de PPB de EC (tendencia a subir) se explique por la influencia de las espigas la reluctancia del dosel.

Se ha demostrado que la actividad fisiológica en una planta de trigo es alta durante la etapa de llenado de grano, debido a la demanda de recursos para llenar los granos, siendo la espiga y la hoja bandera son los órganos fotosintéticos que se encargan de cubrir esta demanda (Tambussi *et al.*, 2005). Este resultado es importante ya que sugiere que los modelos de estimación de productividad basados en las características ópticas de la vegetación en el espectro visible e infrarrojo cercano tenderían a subestimar PPB en esta etapa del cultivo, si no se lleva a cabo una calibración para una superficie con características distintas. En nuestro caso, si consideramos que la estimación de PPB de NDVI es la estimación más razonable de PPB cuando se compara con PPB de EC debido a las similitudes durante la maduración y la floración, podríamos inferir que las espigas fotosintéticas podrían ser responsables de casi un 30% de la fotosíntesis que se lleva a cabo durante esta etapa fenológica.

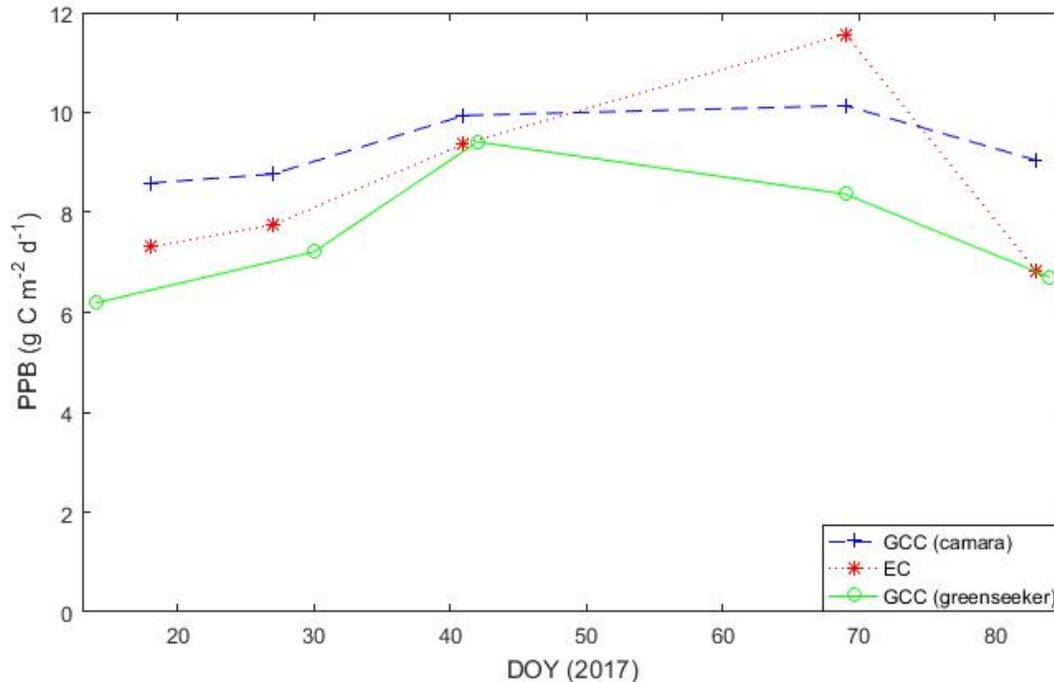


Figura 3. Comportamiento de la productividad primaria bruta en diferentes etapas fenológicas de un cultivo de trigo de acuerdo con un sistema de EC y modelos donde se utilizaron índices de reverdecimiento obtenidos con diferentes metodologías.

Conclusiones

El uso de índices de reverdecimiento en modelos de estimación de PPB se ha vuelto una práctica común debido a su bajo costo y accesibilidad. Sin embargo, se debe seguir desarrollando índices que sean sensibles a las variaciones que en el dosel puedan presentarse durante sus etapas fenológicas. En nuestro caso cuando el cultivo tiene una alta demanda de C para formar y llenar el grano, los sensores ópticos fueron incapaces de detectar ese incremento en la asimilación de C por parte de la vegetación.

Agradecimientos

El financiamiento para llevar a cabo este proyecto proviene del fondo sectorial SEP-CONACYT CB2013-01:220788 y el Programa de Fomento y Apoyo a Proyectos de Investigación (PROFAPI, Instituto Tecnológico de Sonora).

Literatura citada

- Coops, N. C., T. Hilker, F. G. Hall, C. J. Nichol and G. G. Drolet. 2010. Estimation of light-use efficiency of terrestrial ecosystems from space: a status report. *BioScience* 60:788-797.
- Cueva, A., S. H. Bullock, R. Méndez-Alonzo, E. López-Reyes y R. Vargas. 2017. Modelación de la productividad primaria bruta diaria mediante cámaras digitales y datos climáticos. pp. 690-696. *In: Paz-Pellat, F., R. Torres-Alamilla y A. Velázquez-Rodríguez. Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2017. ISBN 978-607-96490-5-0.*
- Di Leo, N. C., S. Montico, B. A. Bonel and J. A. Denoia. 2007. Estimación de la APAR y la NPP mediante sensoramiento remoto en tres sectores de la Pampa Húmeda, Argentina. *Ciencia, Docencia y Tecnología* 35:221-242.
- Field, C. B., V. R. Barros, D. J. Dokken, K. J. Mach, M. D. Mastrandrea, T. E. Bilir and B. Girma. 2014. IPCC, 2014: Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.
- He, M., W. Ju, Y. Zhou, J. Chen, H. He, S. Wang, H. Wang, D. Guan, J. Yan, Y. Li, Y. Hao and F. Zhao. 2013. Development of a two-leaf light use efficiency model for improving the calculation of terrestrial gross primary productivity. *Agricultural and forest meteorology* 173: 28-39.

- Lares-Orozco, M. F., A. Robles-Morúa, E. A. Yépez and R. M. Handler. 2016. Global warming potential of intensive wheat production in the Yaqui Valley, Mexico: a resource for the design of localized mitigation strategies. *Journal of Cleaner Production* 127:522-532.
- Luers, A. L., D. B. Lobell, L. S. Sklar, C. L. Addams and P. A. Matson. 2003. A method for quantifying vulnerability, applied to the agricultural system of the Yaqui Valley, Mexico. *Global Environmental Change* 13:255-267.
- Potter, C. S., J. T. Randerson, C. B. Field, P. A. Matson, P. M. Vitousek, H. A. Mooney and S. A. Klooster. 1993. Terrestrial ecosystem production: a process model based on global satellite and surface data. *Global Biogeochemical Cycles* 7:1-4.
- Sanchez-Bragado, R., A. Elazab, B. Zhou, M. D. Serret, J. Bort, M. T. Nieto-Taladriz and J. L. Araus. 2014. Contribution of the ear and the flag leaf to grain filling in durum wheat inferred from the carbon isotope signature: genotypic and growing conditions effects. *Journal of Integrative Plant Biology* 56:444-454.
- Sonnentag, Oliver, K. Hufkens, C. Teshera-Sterne, A. Young, M. Friedl, B. Braswell, T. Milliman, J. O'Keefe and A. Richardson. 2012. Digital repeat photography for phenological research in forest ecosystems. *Agricultural and Forest Meteorology*. 152. 159-177. 10.1016/j.agrformet.2011.09.009.
- Tambussi, E. A., S. Nogués and J. L. Araus. 2005. Ear of durum wheat under water stress: water relations and photosynthetic metabolism. *Planta* 221:446-458.
- Vega-Puga M. G.; M. A. Rivera-Díaz, L. Argente-Martínez, C. Oliva-Castillo, J. Delgado-Balbuena, T. Arredondo-Moreno, J. Garatuzapayan y E. A. Yépez. 2017. Desempeño de una manipulación de temperatura en parcelas experimentales de trigo en el Valle del Yaqui. pp. 690-696. *In: Paz-Pellat, F., R. Torres-Alamilla y A. Velázquez-Rodríguez (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2017. ISBN 978-607-96490-5-0.*
- Vrieling, A., M. Meroni, R. Darvishzadeh, A.K. Skidmore, T. Wang, R. Zurita-Milla, K. Oosterbeek, B. O'Connor and P. Marc. 2018. Vegetation phenology from Sentinel-2 and field cameras for a Dutch barrier island. *Remote sensing of environment*.
- White, M. A., N. Brunsell and M. D. Schwartz. 2003. Vegetation phenology in global change studies. *In Phenology: An integrative environmental science* Springer, Dordrecht. 453-466.
- Yebra, M., A. I. Van Dijk, R. Leuning and J. P. Guerschman, 2015. Global vegetation gross primary production estimation using satellite-derived light-use efficiency and canopy conductance. *Remote Sensing of Environment* 163:206-216.
- Yuan, W., Y. Chen, J. Xia, W. Dong, V. Magliulo, E. Moors, J. Olesen and H. Zhang. 2015. Estimating crop yield using a satellite-based light use efficiency model. *Ecological Indicators*. 60. 702-709. 10.1016/j.ecolind.2015.08.013.
- Zhou, L., H. he, X. Sun, Li. Zhang, G. R. Yu, X. L. Ren, J. Y. Wang and F. H. Zhao. 2013. Modeling winter wheat phenology and carbon dioxide fluxes at the ecosystem scale based on digital photography and eddy covariance data. *Ecological informatics* 18:69-78.



5.34 Biodiversidad y cobertura en cafetales bajo distinto manejo en la Sierra Madre de Chiapas

Sánchez Sánchez Cristóbal D.¹

¹Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo. Carretera México-Texcoco Km. 36.5, Montecillo, Texcoco 56230, Estado de México.
Autor para correspondencia: crisdansanchez@gmail.com

Resumen

Como parte del proyecto “Una REDD para SALVAR la SOMBRA de la Sierra Madre de Chiapas” llevado a cabo durante el año 2016 por el Programa Mexicano del Carbono, se evaluó la sombra y la contribución de los cafetales a la diversidad regional, mediante el muestreo de plantas vasculares y sus tipos funcionales en plantaciones de café con diferente manejo a través de la Sierra Madre de Chiapas. En 82 sitios se encontraron 506 especies de plantas vasculares pertenecientes a 311 géneros y 106 familias botánicas, la gran mayoría son nativas de la región. Se halló mayor riqueza de especies arbóreas en fincas con mayor cobertura. La proporción entre especies y tipos funcionales obedece más al tipo de vegetación que al manejo de las fincas y es independiente de escala. Los cafetales bajo sombra y con manejo tradicional albergan una biodiversidad similar a la de los bosques de referencia, que es de vital importancia para la estabilidad ecológica y por las opciones productivas que ofrece.

Palabras clave: *Coffea arabica*; sombra; riqueza de especies; tipos funcionales de plantas; rústico.

Abstract

As part of the project “A REDD to Save the Shadow of the Sierra Madre de Chiapas” conducted during 2016 by the Mexican Carbon Program, the contribution of coffee plantations to the regional diversity was assessed with a survey of vascular plants and their functional types in coffee farms with different management across the “Sierra Madre de Chiapas”. In 82 sites we found 506 species of vascular plants belonging to 311 genera and 106 families, the vast majority are native to the region. It was found greater tree species richness on farms with more coverage. The proportion between species and functional types is due, to the type of vegetation more than the management of the farms and is independent of scale. The shaded and with traditional managed coffee farms have a biodiversity similar to that in the primary forests, which is of vital importance to the ecological stability and because of the productive options it offers.

Keys word: *Coffea arabica*; shadow; species richness; plant functional types; rustic.

Introducción

El cultivo de café (*Coffea arabica* L.) en Chiapas se ha adaptado a una gran variedad de serranías y manejos que incluyen especies nativas e introducidas con las que conforma agroecosistemas complejos y biodiversos (Soto-Pinto *et al.*, 2001; Soto-Pinto, 2013). Para evaluar la sombra y la contribución de los cafetales a la diversidad regional, se llevó a cabo un inventario de la diversidad florística y funcional en cafetales y bosques de 82 sitios a través de la Sierra Madre de Chiapas durante el año 2016. Este estudio forma parte de las mediciones efectuadas para entender la epidemia de roya del cafeto (*Hemileia vastatrix* Berk y Br.), aportar información para la toma de decisiones y promover el manejo de sombra en cafetales en favor de la biodiversidad y sus servicios ambientales.

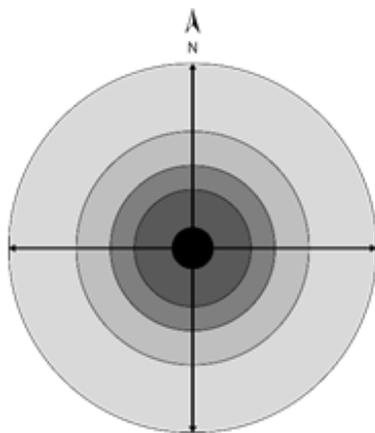
Materiales y Métodos

Los sitios de muestreo se ubicaron en cafetales y bosques de referencia (selva baja caducifolia y selva mediana perennifolia) en comunidades de 18 municipios, en cuatro regiones socioeconómicas del estado de Chiapas (Cuadro 1).

Cuadro 1. Municipios del estado de Chiapas muestreados en este estudio.

| Región | Municipio | |
|--------------|---------------------------|------------|
| VI | Ángel Albino Corzo | |
| | La Concordia | |
| | Montecristo de Guerrero | |
| | Villa Corzo | |
| | Villaflores | |
| IX | Mapastepec | |
| | X | Acacoyagua |
| | | Escuintla |
| | Huixtla | |
| | Motozintla | |
| | Tapachula | |
| | Tuzantán | |
| Unión Juárez | | |
| XI | Amatenango de la Frontera | |
| | Bella Vista | |
| | Fontera Comalapa | |
| | Motozintla | |
| | Siltepec | |

El diseño del sitio de muestreo se basa en el Manual de Inventario del PMC (2015). Tiene forma circular y abarca una superficie de 1000 m² que se conforma a su vez por cuatro círculos concéntricos de 400, 200, 100 y 12.56 m² (Figura 1).



| Radio (m) | 2 | 5.65 | 7.98 | 11.28 | 17.85 |
|----------------------------------|-------|-------|------|-------|-------|
| Área acumulada (m ²) | 12.56 | 100 | 200 | 400 | 1000 |
| Área del aro (m ²) | 12.56 | 87.44 | 100 | 200 | 600 |

Figura 1. Diseño del sitio de muestreo y medidas de sus subunidades.

Registro de especies y tipos funcionales de plantas

Se registraron todas las especies de plantas vasculares presentes en cada una de las cinco subunidades concéntricas del sitio de muestreo, empezando por el círculo más interno (12.56 m²) hasta

llegar al anillo más externo de 600 m². Asimismo, se describió el tipo funcional de cada especie registrando las características morfológicas de sus órganos fotosintéticos (tamaño e inclinación de las hojas, clorotipo y tipo de hoja) y la estructura vascular de soporte (forma de vida de Raunkiær [1934] y tipo de raíz) de acuerdo con el método de Gillison (2006).

Análisis fitogeográfico

Para determinar la afinidad fitogeográfica de las especies se utilizaron los criterios de clasificación de Vibrans (1998) adaptados a la extensión meridional de la vegetación nativa del sureste mexicano hacia América Central. Se consideró como referencia la lista de plantas introducidas en México elaborada por Villaseñor y Espinosa-García (2004), así como información de los proyectos de floras mundiales recopilados por el Jardín Botánico de Missouri (MBG, 2018).

Las categorías establecidas fueron las siguientes:

- Endémicas regionales: Incluye plantas endémicas de México dentro de sus límites políticos, también aquellas que se distribuyen desde el suroeste de Estados Unidos hasta México, las que se restringen a México y América Central (Guatemala a Panamá, hasta el norte de Colombia y Venezuela), y aquellas que se encuentran al oeste de Estados Unidos hasta Centroamérica. Abarca una región casi equiparable al Megaméxico descrito por Rzedowski (1991).
- Especies con distribución Sudamericana: Son aquellas cuya distribución abarca desde el sur de México y Centroamérica hasta Brasil y la región andina.
- Especies ampliamente distribuidas en América: Son plantas que se distribuyen desde el sur de Estados Unidos hasta Sudamérica (sur de Panamá), e incluye principalmente especies con afinidad tropical.
- Neofitas: También llamadas introducidas, son especies provenientes de otros continentes.
- Otras: Son aquellas plantas que tienen una distribución no contemplada en las otras categorías (*p.ej.* circumboreal o de origen desconocido).

Tipificación de cafetales

Las parcelas de café fueron catalogadas de acuerdo con su manejo y con base en la clasificación de Moguel y Toledo (1999), que considera la estructura de la vegetación en la finca y el tipo de plantas cultivadas asociadas al cafeto (Figura 2). Para esto fue necesario estratificar verticalmente la vegetación de las parcelas y analizar la afinidad fitogeográfica de las especies dominantes en cada estrato (Figura 3).

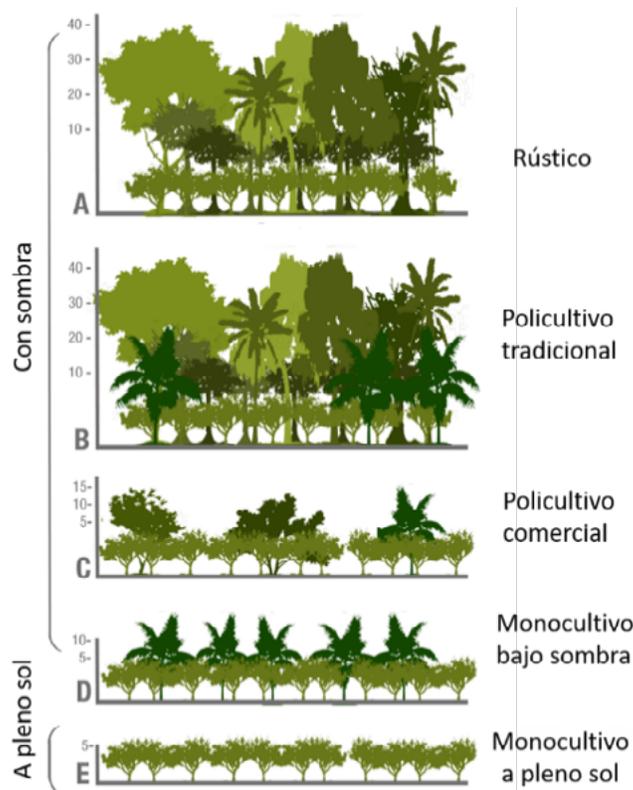


Figura 2. Clasificación de cafetales. Adaptado de Moguel y Toledo (1999).

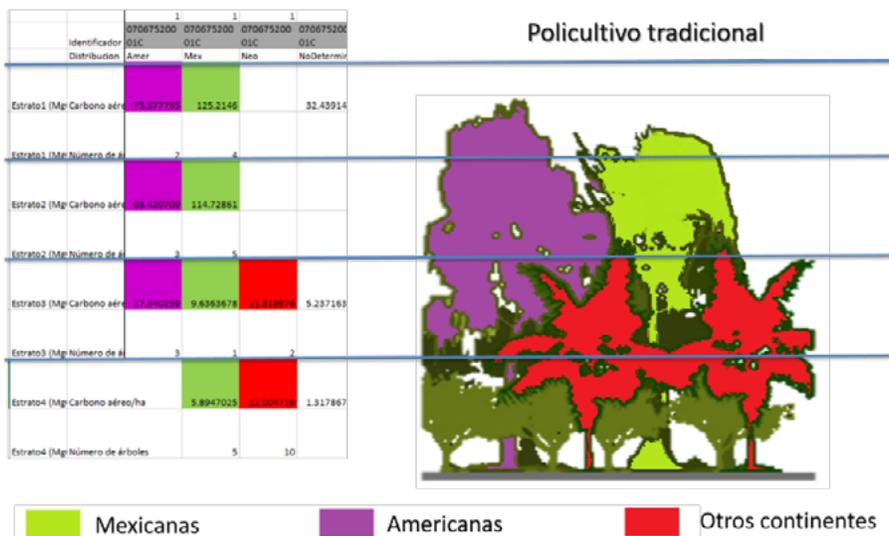


Figura 3. Ejemplo de estratificación vertical de una finca de café y el tipo de plantas dominantes en cada estrato.

Evaluación de la cobertura de la vegetación

La sombra en los cafetales fue evaluada mediante la medición de la fracción de la cubierta del dosel con la toma de veinte fotografías digitales, de acuerdo con el método de Salas-Aguilar *et al.* (2017) y su análisis con el lenguaje de programación Python 2.7 y la herramienta Orfeo Toolbox (OTB). Las fotografías fueron tomadas a 1.5m de altura con respecto al suelo en los radios de 17.84, 11.28 y 5.65m

respectivamente, en el sentido de las manecillas del reloj; de norte a sur, de noreste a suroeste, de este a oeste y de sureste a noroeste.

Resultados

Se documentaron 506 especies de plantas vasculares pertenecientes a 311 géneros y 106 familias botánicas. Entre ellas, dos especies de coníferas, 36 especies de helechos y 468 especies de plantas con flores. Las familias botánicas mejor representadas son las leguminosas, compuestas, palmas y gramíneas (Figura 4). 38% de las especies son árboles, 33% hierbas, 12% arbustos y 17% epífitas o trepadoras.

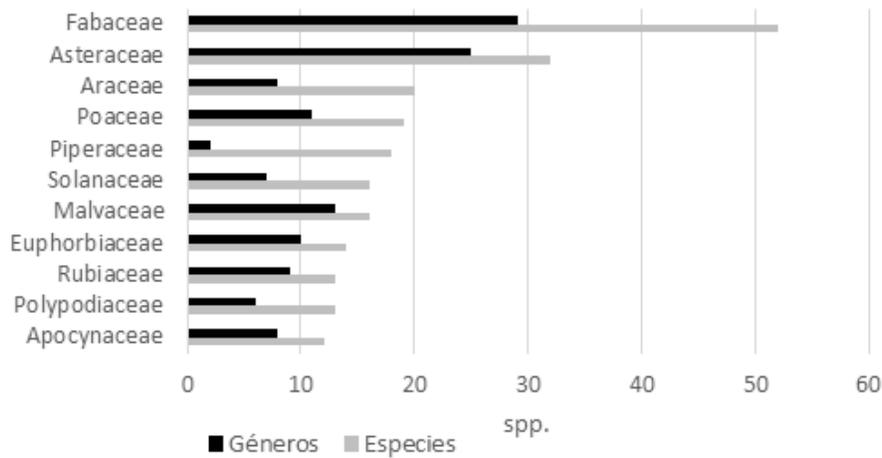


Figura 4. Relación de familias con mayor número de especies (barras grises) y géneros (barras negras) registradas en la campaña de muestreo.

Se registraron 50 especies en promedio por sitio de muestreo (1000 m²). El 50% son nativas de la región, mientras que 38% se distribuyen ampliamente en el continente americano y el resto son plantas introducidas de otros continentes. Las Figuras 5 y 6 muestran la variabilidad existente en la proporción de especies de acuerdo con su hábito y su lugar de origen en los cafetales bajo distinto manejo. Los cafetales con un manejo más intensivo y mayor número de especies cultivadas tienen menor proporción de especies nativas y arbóreas, y mayor proporción de especies herbáceas de amplia distribución. Las curvas de acumulación de especies de los diferentes manejos muestran una dinámica espacial similar (Figura 7).

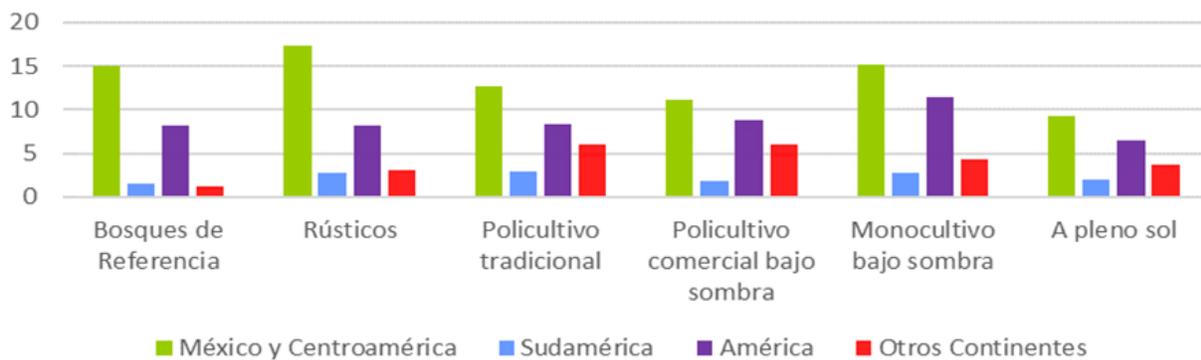


Figura 5. Promedio de especies de acuerdo con su lugar de origen, en cada tipo de cafetal.

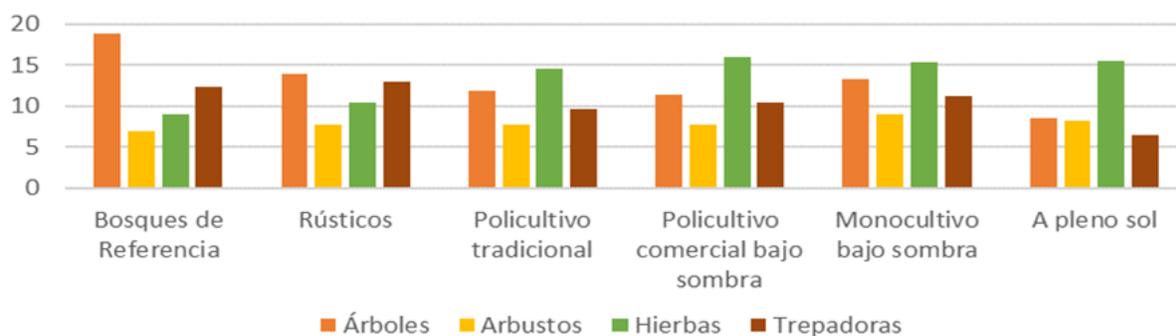


Figura 6. Promedio de especies de acuerdo con su hábito, en cada tipo de cafetal.

Relación riqueza de especies-tipos funcionales

En los cafetales se encontró una riqueza promedio de 49 especies y 24 tipos funcionales de plantas, lo cual se asemeja a los datos obtenidos por Gillison *et al.* (2004) y Gillison (2006), para cafetales y bosques tropicales. La riqueza de especies y grupos funcionales de plantas reportados muestran una proporción de entre 1.5-2.5 a 1 (Figura 8).

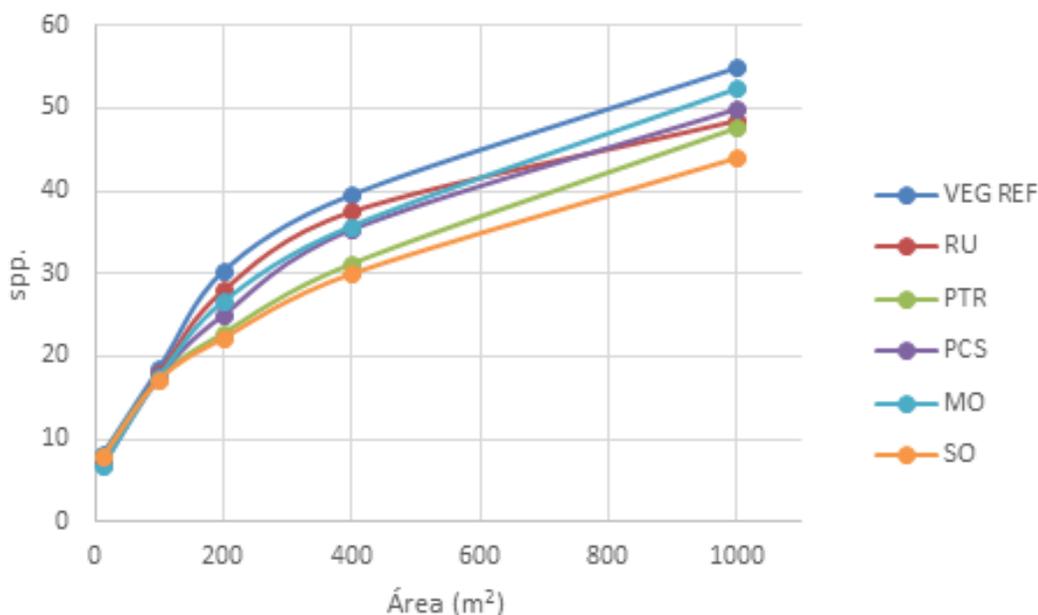


Figura 7. Curvas de acumulación de especies en los cafetales y bosques de referencia estudiados. VEG REF (vegetación de referencia), RU (rústicos), PTR (policultivo tradicional), PCS (policultivo comercial bajo sombra), MO (monocultivo bajo sombra), SO (monocultivo a pleno sol).

Dicha proporción entre especies y tipos funcionales obedece más al tipo de vegetación que al manejo de las fincas y es independiente de escala (Figura 8). La equivalencia sólida en la proporción de tipos funcionales y especies podría ser utilizada para cuantificar de manera más práctica la biodiversidad en términos de diversidad alfa para distintas superficies, por lo que puede reducir fuertemente los costos y facilitar la implementación operativa de mediciones de la diversidad de plantas vasculares (Gillison, 2006).

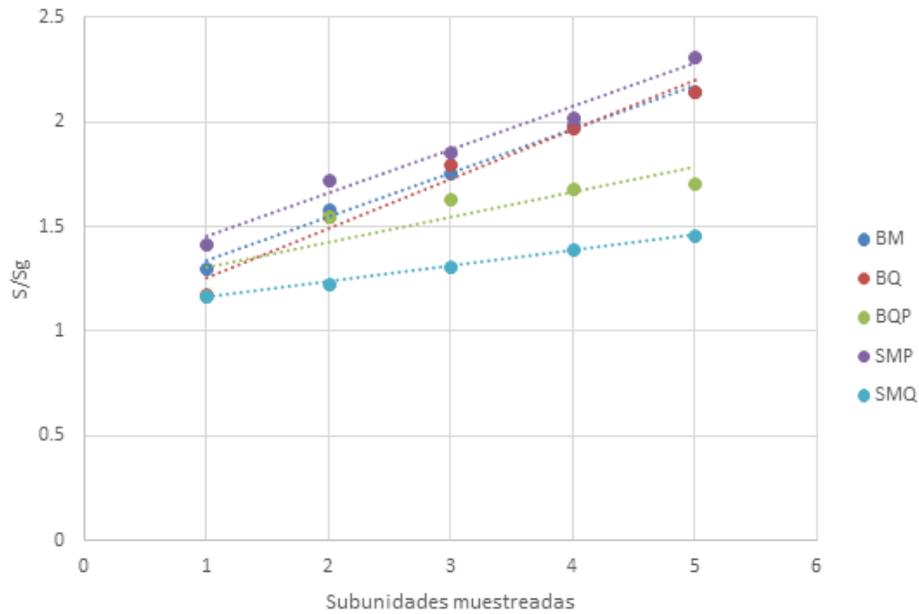


Figura 8. Valores promedio de la proporción de especies (S) y tipos funcionales de plantas (Sg) en las subunidades de muestreo de acuerdo con el tipo de vegetación de los sitios estudiados. BM (bosque mesófilo), BQ (bosque de encino), BQP (bosque encino-pino), SMP (selva mediana perennifolia), SMQ (selva mediana subperennifolia)

Sombra y biodiversidad

Los valores promedio de cobertura muestran una relación positiva con la riqueza de especies arbóreas dentro de las fincas (Figura 9), esto concuerda con lo reportado en otros estudios de diversidad arbórea con respecto a la cubierta vegetal en cafetales (Soto-Pinto *et al.*, 2001, Cerdán *et al.*, 2012). La riqueza de especies leñosas y su sombra es importante para otros organismos, se ha demostrado que la diversidad faunística de los cafetales está ligada a la composición y estructura de la vegetación, que proporciona hábitat y refugio a mamíferos, reptiles, aves, insectos y microorganismos, además de opciones productivas (Soto-Pinto, 2013; Sánchez *et al.*, 2017).

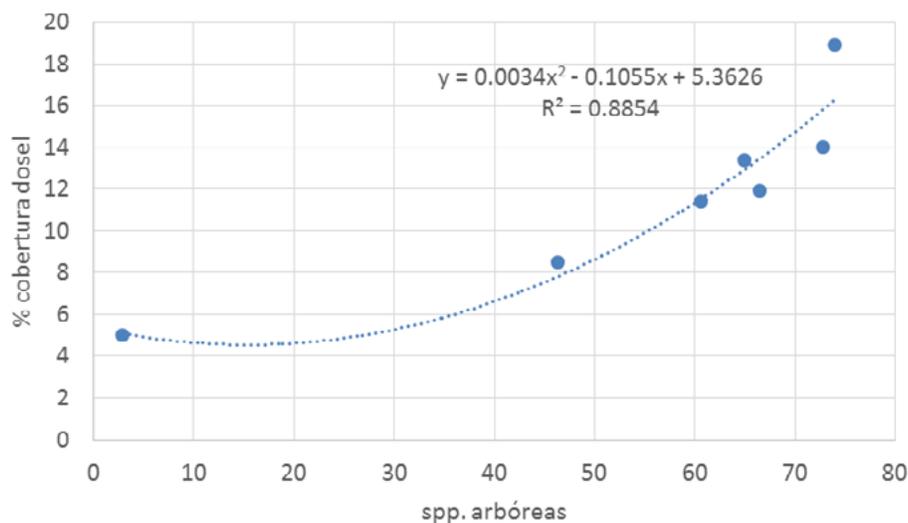


Figura 9. Relación entre la riqueza de especies arbóreas y el porcentaje de cobertura del dosel en los cafetales estudiados.

Conclusiones

El manejo tradicional de los cafetales bajo sombra influye notablemente en la composición y riqueza de especies. Los cafetales bajo sombra y con manejo tradicional albergan una biodiversidad similar a la de los bosques de referencia, que es de vital importancia para la estabilidad ecológica y por las opciones productivas que ofrece.

Agradecimientos

Al Programa Mexicano del Carbono por facilitar el acceso a la información recabada durante el proyecto “Una REDD para SALVAR la SOMBRA de la Sierra Madre de Chiapas” llevado a cabo durante el año 2016.

Literatura citada

- Cerdán, C. R., M. C. Rebolledo, G. Soto, B. Rapidel and F. L. Sinclair. 2012. Local knowledge of impacts of tree cover on ecosystem services in smallholder coffee production systems. *Agricultural systems* 110:119-130.
- Gillison A. N. 2006. A field manual for rapid vegetation classification and survey for general purposes. CIFOR, Jakarta, Indonesia. 85 pp. Disponible en: http://www.cifor.org/publications/pdf_files/vegclass/vegman2006.pdf. Consultado en octubre de 2016.
- Gillison, A. N., N. Liswanti, S. Budidarsomo, M. van Noordwijk and T. P. Tonich. 2004. Impact of cropping methods on biodiversity in coffee agroecosystems in Sumatra, Indonesia. *Ecology and Society* 9:1-7.
- Moguel, P. and V. M. Toledo. 1999. Biodiversity Conservation in Traditional Coffee Systems of Mexico. *Conservation Biology* 13:11-21.
- PMC (Programa Mexicano del Carbono, A. C). 2015. Una REDD para SALVAR la SOMBRA de la Sierra Madre de Chiapas. Manual de Procedimientos Inventario de Biodiversidad. Paz-Pellat, F. (Coord.) y Libert-Amico, A., J. C. Wong-González y C. D. Sánchez-Sánchez (Col.). Texcoco, Estado de México. 77 p.
- Raunkiaer, C. 1934. *The Life Forms of Plants and Statistical Plant Geography*. Introduce A.G. Tansley. Oxford University Press, Oxford. 632 p.
- Rzedowski, J. 1991. Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica del México. *Acta Botánica Mexicana* 14:3-21.
- Salas-Aguilar, V., C. Sánchez-Sánchez, F. Rojas-García, F. Paz-Pellat, J. R. Valdez-Lazalde and C. Pinedo-Alvarez. 2017. Estimation of Vegetation Cover Using Digital Photography in a Regional Survey of Central Mexico. *Forests* 8:1-18.
- Sánchez, H. S., M. A. Mendoza Briseño y R. V. García H. 2017. Diversificación de la sombra tradicional de cafetales en Veracruz mediante especies maderables. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 8:7-17.
- Soto-Pinto, L. 2013. El café y la biodiversidad asociada. pp. 198-200. *In: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). 2013. La biodiversidad en Chiapas: Estudio de Estado. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad/Gobierno del Estado de Chiapas. México.*
- Soto-Pinto, L., Y. Romero-Alvarado, J. Caballero-Nieto and G. Segura Warnholtz. 2001. Woody plant diversity and structure of shade-grown-coffee plantations in Northern Chiapas, Mexico. *Rev. Biol. Trop.* 49: 977-987.
- Vibrans H. 1998. Native maize field weed communities in south central Mexico. *Weed Research* 38:153-166.
- Villaseñor J. L. and F. J. Espinosa-García. 2004. The alien flowering plants of Mexico. *Diversity and Distributions* 10:113-123.



5.35 Avances y retos para la estimación de biomasa aérea y subterránea de matorrales y pastizales con base en ecuaciones alométricas

Perroni Yareni¹; Marure Carlos²; Briones Oscar³; Maya-Delgado Yolanda⁴ y Paz-Pellat Fernando⁵

¹Instituto de Biotecnología y Ecología Aplicada (INBIOTECA), Universidad Veracruzana, Avenida de las Culturas Veracruzanas No. 101, Col. Emiliano Zapata, CP 91090, Xalapa, Veracruz, México.

²Facultad de Ciencias Químicas, Circuito Universitario Gonzalo Aguirre Beltrán, Zona Universitaria, CP 91000, Xalapa, Veracruz, México.

³Instituto de Ecología, A.C. (INECOL), Carretera Antigua a Coatepec 351, Col. El Haya, CP 91070 Xalapa, Veracruz, México.

⁴Centro de Investigaciones Biológicas del Noreste (CIBNOR), Instituto Politécnico Nacional 195, Col. Playa Palo de Santa Rita Sur, CP 23096, La Paz, Baja California Sur, México.

⁵Colegio de Postgraduados (COLPOS) Campus Montecillo, Carretera México-Texcoco km. 36.5, Montecillo, CP 56230, Texcoco, estado de México, México.

Autor para correspondencia: yperroni@uv.mx

Resumen

Poco se conoce sobre la biomasa vegetal en zonas áridas y semiáridas de México. Sin embargo, existe literatura fragmentada al respecto que puede ser útil para realizar las primeras aproximaciones. El objetivo de este trabajo fue estimar preliminarmente la biomasa aérea y subterránea de los matorrales y pastizales de México, con base en la literatura sobre relaciones alométricas y cosecha directa de biomasa viva a nivel de comunidades. Aunado a ese objetivo, se revisaron los avances y retos futuros conducentes a la estimación confiable de ambos componentes. La mayoría de las ecuaciones alométricas documentadas fueron obtenidas para árboles y arbustos. De acuerdo con la literatura y nuestras estimaciones, los matorrales de la vegetación árida y semiárida almacenan en promedio 22.91 t ha⁻¹ de biomasa aérea y 5.99 t ha⁻¹ de biomasa subterránea. El carbono vegetal promedio almacenado en esos ecosistemas fue 16.61 t ha⁻¹. Sin embargo, los valores deben tomarse con precaución, debido a vacíos de información en todas las comunidades, particularmente en matorrales subtropicales (*Bursera* spp., *Fouquieria* spp.), submontanos (*Helietta parvifolia*), sarco-crasicaules (cactus columnares), rosetófilos (*Agave* spp.). En pastizales es aún más acentuada la escasez de datos. Los retos futuros son intensificar la búsqueda de ecuaciones alométricas en la literatura inédita (tesis, informes técnicos, memorias en extenso), escalar los datos puntuales a las superficies ocupadas por los matorrales y pastizales en el país, estimar las densidades de especies dominantes en los estratos de la vegetación y analizar las ventajas y desventajas de realizar las estimaciones de biomasa partiendo de datos de biomasa para las comunidades o especies dominantes. Es importante generar ecuaciones alométricas a nivel de especie para organismos como cactus columnares, globosos y opuntias, así como palmas y agaves y a nivel de comunidad para los tipos de vegetación que conforman los matorrales y pastizales mexicanos.

Palabras clave: comunidades áridas y semiáridas; carbono vegetal; productividad primaria neta.

Abstract

Little is known about plant biomass in arid and semi-arid zones of Mexico. However, there is fragmented literature on the subject that may be useful for making the first approximations. The objective of this work was to preliminarily estimate the aerial and subterranean biomass of the scrublands and grasslands of Mexico, based on the literature on allometric relationships and direct harvesting of live biomass at the community level. In addition to that objective, the advances and future challenges leading to the reliable estimation of both components were reviewed. Most of the documented allometric equations were obtained for trees and shrubs. According to the literature and

our estimates, scrublands of arid and semi-arid vegetation store on average 22.91 t ha^{-1} of aerial biomass and 5.99 t ha^{-1} of belowground biomass. The average plant carbon stored in these ecosystems was 16.61 t ha^{-1} . However, the values should be taken with caution, due to information gaps in all communities, particularly in subtropical scrubs (*Bursera* spp., *Fouquieria* spp.), submontane (*Helietta parvifolia*), sarco-crasicaule (columnar cacti), rosethophile (*Agave* spp.). In grassland is even more accentuated the lack of data. The future challenges are to intensify the search of allometric equations in the unpublished literature (thesis, technical and meetings reports), to scale the punctual data to the areas occupied by the arid and semiarid scrubs and grasses in the country, to estimate the densities of dominant species in the vegetation strata, and analyze the advantages and disadvantages of making biomass estimates based on biomass data for communities or dominant species. It is important to generate allometric equations at the species level for organisms such as columnar, globose and opuntia cacti, palms and agaves, and at the community level for the types of vegetation that shape the arid and semiarid Mexican scrublands and grasslands.

Key words: *arid and semiarid vegetation; plant carbon; net primary productivity.*

Introducción

Las métricas de biomasa son importantes para conocer los flujos de materia y energía de los ecosistemas (Allen *et al.*, 2008). La biomasa vegetal es información fundamental para el entendimiento y manejo de los ecosistemas dado que con ella puede estimarse la productividad primaria, los almacenes de nutrimentos, la dominancia de especies, las respuestas a manipulaciones experimentales o cargas de combustible para el fuego en ecosistemas sensibles al disturbio (Northup *et al.*, 2005). También, con los valores de biomasa pueden desarrollarse los parámetros necesarios para los modelos biogeoquímicos de la dinámica de los elementos del ecosistema (Northup *et al.*, 2005). Existen métodos directos destructivos e indirectos no destructivos para medir o estimar la biomasa vegetal, cada uno con ciertas limitaciones. Las medidas directas consisten en cosechar, secar y pesar la planta (Northup *et al.*, 2005). Los problemas asociados a las medidas directas están relacionados con la logística, tal como el acceso a lugares remotos, transportación del material, manipulación de individuos grandes, permisos de colecta y disturbios provocados en el sitio. Las medidas indirectas involucran varias opciones. Una ruta es la estimación de la biomasa bajo la asociación *tamaño-biomasa*, mediante la obtención de dimensiones de la planta como la altura, área y volumen de la copa y diámetros de los tallos para relacionarlos con la biomasa mediante ecuaciones alométricas desarrolladas a partir de muestras destructivas de plantas (Northup *et al.*, 2005). Otra ruta es utilizar herramientas satelitales para correlacionar señales espectrales de la vegetación con la biomasa. Sin embargo, la principal limitación de esta última es la escasez de datos geo-referenciados de la biomasa cosechada en campo (Chapin *et al.*, 2011).

De acuerdo a varios autores, la estimación de la relación *tamaño-biomasa* tienen muchas ventajas sobre la estimación directa y destructiva, al poder realizar estimaciones rápidas de grandes extensiones con precisión razonable, sin realizar disturbios en los sitios de estudio (Coomes y Grubb, 1998; Buech y Rugg, 1989; White, 2001; Navar *et al.*, 2002; Paton *et al.*, 2002; Northup *et al.*, 2005). Aunque las relaciones entre la biomasa y el tamaño pueden diferir por variaciones en respuesta a diferencias en suelos, climas y disturbios (Northup *et al.*, 2005), esto podría resolverse con estudios regionales. Dos aproximaciones para la estimación de la biomasa en grandes áreas pueden ser útiles, una es la estimación por comunidad vegetal y otra es la estimación por la adición de las métricas y uso de ecuaciones alométricas sobre las especies que componen a la comunidad. De acuerdo con Nava *et al.*, (2002), las estimaciones de biomasa por especie son más precisas. Sin embargo, para grandes áreas las determinaciones de la biomasa por comunidades vegetales son necesaria ante la carencia de información puntual.

Las comunidades vegetales de zonas áridas y semiáridas, y pastizales son ecosistemas poco representados en los estudios de estimaciones de biomasa (aunque ver: Chew y Chew, 1965; Whittaker y Niering, 1975; Ludwing *et al.*, 1975; Sharifi *et al.*, 1982; Sala *et al.*, 1988). En México poco se conoce sobre la biomasa área y subterránea de la vegetación de ecosistemas áridos, semiáridos y pastizales mexicanos (pero ver: Návar *et al.*, 2002; 2004; Méndez-González *et al.*, 2006; Becerril-Piña *et al.*, 2014; German-Venegas, 2014). El objetivo de este trabajo fue realizar una revisión de los estudios sobre la alometría de la biomasa viva a nivel de especie y comunidad vegetal para los matorrales y pastizales de México. Se discuten también, los retos para obtener una estimación confiable de la biomasa área y subterránea de esas comunidades vegetales.

Material y Métodos

Se realizó una búsqueda de los artículos, libros, memorias en extenso, tesis e informes técnicos hasta diciembre 2017 en los siguientes motores de búsqueda: Web of Science (WoS, periodo 1980-2017) <https://apps.webofknowledge.com>), Red de Revistas Científicas de América Latina y el Caribe, España y Portugal (<http://www.redalyc.org/>), Scientific Electronic Library Online Mexico (<http://www.scielo.org.mx/scielo.php?lng=es>), Red Mexicana de Repositorios Institucionales (<http://www.remeri.org.mx/portal/index.html>) y Google Académico (<https://scholar.google.com.mx/>). Se incluyó la literatura de los desiertos de los Estados Unidos de América. Las palabras clave utilizadas en español e inglés fueron productividad, biomasa, hojarasca, descomposición, respiración de suelo, mineralización de carbono, desierto, zona árida, México. Los documentos se clasificaron en revistas, revistas indizadas en WoS, libros y capítulos de libro, memorias en extenso, informes técnicos y tesis. Se capturó la información en bases de datos para su análisis y diagnóstico. Se identificaron como comunidades vegetales base a las comunidades de matorrales y pastizales de zonas áridas y semiáridas de acuerdo con INEGI (2005). Cuando no se reportó el valor del carbono, se estimó asumiendo 50 % de carbono en la biomasa vegetal.

Resultados y Discusión

Se encontraron 15 artículos y 6 tesis y sólo pudieron referenciarse la mitad de los documentos. De los 26 tipos de vegetación distribuidos en las zonas áridas y semiáridas de México de acuerdo con INEGI (2005, Cuadros 1 y 2), se encontró información para 12 con vegetación de matorrales y pastizales (Cuadro 1). El Cuadro 2 muestra las métricas asociadas, donde el Matorral Espinoso Tamaulipeco presentó los valores más altos de biomasa, así como una gran variación de acuerdo con el conjunto de especies presentes. La vegetación halófito presentó los valores de biomasa más bajos (Cuadro 2). Los valores promedio de la biomasa aérea viva de las comunidades vegetales mexicanas son más bajos (22.91 t ha⁻¹) que los reportados para el promedio de comunidades vegetales desérticas en el mundo (30 t/ha; Houghton y Skole, 1990). Este valor promedio presentado para las comunidades mexicanas debe tomarse con cuidado debido a que no existe información para varias comunidades vegetales. Los mezquitales presentan valores diversos, probablemente por la inclusión de especies de bosques tropicales y su dificultad de separar su influencia en las áreas muestreadas (específicamente para el Matorral espinoso tamaulipeco; para conocer mayor detalle al respecto. Las comunidades faltantes y algunas de las ecuaciones propuestas para la estimación de la biomasa de esas comunidades faltantes se presentan en el Cuadro 3 y 4. Hace falta mayor esfuerzo de búsqueda de ecuaciones alométricas para especies específicas, varios de los autores consultados presentan más ecuaciones alométricas de las mostradas en este trabajo. Sin embargo, la mayoría de estas son ecuaciones para plantas con forma de crecimiento de árboles y arbustos. Para cubrir todas las comunidades vegetales de los matorrales y pastizales de México es necesario generar ecuaciones regionales principalmente para especies suculentas (cactus columnares, globosos y cilíndricos), herbáceas (perennes y anuales), pastos

y especies semisuculentas como palmas, agaves, liliáceas (nolinas y beaucarneas), además de árboles y arbustos (Cuadro 5). Además, es necesario mayor esfuerzo para localizar en la literatura gris otras ecuaciones alométricas.

Las ecuaciones incluidas en el Cuadro 4 son para comunidades o especies dominantes de las que han sido estimadas (ver Castañuela-Ramos, 2013; Meza, 1997, Becerril-Piña *et al.*, 2014, Ludwig *et al.*, 1975; Rojas-García *et al.*, 2015). Diversos autores han estado de acuerdo en usar ecuaciones con base en el área del dosel para comunidades de zonas áridas. El área del dosel es una variable que predice mejor la biomasa área de las plantas de diferentes especies de arbustos en comparación con el diámetro basal del tallo y puede usarse para hacer predicciones de reconocimientos de áreas o muestreos pilotos intensivos y especies multi-tallo (Northup *et al.*, 2005). El área de la copa puede ser útil para medir biomasa con herramientas como fotografías aéreas o imágenes de satélite y asociarlas a concentraciones de carbono o nitrógeno por planta (Northup *et al.*, 2005; Asner *et al.*, 2003). Métricas basadas en el diámetro basal del tallo podrían ser más robustas dado que son menos sensibles a fluctuaciones ambientales de corto plazo, tales como cambios estacionales, y sus consecuentes cambios en las dimensiones del área foliar en comparación con el área de la copa del arbusto (Northup *et al.*, 2005). Sin embargo, el área basal es logísticamente más lento de medir en comparación con la copa de la planta, sobre todo en especies multi-tallo; además de que las incertidumbres entre ambas métricas no son tan diferentes entre sí (13-21% error estándar para el diámetro del área basal y 10-19% para el diámetro de la copa; Northup *et al.*, 2005).

De acuerdo con Navar *et al.* (2002), las estimaciones con base en especies dentro de una comunidad son 12% más precisas que las estimaciones a nivel de comunidad. Para estimar los valores de biomasa en grandes extensiones de territorio, podrían ser útiles las estimaciones a nivel de comunidades, mientras que las estimaciones a nivel de especie serían muy importantes para estudios ecológicos y biogeoquímicos regionales. Mayor investigación es requerida para abordar de una manera más completa la estimación de biomasa en los matorrales y pastizales de México.

Cuadro 1. Comunidades vegetales mexicanas de vegetación árida y semiárida con matorrales y pastizales y comunidades de referencia en la literatura.

| Comunidad vegetal de zonas áridas y semiáridas con matorrales y pastizales en México (INEGI, 2005) | Especies características | Altura | Comunidad vegetal (en la referencia de este Cuadro) | Especies características | Altura | Referencia |
|--|---|----------------------------------|---|---|---------|----------------------------|
| Matorral de coníferas | <i>Pinus cembroides</i> , <i>Juniperus monosperma</i> , <i>Pinus culmnicola</i> , <i>Juniperus monticola</i> , <i>Pinus johannis</i> , <i>Quercus</i> , <i>Agave</i> , <i>Yucca</i> , <i>Dasyllirion</i> . | hasta 5 m | Pygmy conifer-oak scrub | <i>Pinus cembroides</i> 69 %, <i>Juniperus depeana</i> 16%, <i>Quercus hypoleucoides</i> 4 % del volumen. Además, están presentes <i>Arctostaphylos pringlei</i> , <i>A. pungens</i> , <i>Garrya wrightii</i> , <i>Yucca schottii</i> , <i>Agave palmeri</i> , <i>Nolina microcarpa</i> , <i>Dasyllirion wheeleri</i> . | 2 a 4 m | Whittaker y Niering (1975) |
| Chaparral | <i>Quercus</i> spp. (<i>Encinillo</i> , <i>Charrasquillo</i>), <i>Adenostoma</i> spp. (<i>Chamizos</i>). <i>Arctostaphylos</i> spp. (<i>Manzanita</i>), <i>Cercocarpus</i> spp. (<i>Rosa de castilla</i>), <i>Ceanothus</i> sp., <i>Amelanchier</i> sp., <i>Rhus</i> , <i>Rhamnus</i> spp., <i>Yucca whipplei</i> . | 1 a 4 m | Open oak woodland | <i>Quercus oblongifolia</i> , <i>Quercus emoryi</i> , <i>Garrya wrightii</i> , <i>Selloa glutinosa</i> , <i>Dalea pulchra</i> , <i>Baccharis thesioides</i> , <i>Nolina microcarpa</i> , <i>Yucca schottii</i> , <i>Dasyllirion wheeleri</i> , <i>Opuntia phaeacantha</i> , <i>O. spinosior</i> , <i>Agave schottii</i> , <i>Muhlenbergia emersleyi</i> , <i>Andropogon cirrtus</i> , <i>Bouteloua curtipendula</i> , <i>Aristida orcuttiana</i> , <i>Bommeria hispida</i> , <i>Gnaphalium erightii</i> . | 5 a 7 m | Whittaker y Niering (1975) |
| Matorral espinoso tamaulipeco | <i>Acacia</i> spp. (<i>Gavia</i> , <i>Huizache</i>), <i>Cercidium</i> spp. (<i>Parkinsonia</i> spp; <i>palo verde</i> , <i>palo brea</i> , <i>mantecoso</i>), <i>Leucophyllum</i> spp. (<i>Cenizo</i>), <i>Prosopis</i> spp. (<i>mezquite</i>), <i>Castela tortuosa</i> (<i>Amargoso</i>), <i>Condalia</i> spp. (<i>Abrojos</i>), Cuando existe un pastoreo intenso: <i>Celtis pallida</i> , <i>Acacia rigigula</i> , <i>Randia acuelata</i> , <i>Castela tortuosa</i> , <i>Condalia</i> | 1, 2-5 con individuos de 4 a 6 m | Matorral espinoso tamaulipeco | <i>Acacia</i> spp. (<i>Gavia</i> , <i>Huizache</i>), <i>Cercidium</i> spp. (<i>Parkinsonia</i> spp.; <i>Palo verde</i> , <i>palo brea</i> , <i>mantecoso</i>), <i>Leucophyllum</i> spp. (<i>Cenizo</i>), <i>Prosopis</i> spp. (<i>mezquite</i>), <i>Castela tortuosa</i> (<i>Amargoso</i>), <i>Condalia</i> spp. (<i>Abrojos</i>), Cuando existe un pastoreo intenso: <i>Celtis pallida</i> , <i>Acacia rigigula</i> , <i>Randia acuelata</i> , <i>Castela tortuosa</i> , <i>Condalia</i> | | Návar (2002; 2008) |

| Comunidad vegetal de zonas áridas y semiáridas con matorrales y pastizales en México (INEGI, 2005) | Especies características | Altura | Comunidad vegetal (en la referencia de este Cuadro) | Especies características | Altura | Referencia |
|--|---|------------|---|---|----------------------------|---|
| Matorral sarcocaule | <i>lyciooides</i> , <i>Condalia obovata</i> , <i>Bernardia miricaefolia</i> , <i>Forestiera angustifolia</i> , <i>Karwinskia humboldtiana</i> , <i>Cercidium (Parkinsonia) microphyllum</i> , <i>Opuntia spp.</i> , <i>Carnegiea gigantea</i> , <i>Acacia</i> , <i>Prosopis</i> , <i>Larrea</i> , <i>Celtis</i> , <i>Encelia</i> , <i>Olneya</i> , <i>Ferocactus</i> y <i>herbaceas perennes</i> , <i>helechos</i> y <i>Selaginella</i> . A veces con <i>Pachycereus pringlei</i> , <i>Lophocereus schottii</i> , <i>Machaerocerus gummosus</i> , <i>Opuntia cholla</i> , <i>Bursera</i> , <i>Jatropha</i> , <i>Parkinsonia</i> , <i>Prosopis</i> . | hasta 10 m | Spinose-suffrutescent Sonoran semidesert of the lower mountain slopes | <i>lyciooides</i> , <i>Condalia obovata</i> , <i>Bernardia miricaefolia</i> , <i>Forestiera angustifolia</i> , <i>Karwinskia humboldtiana</i> , <i>Carnegiea gigantea</i> , <i>Cercidium (Parkinsonia) microphyllum</i> , <i>Fouquieria splendens</i> , <i>Prosopis juliflora</i> , <i>Acacia greggii</i> , <i>Opuntia phaeacantha</i> , <i>Encelia farinosa</i> , <i>Calliandra eriophylla</i> , <i>Boerhaavia gracillima</i> , <i>Euphobia melanadenia</i> , <i>allionia incarnata</i> , <i>Muhlenbergia porteri</i> , <i>Aristida ternipes</i> . | Whittaker y Niering (1975) | |
| Mezquital | | | Mezquital | <i>Prosopis sp y herbáceas</i> . | 1.5 a 5.7 m | Germán-Vargas (2014) |
| Mezquital Huizachal | | | Mezquital | <i>Prosopis glandulosa</i> , <i>Pithecellobium flexicule</i> (Ébano), <i>Acacia amentacea</i> , <i>Karwinskia humboldtiana</i> , <i>Cercidium macroum</i> , <i>Opuntia sp.</i> , <i>Acacia farnesiana</i> , <i>Acacia farnesiana</i> , <i>Barkleyanthus salicifolius</i> , <i>Opuntia streptacantha</i> , <i>Cylindropuntia imbricata</i> , <i>Opuntia rastrera</i> . | 1.7 a 2 m | Pantoja-Cedillo (2013) |
| Matorral crasiccaule | Especies del género <i>Acacia</i> (<i>A.sp.</i> , <i>A. cornigera</i> , <i>A. cymbispina</i> , <i>A. farnesiana</i> , <i>A. gaueri</i> , <i>A. hindsii</i> , <i>A. unijuga</i>). <i>Opuntia spp.</i> <i>Carnegiea gigantea</i> , <i>Pachycereus pringlei</i> , <i>Stenocereus thurberi</i> , <i>Myrtillocactus geometrizans</i> , | 2 a 4 m | Matorral | | 0.6 a 2.8 | Germán-Vargas (2014) Hernández del Carmen (2006) |

| Comunidad vegetal de zonas áridas y semiáridas con matorrales y pastizales en México (INEGI, 2005) | Especies características | Altura | Comunidad vegetal (en la referencia de este Cuadro) | Especies características | Altura | Referencia |
|--|---|-------------|---|---|---------|----------------------------|
| Matorral desértico micrófilo | <p><i>Yucca decipiens</i>, <i>Mimosa</i>, <i>Acacia</i>, <i>Dalea</i>, <i>Prosopis</i>, <i>Rhus</i>, <i>Larrea</i>, <i>Brinckelia</i>, <i>Eupatorium</i>, <i>Buddleia</i>, <i>Celtis</i>. Asociaciones de Nopaleras, Chollales, Cardonales, Tetecheras, y herbáceas.</p> <p><i>Larrea tridentata</i>, <i>Ambrosia dumosa</i>, <i>Ambrosia deltoidea</i>, <i>Prosopis</i>, <i>Cercidium</i> (<i>Parkinsonia</i>), <i>Olneya</i>, <i>Condalia</i>, <i>Lycium</i>, <i>Opuntia</i>, <i>Fouquieria</i>, <i>Hymenoclea</i>, <i>Acacia</i>, <i>Chilopsis</i>, <i>Larrea tridentata</i>, <i>Flourensia cernua</i>. A veces <i>Larrea tridentata</i> es la única forma dominante.</p> <p>Fisionomías: <i>Matorral Inerme</i> (<i>Larrea tridentata</i> y <i>Flourensia cernua</i>); <i>Matorral subinorme</i>, <i>Matorral espinoso</i>, <i>Acacia farnesiana</i>; <i>Herbazal</i>, <i>Plantago</i> spp. <i>Zaluzania</i> spp.; <i>Cardonal</i> <i>Myrtillocactus geometrizans</i>, <i>Stenocereus</i> spp, <i>Pachycereus</i> spp. <i>Cephalocereus senilis</i>, <i>Neobuxbaumia</i> spp.; <i>Chollal</i>, <i>Opuntia cholla</i>, <i>O biguelovii</i>, <i>O. imbricata</i>, <i>O. leptocaulis</i>; <i>Nopalera</i>, <i>Opuntia</i> spp.; <i>Izotal</i>, <i>Yucca filifera</i>, <i>Y. decipiens</i>, <i>Y. carnerosana</i>, <i>Y. periculosa</i>; <i>Crasiosulifolios Agave</i> spp., <i>Hechtia</i> spp.,</p> | 0.5 a 1.5 m | Paloverde-bursage (Cercidium microphyllum-Franseria deltoidea) semidesert of the upper bajada | <p><i>Cercidium microphyllum</i>, <i>Franseria deltoidea</i>, <i>Fouquieria splendens</i>, <i>Opuntia phaeacantha</i>, <i>O. fulgida</i>, <i>Mammillaria microcarpa</i>, <i>Echinocereus fendleri</i>, <i>Jatropha cardiophylla</i>, <i>Janusia arizonica</i>, <i>Bouteloua aristoides</i>.</p> | 2 a 4 m | Whittaker y Niering (1975) |

| Comunidad vegetal de zonas áridas y semiáridas con matorrales y pastizales en México (INEGI, 2005) | Especies características | Altura | Comunidad vegetal (en la referencia de este Cuadro) | Especies características | Altura | Referencia |
|--|--|-----------|---|---|--------|----------------------------|
| Vegetación de desiertos arenosos | <i>Dasyllirion</i> spp.; Cirio, <i>Fouquieria columnaris</i> . <i>Larrea tridentata</i> (<i>Gobernadora</i> , <i>Hediondilla</i>), <i>Prosopis</i> spp. <i>Yucca</i> spp. <i>Atriplex</i> spp. <i>Opuntia</i> spp. <i>Ephedra trifurca</i> , <i>Ambrosia dumosa</i> . Sobre dunas de arena de desiertos áridos. | | Creosotebush desert of the lower bajada | <i>Larrea divaricata</i> (con densidad de 6-54/0.1 ha y 3-187/0.1 ha), <i>Ephedra nevadensis</i> , <i>Psilostrophe cooperi</i> , <i>Simmia pulmilla</i> . | | Whittaker y Niering (1975) |
| Vegetación halófila | <i>Atriplex</i> spp., <i>Suaeda</i> spp., <i>Batis maritima</i> , <i>Frankenia</i> spp., <i>Abronia maritima</i> , <i>Limonium</i> spp., <i>Sesuvium</i> spp. <i>Hilaria</i> spp., <i>Eragrostis obtusiflora</i> . Familias mejor representadas <i>Gramineae</i> , <i>Chenopodiaceae</i> y en algunos lugares <i>Frankeniaceae</i> . | | Chenopod scrub (Australia) | <i>Atriplex versicaria</i> . | | Sharifi et al. (1982) |
| Pastizal natural | <i>Bouteloua gracilis</i> , <i>B. curtipendula</i> , <i>B. hirsuta</i> , <i>B. eripoda</i> , <i>B. scorpioides</i> . | 0.2 a 0.7 | Desert grassland | <i>Bouteloua curtipendula</i> , <i>B. filiformis</i> , <i>Aristida ternipes</i> , <i>heteropogon contortus</i> , <i>Trichachne californica</i> , <i>Muhlenbergia porteri</i> , <i>Fouquieria splendens</i> , <i>Prosopis juliflora</i> , <i>Vauquelinia californica</i> , <i>Calliandra eriophylla</i> , <i>Carlowrightia arizonica</i> , <i>Haplopappus laricifolius</i> , <i>Jatropha cardiophylla</i> . | | Whittaker y Niering (1975) |
| Pastizal gipsófilo | <i>Bouteloua chasei</i> , <i>Sporobolus nealleyi</i> (Zacate de yeso), <i>Muhlenbergia purpusii</i> , <i>M. villiflora</i> , <i>Notholaena</i> , | | Pastizal gipsófilo | <i>Sporobolus airoides</i> , <i>Allenrolfea occidentalis</i> , <i>Muhlenbergia asperifolia</i> , <i>Euphorbia pinkavana</i> , | | Perroni et al. (2014) |

| Comunidad vegetal de zonas áridas y semiáridas con matorrales y pastizales en México (INEGI, 2005) | Especies características | Altura | Comunidad vegetal (en la referencia de este Cuadro) | Especies características | Altura | Referencia |
|--|--------------------------|--------|---|--------------------------|--------|------------|
|--|--------------------------|--------|---|--------------------------|--------|------------|

Dymaria, Frankenia, Fouquieria, Dicranocarpus, Flaveria, Sartwellia y Haploesthes.
Prosopis laevigata.

Cuadro 2. Biomasa aérea y subterránea, carbono y productividad primaria neta en comunidades con vegetación árida y semiárida de matorrales y pastizales en México.

| Comunidad vegetal de zonas áridas y semiáridas con matorrales y pastizales en México (INEGI, 2005) | Biomasa aérea (t/ha) | Biomasa subterránea (t/ha) | Biomasa aérea + subterránea (t/ha) | Carbono aéreo (t/ha) | Carbono subterráneo almacenado (t/ha) | Carbono aéreo + subterráneo almacenado (t/ha) | Productividad primaria neta (g/m ² /año) | Productividad primaria neta aérea + subterránea (g/m ² /año) | Referencia |
|--|----------------------|----------------------------|------------------------------------|----------------------|---------------------------------------|---|---|---|------------|
| Matorral de coníferas | 18.8 | 11.2 | 30 | 9.4 | 15 | 186 | 350 | Whittaker y Niering (1975) | |
| Chaparral | 11.22 | 5.78 | 17 | 5.61 | 8.5 | 149 | 300 | Whittaker y Niering (1975) | |
| Matorral sarcocaule | 13.1 | 7.9 | 21 | 6.55 | 10.5 | 124 | 210 | Whittaker y Niering (1975) | |
| Matorral espinoso tamaulipeco | 52.15 | 13.11 | 65.26 | 26.075 | 32.63 | | | Návar (2002; 2008) | |
| Mezquital (junto a estanque) | 109.78 | 3.47 | 113.25 | 54.89 | 56.625 | | | Germán-Venegas (2014) | |
| Huizachal (con pastoreo intensivo) | 4.5 | 2.68 | 7.18 | 2.15 | 3.59 | | | Germán-Venegas (2014) | |
| Matorral crasicaule | 10.4 | | | 5.2 | | | | Hernández Del Carmen (2006) | |
| Matorral desértico microfilo | 3.92 | 2.08 | 6 | 1.96 | 3 | 105 | 170 | Whittaker y Niering | |

| Comunidad vegetal de zonas áridas y semiáridas con matorrales y pastizales en México (INEGI, 2005) | Biomasa aérea (t/ha) | Biomasa subterránea (t/ha) | Biomasa aérea + subterránea (t/ha) | Carbono aéreo almacenado (t/ha) | Carbono subterráneo almacenado (t/ha) | Productividad primaria neta área (g/m ² /año) | Productividad primaria neta aérea + subterránea (g/m ² /año) | Referencia |
|--|----------------------|----------------------------|------------------------------------|---------------------------------|---------------------------------------|--|---|--------------------------------|
| Vegetación de desiertos arenosos | 4.29 | 1.71 | 6 | 2.145 | 3 | 92 | 140 | Whittaker y Niering (1975) |
| Vegetación halófila | 0.9 | | | 0.45 | | 0.000058 | | Sharifi <i>et al.</i> , (1982) |
| Promedio para matorrales y vegetación árida y semiárida | 22.91 | 5.99 | 33.21 | 11.44 | 16.61 | 109.33 | 234 | |
| Pastizal natural | 2.63 | | 6 | 1.315 | 3 | 139 | 280 | Whittaker y Niering (1975) |
| Pastizal gipsofilo | | 75.1 | | | | | | Perroni <i>et al.</i> , (2014) |
| Total pastizales | 2.63 | 75.1 | 6 | 1.315 | 3 | 139 | 280 | |

Cuadro 3. Comunidades con vegetación árida y semiárida de matorrales y pastizales para las que no se encontraron estudios de referencia.

| Comunidad vegetal de zonas áridas y semiáridas con matorrales y pastizales en México (INEGI, 2005) | Especies características | Rango de altura (m) |
|--|--|--|
| Matorral subtropical | <i>Ipomoea</i> spp. (Cazahuates), <i>Bursera</i> spp. (Copales, Papetillos), <i>Eysenhardtia polystachya</i> (Vara dulce), <i>Acacia pennatula</i> (Tepame), <i>Forestiera</i> sp. (Acebuche), <i>Erythrina</i> spp. (Colorín). | 1 a 3 m |
| Matorral submontano o Matorral alto subinermé | <i>Helietta parvifolia</i> (Barreta), <i>Gochnatia hypoleuca</i> (Ocotillo, Olivo), <i>Acacia berlandieri</i> (huaquillo), <i>Neopringlea integrifolia</i> (Corva de gallina), <i>Cordia boissieri</i> (anacahuíta), <i>Pithecellobium pallens</i> (Tenaza), <i>Leucophyllum frutescens</i> , <i>Acacia rigidula</i> (Gavia), <i>agave lechugilla</i> , <i>Karwinskia</i> spp. (Limoncillo), <i>Capparis incana</i> (Vara blanca), <i>Rhus virens</i> (Lantrisco), <i>Flourensia laurifolia</i> , <i>Mimosa leucaeneoides</i> , <i>Mortonia greggii</i> (Afinador), <i>Zanthoxylum fagara</i> , <i>Euphorbia antisiphilitica</i> (Candelilla), <i>Bouteloua</i> , <i>Tridens</i> , <i>Aristida</i> . | 2.5 a 5 m y hasta 10 m para algunos individuos |
| Matorral sarco-craicaule | <i>Pachycormus discolor</i> , <i>Fouquieria</i> spp. <i>Pachycereus</i> spp., <i>Opuntia</i> spp., <i>Pedilanthus macrocarpus</i> . | 6 a 10 m |

| Comunidad vegetal de zonas áridas y semiáridas con matorrales y pastizales en México (INEGI, 2005) | Especies características | Rango de altura (m) |
|--|---|---------------------|
| Matorral sarco-crasicaule de neblina | <p><i>Pachycereus pringlei</i> (Cardon), <i>Machaerocereus gumosus</i> (Pitaya agri), <i>Lophocereus schottii</i> (Senita), <i>Stenocereus thurberi</i> (Pitaya dulce), <i>Jatropha cinerea</i> (Lomboy), <i>Bursera</i> spp. (Torotes), <i>Pachycormus discolor</i> (Copalquin), <i>Fouquieria peninsularis</i> (Palo Adan), <i>Opuntia</i> spp. (Chollas), <i>Prosopis</i> spp. (Mezquites), <i>Cercidium</i> (<i>Parkinsonia</i>) spp. (Palo verde). <i>Abundancia de líquenes Ramalina</i> spp. <i>Rocella</i> spp.</p> | |
| Matorral desértico rosetofo | <p><i>Agave lechuguilla</i> (Lechuguilla), <i>Euphorbia antisiphiliica</i> (Candelilla), <i>Parthenium argentatum</i> (Gayule), <i>Yucca carnerosana</i> (Palama samandoca), <i>Ambrosia chenopodiifolia</i>, <i>Agave shawii</i>, <i>Fouquieria columnaris</i>, <i>Yucca valida</i>, <i>Pachycereus pringlei</i>, <i>Myrtillocactus cochal</i>, <i>Encelia frutescens</i>, <i>Viguiera deltoidea</i> var. <i>tastensis</i>, <i>Larrea tridentata</i>, <i>Atriplex polycarpa</i>, <i>Agave deserti</i>, <i>Dudleya</i></p> | hasta 1.0 |
| Matorral rosetófilo costero | <p><i>Agave shawii</i> (Maguey), <i>Berberocactus emoryi</i> (Cacto aterciopelado), <i>Dudleya</i> spp. (Siempreviva), <i>Euphorbia misera</i>, <i>Eryogonum fasciculatum</i>, <i>Ambrosia californica</i>, <i>Rosa minutifolia</i>, <i>Viguiera laciniata</i></p> | hasta 1.0 |
| Vegetación de dunas costeras | <p><i>Opuntia dillenii</i>, <i>Ipomoea pescaprae</i>, <i>Abronia maritima</i>, <i>Croton</i> sp. <i>Sesuvium portulacastrum</i>, <i>Coccoloba uvifera</i>, <i>Chrysobalanos icacos</i>, <i>Randia</i> sp., <i>Acacia</i> sp., <i>Prosopis juliflora</i>, <i>Distichlis spicata</i>, <i>Sporobolus</i> sp.</p> | |
| Vegetación gipsófila | <p><i>Dicronocarpus</i>, <i>Sortwellia</i>, <i>Petalonyx</i>, <i>Selinocarpus</i>, <i>Flaveria</i>, <i>Gypsophila</i>, <i>Stipa</i>, <i>Helianthemum</i>.</p> | |
| Pastizal-huizachal | <p>Gramíneas diversas y <i>Acacia schaffneri</i>.</p> | 0.4 a 1m |
| Pastizal halófito | <p>Gramíneas rizomatosas (e.g. <i>Hilaria mutica</i>; <i>Distichlis spicata</i>; <i>Sporobolus virginicus</i>) y herbáceas suculentas</p> | |
| Pastizal inducido | <p><i>Festuca</i>, <i>Muhlenbergia</i>, <i>Stipa</i>, <i>Calamagrostis</i>; <i>Muhlenbergia macroura</i>, <i>Andropogon</i>, <i>Aristida</i>, <i>Bouteloua</i>, <i>Bromus</i>, <i>Deschampsia</i>, <i>Hilaria</i>, <i>Tachypogon</i>, <i>Trisetum</i>, <i>Axonopus</i>, <i>Digitaria</i>, <i>Paspalum</i></p> | |
| Pastizal cultivado | <p><i>Digitaria decumbens</i> (Zacate Pangola), <i>Pennisetum ciliaris</i> (Zacate Buffel), <i>Panicum maximum</i> (Zacate Guinea o Privilegio), <i>Panicum purpurascens</i> (Zacata Pará).</p> | |
| Pradera de alta montaña | <p><i>Calamagrostis toluensis</i>, <i>Stipa icho</i>, <i>Festuca amplissima</i>, <i>Festuca livida</i>, <i>Festuca toluensis</i>, <i>Muhlenbergia macroura</i>, <i>Muhlenbergia repens</i>, <i>Vulpia myuros</i>, <i>Deschampsia pringlei</i>, <i>Cyperus sesleroides</i>, <i>Carex peucophylla</i>.</p> | hasta 1m |

Cuadro 4. Ecuaciones propuestas para estimar biomasa en las comunidades vegetales faltantes con matorrales y pastizales en México (ver Cuadro 3 y Cuadro 5).

| Referencia | Ecuación | | Especie o comunidad | Comunidad árida o pastizal | Forma de crecimiento |
|--|---|--|---------------------------|---|---------------------------|
| | | | | | |
| Castañuela-Ramos (2013) | $Biomasa (kg) = -1.424 + 2.781 * \text{Diámetro de la copa promedio (m)}$ | | <i>Atlipex canescens</i> | Pastizal halófito | Leñosa, arbusto |
| Meza (1997) | $Biomasa = 0.037 (\text{Diámetro de la copa promedio (m)})^2 - 2.220$ | | <i>Atlipex barclayana</i> | Pastizal halófito | Leñosa, arbusto |
| Castañuela-Ramos (2013) | $Biomasa (kg) = -40.102 + 1.787 * \text{Diámetro a la altura del pecho (cm)} + 10.182 * \text{Altura (m)}$ | | <i>Yucca filifera</i> | Matorral desértico rosetófilo, Matorral crasicaule | Semi-suculenta, Agavaceae |
| Becerril-Piña et al., (2014), pero ver (Méndez et al., 2012) | $Biomasa aérea (kg) = 4.1141 + 2.2908 * \text{Área de la copa (m}^2\text{)}$ | | <i>Prosopis laevigata</i> | Comunidades con dominancia de la especie | Leñosa, arbusto, árbol |
| Becerril-Piña et al., (2014) | $Biomasa aérea (kg) = 0.5331 \exp(1.3747 * \text{Volumen (m}^3\text{)})$ | | <i>Acacia farnesiana</i> | Comunidades con dominancia de la especie | Leñosa, arbusto |
| Becerril-Piña et al., (2014) | $Biomasa aérea (kg) = 0.7094 * \text{Radio de la copa (m)} - 0.0137$ | | <i>Herbáceas</i> | Herbáceas asociadas al mesquiteal de Prosopis laevigata | Herbácea |
| Ludwig et al., (1975) | $Biomasa aérea (g) = 1504 * \text{Área de la copa (m}^2\text{)}^2$ | | <i>Larrea tridentata</i> | Comunidades con dominancia de la especie | Leñosa, arbusto |
| Ludwig et al., (1975) | $Biomasa subterránea (g) = 761 * \text{Área de la copa (m}^2\text{)} + 0.009 * \text{Área de la copa (m}^2\text{)}^2$ | | <i>Larrea tridentata</i> | Comunidades con dominancia de la especie | Leñosa, arbusto |
| Ludwig et al., (1975) | $Biomasa del caudex (g) = 8.70 * (10^{0.7} * \text{Área de la copa basada en el caudex (m}^2\text{)}^2)$ | | <i>Yucca elata</i> | Comunidades con dominancia de la especie | Semi-suculenta, |

| Referencia | Ecuación | Especie o comunidad | Comunidad árida o pastizal | Forma de crecimiento |
|-------------------------------------|---|---------------------------|--|---------------------------|
| Ludwig <i>et al.</i> , (1975) | Biomasa del raíces (g) = $8.41 * (10^7 * \text{Área de la copa basada en el caudex} (\text{m}^2)^2)$ | <i>Yucca elata</i> | dominancia de la especie o conespecíficas | Agavaceae |
| Rojas-García <i>et al.</i> , (2015) | Biomasa aérea, Varias ecuaciones | <i>Varias comunidades</i> | Comunidades con dominancia de la especie o conespecíficas | Semi-suculenta, Agavaceae |
| Lieth (1975) en Schlesinger (1996) | Productividad primaria neta aérea (g/m ² /año) = $3000/1 + \exp(1.315 - 0.119 * \text{Temperatura})$ | <i>Varias comunidades</i> | Matorral subtropical, Pastizal-Huizachal, Vegetación de dunas costeras, Matorral rosetófilo costero, Matorral submontano, Bosque de Téscate | |
| Lieth (1975) en Schlesinger (1997) | Productividad primaria neta aérea (g/m ² /año) = $3000 (1 - \exp(-0.000664 * \text{Precipitación media anual}))$ | <i>Varias comunidades</i> | Todas cuyas temperatura media anual no sea mayor a 30 grados C y menor a -13 grados C. Todas cuyos rangos de precipitación promedio anual se encuentren entre 0 a 4500 | |

| Referencia | Ecuación | Especie o comunidad | Comunidad árida o pastizal | Forma de crecimiento |
|-------------------------------------|--|----------------------------|--|------------------------|
| (Djomo <i>et al.</i> , 2010) | $[-0.15545 + 0.110531D + 0.000797D^2H] + [4.2362 + 3.2482D - 11.6949 \ln D] + [-2.04254 + 0.387649D + 0.5166H]$ | <i>Prosopis glandulosa</i> | Comunidades con dominancia de la especie | Leñosa, arbusto, árbol |
| Rojas-García <i>et al.</i> , (2015) | $[0.94861 * D0.0] + [3.388551 * \ln D0.0] + [-0.58367] + [0.004255 * D0.0^2 * TH] + [0.393071 * D0.0] + [0.6920] * [D0.0^1.7922] \text{ O}$ $[0.15545] + [0.110531 * D0.0] + [0.000797 * D0.0^2 * TH] + [4.2362] + [3.2482 * D0.0] - [11.6949 * \ln D0.0] + [-2.04254] + [0.387649 * D0.0] + [0.5166 * TH] + [0.346] * [D0.0^1.679] \text{ O}$ | <i>Prosopis glandulosa</i> | Comunidades con dominancia de la especie | Leñosa, arbusto, árbol |
| (Djomo <i>et al.</i> , 2010) | $[-0.14775 + 0.000659D^2H + 0.118172D] + [-2.981 + 0.006699D^2H + 1.221108D] + [-0.62634 + 0.001711D^2H + 0.313902D]$ | <i>Prosopis laevigata</i> | Comunidades con dominancia de la especie | Leñosa, arbusto, árbol |
| Rojas-García <i>et al.</i> , (2015) | $[0.056] * [D0.0^2.383] \text{ O} [0.108] * [D0.0^2.2] \text{ O} [0.127] * [D0.0^2.161] \text{ O}$ $0.041] * [D0.0^2.513] \text{ O} [0.018] * [D0.0^2.767] \text{ O} [0.751] * [D0.0^1.458] \text{ O}$ $[[0.14775] + [0.000659 * D0.0^2 * TH]] + [0.118172 * D0.0] + [[2.981] + [0.006699 * D0.0^2 * TH]] + [1.221108 * D0.0] + [[-0.62634] + [0.001711 * D0.0^2 * TH]] + [0.313902 * D0.0]$ | <i>Acacia rigidula</i> | Comunidades con dominancia de la especie | Leñosa, arbusto |
| Rojas-García <i>et al.</i> , (2015) | $[[1.1856] + [0.7046 * D0.0] - [2.9935 * \ln D0.0]] + [[18.48] + [13.01 * D0.0] - [53.9 * \ln D0.0]] + [[-4.4576] + [1.4946 * D0.0]] + [0.2984] - [0.3663 * TH] + [0.8857 * \ln TH] + [0.001589 * D0.0^2 * TH]] + [1.7299] - [1.7568 * TH] + [0.02176 * D0.0^2 * TH]] + [1.1115 * \ln D0.0] + [0.0^2 * TH]] + [0.5772] + [0.011244 * D0.0^2 * TH]]]$ | <i>Acacia willardiana</i> | Comunidades con dominancia de la especie | Leñosa, arbusto |
| Rojas-García <i>et al.</i> , (2015) | $[340.308] * [[[3.1416] * RC1 * RC2 * HC]^1.115]$ | <i>Opuntia leptocaulis</i> | Comunidades con dominancia de la especie | Suculenta, cactus |

| Referencia | Ecuación | Especie o comunidad | Comunidad árida o pastizal | Forma de crecimiento |
|-------------------------------------|--|---|--|------------------------|
| Rojas-García <i>et al.</i> , (2015) | $[340.308]*[[[3.1416]*RC1*RC2*HC]^{1.115}]^0$ $[356.983]*[[[3.1416]*RC1*RC2*HC]^{1.416}]^0$ $[896.501]*[[[3.1416]*RC1*RC2*HC]^{1.66}]$ | <i>Parkinsonia microphylla</i> | Comunidades con dominancia de la especie | Leñosa, arbusto, árbol |
| Rojas-García <i>et al.</i> , (2015) | $[340.308]*[[[3.1416]*RC1*RC2*HC]^{1.115}]$ | <i>Acacia constricta</i> | Comunidades con dominancia de la especie | Leñosa, arbusto |
| Rojas-García <i>et al.</i> , (2015) | $[356.983]*[[[3.1416]*RC1*RC2*HC]^{1.416}]$ | <i>Fouquieria macdougalii</i> <i>Opuntia fulgida</i> | Comunidades con dominancia de la especie | Leñosa, árbol |
| Rojas-García <i>et al.</i> , (2015) | $[356.983]*[[[3.1416]*RC1*RC2*HC]^{1.416}]$ | <i>Acacia berlandieri</i> | Comunidades con dominancia de la especie | Leñosa, arbusto |
| Rojas-García <i>et al.</i> , (2015) | $[896.501]*[[[3.1416]*RC1*RC2*HC]^{1.66}]$ | <i>Especies de arbustos</i> | Comunidades con dominancia de la especie | Leñosa, arbusto |
| Rojas-García <i>et al.</i> , (2015) | $[0.006009]+[0.241108*TH]+[0.000847*[D0.0^{2*TH}]]-[0.47883*[ln[TH]]]+$ $[[1.946]+[0.01667*[D0.0^{2*TH}]]+[-0.8765]+[0.541821*D0.0]]$ | <i>Acacia berlandieri</i> | Comunidades con dominancia de la especie | Leñosa, arbusto |
| Rojas-García <i>et al.</i> , (2015) | $[-0.05266]+[[0.000052]*TH]+ [[0.092582]*[ln[D0.0^{2*TH}]]]+[0.109003]+$ $[[0.014021]*[ln[D0.0^{2*TH}]]-[[1.6253]*TH]+$ $[[0.89543]*[ln[D0.0^{2*TH}]]]+[0.3558]+$ $[[0.010336]*[D0.0^{2*TH}]]-[[0.51147]*D0.0]+ [[1.5063]*[ln[D0.0]]]$ | <i>Acacia farnesiana</i> | Comunidades con dominancia de la especie | Leñosa, arbusto |
| (Djomo <i>et al.</i> , 2010) | $[0.006009 + 0.241108H + 0.000847D^{2*H} - 0.47883(ln H)] + [1.946 +$ $0.01667(D^{2*H}) + [-0.8765 + 0.541821D]$ | <i>Mimosa biuncifera</i> | Comunidades con dominancia de la especie | Leñosa, arbusto |
| (Djomo <i>et al.</i> , 2010) | $[1.1856 + 0.7046D - 2.9935 \ln D] + [18.48 + 13.01D - 53.9 \ln D] + [-4.4576 +$ $1.4946D]$ | | Comunidades con dominancia de la especie | Leñosa, arbusto |

| Referencia | Ecuación | Especie o comunidad | Comunidad árida o pastizal | Forma de crecimiento |
|------------------------------|---|----------------------------|--|------------------------|
| (Djomo <i>et al.</i> , 2010) | $[0.2984 - 0.3663 + 0.8857 \ln H + 0.001589 D^2H] + [1.7299 - 1.7568H + 0.02176 D^2H] + [0.5772 + 0.011244 D^2H]$ | <i>Acacia rigidula</i> | Comunidades con dominancia de la especie | Leñosa, arbusto |
| (Navar <i>et al.</i> , 2002) | $Y = -1730.93 + 4607.57CT + 13.74D2H$ | <i>Cordia boissieri</i> | Comunidades con dominancia de la especie | Leñosa, arbusto, árbol |
| (Navar <i>et al.</i> , 2002) | $Y = -2860.07 + 15150.49CT + 22.42D2H$ | <i>Helietta parvifolia</i> | Comunidades con dominancia de la especie | Leñosa, árbol |
| (Navar <i>et al.</i> , 2002) | $Y = -14.99 + 2990.12CT + 32.88D2H$ | <i>Condalia hoockeri</i> | Comunidades con dominancia de la especie | Leñosa, arbusto |
| (Navar <i>et al.</i> , 2002) | $Y = -2897.47 + 4982.19D + 2845.03H - 23.97D2H$ | <i>Diospyros texana</i> | Comunidades con dominancia de la especie | Leñosa, árbol |
| (Navar <i>et al.</i> , 2002) | $Y = -3285.48 + 1023.33DB + 2083.38CT + 17.39DB2H$ | <i>Acacia rigidula</i> | Comunidades con dominancia de la especie | Leñosa, arbusto |
| (Navar <i>et al.</i> , 2002) | $Y = -313.84 - 11570.35DB + 12482.52D - 318.86D2H + 26.37DB2H$ | <i>Celtis pallida</i> | Comunidades con dominancia de la especie | Leñosa, árbol |
| (Navar <i>et al.</i> , 2002) | $Y = 10768.33 - 3697.23D + 3624.34CT + 69.13D2H + 26.37DB2H$ | <i>Acacia berlandieri</i> | Comunidades con dominancia de la especie | Leñosa, arbusto |
| (Navar <i>et al.</i> , 2002) | $Y = -2206.84 + 5735.54CT + 21.41DB2H$ | <i>Acacia farnesiana</i> | Comunidades con dominancia de la especie | Leñosa, arbusto |



| Referencia | Ecuación | Especie o comunidad | Comunidad árida o pastizal | Forma de crecimiento |
|------------------------------|---------------------------------------|-------------------------------|--|----------------------|
| (Navar <i>et al.</i> , 2002) | $Y = -2197.97 + 870.86DB + 3368.61CT$ | <i>Pithecellobium pallens</i> | dominancia de la especie Comunidades con dominancia de la especie | Leñosa, árbol |
| (Navar <i>et al.</i> , 2002) | $Y = 1680.51 + 22.06D2H$ | <i>Eysenhardtia texana</i> | Comunidades con dominancia de la especie | Leñosa, arbusto |

DB = Diámetro basal (cm); D = Diámetro a 10 cm; Navar *et al.* 2002); H = Altura total (m); CT = Proyección vertical de la cobertura de la copa (m²).

Cuadro 5. Número de especies de acuerdo a su forma de crecimiento o comunidades para las que existen ecuaciones alométricas (ver Cuadro 4).

| Forma de crecimiento | | Número de especies o comunidades presentadas |
|----------------------|--------------------|--|
| Leñosas | Árbol | 10 |
| | Arbusto | 19 |
| Suculentas | Cactus columnares | 0 |
| | Cactus cilíndricos | 2 |
| | Cactus globosos | 0 |
| Herbáceas | | 1 |
| Pastos | | 0 |
| Semi-suculentas | Palmae | 0 |
| | Agaváceas | 2 |
| | Liliáceas | 0 |
| Total | | 34 |

Conclusiones

Los valores de biomasa en las comunidades de matorrales y pastizales son importantes dada la gran extensión que ocupan en el territorio mexicano. Sin embargo, para conocer estimaciones confiables todavía hace falta trabajo. Los retos futuros son extrapolar las métricas obtenidas a las áreas de extensión de las comunidades vegetales, determinar las densidades de especies dominantes y estimar la biomasa con ecuaciones alométricas específicas para cada especie, las cuales serían útiles para estudios ecológicos y biogeoquímicos regionales. Es importante intensificar la búsqueda de ecuaciones alométricas en la literatura gris, así como generar ecuaciones alométricas para especies de cactus columnares, cactus globosos, agaves y opuntias. De esa manera, se estará en posibilidades para hacer estimaciones de la biomasa aérea y subterránea de los matorrales y pastizales de México.

Agradecimientos

Se agradece el apoyo técnico sobre la información contenida en las bases de datos y documentos del Programa Mexicano del Carbono.

Literatura citada

- Allen, A. P., W. T. Pockman, C. Restrepo and B. T. Milne. 2008. Allometry, growth and population regulation of the desert shrub *Larrea tridentata*. *Functional Ecology* 22:197-204.
- Asner, G., S. Archer, R. Hughes, R. Ansley and C. Wessman. 2003. Net changes in regional woody vegetation cover and carbon storage in Texas drylands, 1937–1999. *Global Biogeochemical Cycles* 9:1-20.
- Becerril-Piña, R., E. González-Sosa, C. A. Mastachi-Loza, C. Díaz-Delgado y N. M. Ramos-Salinas. 2014. Contenido de carbono en un ecosistema semiárido del centro de México. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 1:9-18.
- Briones, O., Búrquez, A., Martínez-Yrizar, A., Pavón, N., Perroni, Y. *et al.* Sometido. Biomasa y productividad en las zonas áridas mexicanas. *Madera y Bosques*.
- Buech, R. R. and D. J. Rugg. 1989. Biomass relations of shrub components and their generality. *Forest Ecology and Management* 26:257-264.
- Castañuela-Ramos, Y. E. 2013. Estimación de la biomasa aérea y captura de carbono en *Yucca filifera* (Chaubad) y *Atriplex canescens* (Pursh) Nutt. Usando ecuaciones alométricas, en Mazapil, Zacatecas. Tesis para obtener el título de Ingeniero Forestal. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, División de Agronomía, Saltillo, Coahuila, México. 29 p.
- Chapin III, S., P. Manson and H. Mooney. 2011. *Principles of Terrestrial Ecosystem ecology*. Springer Science & Business Media, New York, Inc.



- Chew, R. M. and A. E. Chew. 1965. The primary productivity of a desert shrub (*Larrea tridentata*) community. *Ecol. Monogr.* 35:355-375.
- Coomes, D. A. and P. J. Grubb. 1998. A comparison of 12 tree species of Amazonian caatinga using growth rates in gaps and understorey, and allometric relationships. *Functional Ecology* 12:426-435.
- Germán-Venegas, E. 2014. Análisis de la productividad vegetal aérea y subterránea de diferentes coberturas en el valle del mezquital y sus implicaciones en el contenido de carbono orgánico del suelo. Tesis para obtener el título de Biólogo. Universidad Nacional Autónoma de México. FES-Zaragoza. Ciudad de México, México. 113 p.
- Hernández-del Carmen, R. 2006. Opuntia rastrera: captura de carbono en ecosistemas naturales y agroecosistemas en el sureste de Coahuila. Tesis para obtener el título de Ingeniero Agrónomo Zootecnista. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. División de Ciencia Animal. Saltillo, Coahuila, México. 37 p.
- Houghton, R. A. and D. L. Sjöle. 1990. Carbon. *In*: Turner, B. L., W. C. Clark, R. W. Kates, J. F. Richards, J. T. Mathews and W. B. Meyer (eds.). *The earth as transformed by human action*. Cambridge University Press, Cambridge.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). 2005. Conjunto Nacional de Información de Uso del Suelo y Vegetación escala 1:250,000, Serie III. Departamento de Uso del Suelo, Dirección General de Geografía, Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, México.
- Lieth, H. 1975. Modeling the primary productivity of the world. 237-263 pp. *In*: H. Lieth and R. H. Whittaker (eds.). *Primary Productivity of the biosphere*. Springer-Verlag, New York.
- Ludwig, J. A., J. F. Reynolds and P. D. Whitso. 1975. Size-biomass relationships of several Chihuahuan desert shrubs. *The American Midland Naturalist* 94:451-461.
- Méndez-González, J., O. A. Turlan-Medina, J. C. Ríos-Sucedo y J. A. Nájera-Luna. 2012. Ecuaciones alométricas para estimar biomasa aérea de *Prosopis laevigata* (Humb. & Bonpl. Ex Willd.) M.C. Johnst. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 3:57-72.
- Meza, S. R. 1997. Ecuaciones para estimar fitomasa de *Atriplex canescens*. *Ciencia Forestal en México* 22:27-40.
- Návar, C. J. 2008. Carbon fluxes resulting from land-use changes in the Tamaulipan thornscrub of northeastern Mexico. *Carbon Balance and Management* 3:1-11.
- Návar, J., E. Méndez and V. Dale. 2002. Estimating stand biomass in the Tamaulipan thornscrub of northeastern Mexico. *Annals of Forest Science* 59:813-821.
- Návar, J., E. Méndez, A. Nájera, J. Graciano, V. Dale and B. Parresol. 2004. Biomass equations for shrub species of Tamaulipan thornscrub of North-easter Mexico. *Journal of Arid Environments* 59:657-674.
- Northup, B. K., S. F. Zitzer, S. Archer, C. R. McMurtry and T. W. Boutton. 2005. Above-ground biomass and carbon and nitrogen content of woody species in a subtropical thornscrub parkland. *Journal of Arid Environments* 62:23-43.
- Pantoja-Cedillo, A. D. 2013. Estimación de la captura y almacenamiento de carbono en Mezquitales en el rancho El Calabozo municipio de China, Nuevo León. Tesis para obtener el título de Ingeniero Forestal, Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. Saltillo, Coahuila, México. 40 p.
- Paton, D., J. Nunez, D. Bao and A. Munoz. 2002. Forage biomass of 22 shrub species from Monfragüe Natural Park (SW Spain) assessed by log-log regression models. *Journal of Arid Environments* 52:1-16.
- Rojas-García, F., H. J. B. De Jong, P. Martínez-Zurimendi and F. Paz-Pellat. 2015. Database of 478 allometric equations to estimate biomass for Mexican trees and forests. *Annals of Forest Science*
- Sharifi, M. R., E. T. Nilson and P. W. Rundel. 1982. Biomass and Net Primary Production of *Prosopis glandulosa* (Fabaceae) in Sonoran Desert California. *American Journal of Botany*, 69:760-767
- Shlesinger, W. H. 1997. *Biogeochemistry: An analysis of global change*. Second Edition. Academic Press, EU. 588 p.
- Whittaker, R. H. and W. A. Niering. 1975. Vegetation of the Santa Catalina Mountains, Arizona. V. Biomass, production, and diversity along the elevation gradient. *Ecology* 56:771-790.
- White, J. D. 2001. Size and biomass relationships for five common northern Chihuahuan desert plant species. *Texas Journal of Science* 53:385-389.

5.36 Almacenes de carbono en sistemas agroforestales cafetaleros de la Sierra Madre de Chiapas

Salas-Aguilar Víctor M.¹; Paz-Pellat Fernando²; Rojas-García Fabiola³ y Bolaños Martín⁴

¹Complejo Universitario UACJ Cuauhtémoc, Universidad Autónoma de Ciudad Juárez. Carretera Cuauhtémoc-Anáhuac Km. 3.5, Ejército Nacional No. 5220, Col. Ejido Cuauhtémoc. CP 31600. Cuauhtémoc, Chihuahua, México.

²Programa de Hidrociencias. Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo. Carretera México-Texcoco km 36.5, CP 56230, Montecillo, Texcoco, Estado de México.

³Postgrado en Ciencias Forestales, Colegio de Postgraduados Campus Montecillo. Carretera México-Texcoco km 36.5, CP 56230, Montecillo, Texcoco, Estado de México.

⁴Programa Mexicano del Carbono, Chiconautla No.8, Col. Lomas de Cristo. 56225, Texcoco, Estado de México.

Autor para correspondencia: vsalasaguilar@gmail.com

Resumen

La actividad cafetalera en México se ha desarrollado de forma creciente desde hace casi 300 años, siendo el estado de Chiapas, el principal productor de café. El objetivo del presente estudio fue estimar el almacenamiento de carbono en los sistemas agroforestales de café de la Sierra Madre de Chiapas. Para ello se delimitó la superficie cafetalera de la cordillera, que incluyó a pequeños y grandes productores de café. Se efectuó un inventario de almacenes de carbono en 82 parcelas de 1 000 m². Se encontró que en promedio una hectárea en la Sierra Madre de Chiapas almacena 136.7 ± 62.14 MgC ha⁻¹. El almacén que contribuye con la mayor cantidad de carbono es el suelo (0 a 30 cm) con 75.2 ± 26.82 MgC ha⁻¹, seguido de la biomasa aérea viva conformada por árboles, arbustos y herbáceas 56.2 ± 58.40 MgC ha⁻¹. A nivel ecosistema, la vegetación secundaria arbórea de bosque mesófilo obtuvo la mayor concentración de carbono (211.14 MgC ha⁻¹). La menor concentración de carbono se observó en Agricultura de Temporal (52.12 MgC ha⁻¹). En sistemas productivos, el café bajo sombra de policultivo tradicional y el rustico almacenaron la mayor cantidad de carbono con 172.66 ± 171.83 y 158.09 ± 50.21 MgC ha⁻¹, respectivamente. El sistema de cultivo a pleno sol fue el que presentó menor carbono almacenado 113.04 MgC ha⁻¹. Es necesario investigar si la presencia de patógenos en las especies que componen el sistema agroforestal cafetalero afecta la capacidad de fijación y almacenamiento de carbono en la biomasa aérea y en qué proporción, tal es el caso de la roya.

Palabras clave: *café; contenido de carbono; inventario de carbono; REDD; SAF.*

Abstract

The coffee activity in Mexico has been developed for almost 300 years, being the state of Chiapas, the main coffee producer. The objective of the present study was to estimate the storage of carbon in the coffee agroforestry systems of the Sierra Madre de Chiapas. To this end, the area of the mountain coffee shop was delimited, which included small and large coffee producers. An inventory of carbon stores was carried out in 82 plots of 1 000 m². It was found that on average one hectare in the Sierra Madre de Chiapas stored 136.7 ± 62.14 MgC ha⁻¹. The warehouse that contributes the highest amount of carbon in the soil (0 to 30 cm) with 75.2 ± 26.82 MgC ha⁻¹, followed by live aerial biomass formed by trees, shrubs and herbaceous plants 56.2 ± 58.40 MgC ha⁻¹. At the ecosystem level, the secondary arboreal vegetation of mesophilic forest obtained the highest concentration of carbon (211.14 MgC ha⁻¹). The lowest concentration of carbon is registered in Temporary Agriculture (52.12 MgC ha⁻¹). In production systems, coffee under the shadow of traditional and rustic polyculture stored the largest amount of carbon with 172.66 ± 171.83 and 158.09 ± 50.21 MgC ha⁻¹, respectively. The system of cultivation in unshaded monoculture was the one that presented the lowest carbon stored 113.04 MgC

ha⁻¹. It is necessary to investigate whether the presence of pathogens in the species that make up the coffee agroforestry system affects the capacity of fixation and storage of carbon in the aerial biomass and in what proportion, such is the case of rust.

Key words: *coffee; carbon content; carbon inventory; REDD; AFS.*

Introducción

Los sistemas agroforestales han sido reconocidos como parte de los sumideros de carbono, pero aún no se conoce mucho sobre su potencial (Ávila *et al.*, 2001). La producción de café en México a diferencia de los sistemas altamente tecnificados en países como Brasil y Colombia, se realiza en sistemas tradicionales, caracterizados por la presencia de un dosel de árboles diverso. Estructural y florísticamente ofertan gran número de productos (madera, leña, frutos, plantas comestibles y medicinales) y servicios (conservación de suelos, regulación hidrológica, captura de carbono, conservación de biodiversidad) (Perfecto *et al.*, 2005).

La actividad cafetalera en México se ha desarrollado de forma creciente desde hace casi 300 años, siendo el estado de Chiapas el principal productor de café, además de ser el primer productor de café orgánico a nivel mundial con 18 millones de toneladas anuales (SIAP, 2016). En la actualidad es uno de los mayores generadores de divisas dentro de los productos agrícolas del país y es el primer producto de exportación de este sector, así como el cultivo que emplea la mayor mano de obra para su cosecha.

El objetivo del presente estudio fue estimar el almacenamiento de carbono en los sistemas agroforestales de café de la Sierra Madre de Chiapas.

Materiales y Métodos

Área de estudio

La Sierra Madre de Chiapas constituye un extenso sistema montañoso que discurre en dirección noroeste-sureste, bordeando la costa del océano Pacífico a lo largo de más de 600 km, abarca el sureste de México, Guatemala, El Salvador y parte de Honduras. En México, la sierra se inicia en el río Ostuta y sigue hasta la frontera con Guatemala. En territorio mexicano tiene una longitud de aproximadamente 250 km, una anchura de 50-65 km y una superficie de 2 125 km² (INE, 1999).

Se delimitó la superficie cafetalera de la Sierra Madre de Chiapas correspondiente a los municipios Acacoyagua, Ángel Albino Corzo, Amatenango de la Frontera, Bella Vista, Cacahoatán, Chicomuselo, Escuintla, Frontera Comalapa, Huehuetán, Huixtla, La Concordia, Mapastepec, Montecristo de Guerrero, Motozintla, Pijijiapan, Siltepec, Tapachula, Tuzantán, Unión Juárez, Villa Comaltitlán, Villa Corzo, Villaflores. Los sistemas agroforestales cafetaleros incluyeron a pequeños productores con superficies mínimas (1 a 2 ha) y propietarios de fincas mayores a 100 ha. El rango altitudinal de las parcelas osciló entre los 370 y 1 568 m, de este modo se representaron diferentes condiciones climáticas y topográficas (Figura 1).

Metodología

Se establecieron 82 parcelas circulares de muestreo de 1 000 m² en sistemas agroforestales cafetaleros que incluyeron 1) cafetal tradicional: Borbón y Árabe orgánico y natural, 2) cafetal renovado con Catimor (Costa Rica 95; Lempira; Oro Azteca), con y sin irrigación, con y sin

agroquímicos, 3) cafetal de Robusta, 4) cafetal de Catimor en expastizal, 5) pastizal en excafetal, 6) maíz en excafetal, y 7) bosque de referencia (poco perturbado).

Se levantó un inventario de almacenes de carbono apegado a criterios de la CMNUCC para la estimación y reporte de los inventarios de emisiones de GEI: transparencia, consistencia, comparabilidad, integridad y precisión. Se cuantificó la biomasa aérea forestal, la biomasa aérea de herbáceas y arbustos, la biomasa muerta sobre el suelo constituida por árboles muertos y leña; el mantillo en la capa de hojarasca y el horizonte de fermentación y el suelo; de acuerdo con los métodos descritos en el Manual de Procedimientos Inventario de Carbono+ (PMC, 2016).

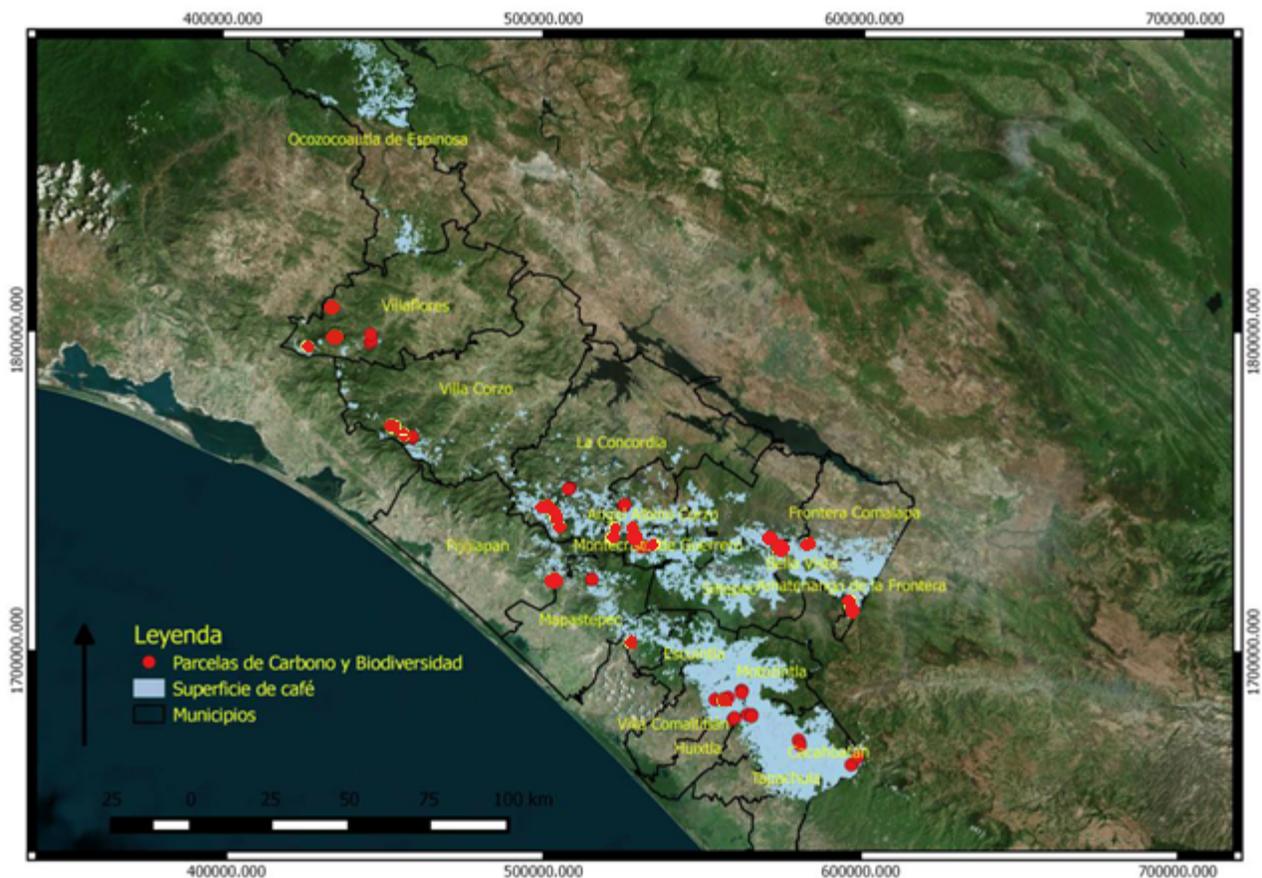


Figura 1. Localización del área de estudio.

Biomasa aérea

Los nombres científicos se analizaron con el paquete Taxonstand versión 1.0 dentro del ambiente gratuito R, que estandariza automáticamente los nombres de las plantas de una base de datos, utilizando los registros del sitio The plant list, mediante un flujo concatenado de pasos sobre cada uno de los nombres encontrados en la base analizada, que consiste en localizar las inconsistencias entre ésta y la base de referencia (Rojas-García *et al.*, 2014).

Se estimó la biomasa de los individuos árbol, arbusto o herbáceas, registrados en los inventarios. Se utilizaron ecuaciones alométricas de biomasa específicas (Rojas-García *et al.*, 2015). Algunas especies no cuentan con ecuación de biomasa el cálculo se realizó mediante modelos de volumen y valores de densidad de la madera específicos. Cuando no se disponía de ecuaciones a nivel de especie, se utilizaron modelos de volumen y valores de densidad de la madera a nivel de género.

Biomasa muerta sobre el suelo (combustibles)

La estimación de la carga de combustibles se llevó a cabo mediante la técnica de intersecciones planares, metodología descrita por Brown adaptada para México por Sánchez y Zerecero (1983). La cual consiste en el conteo de las intersecciones de las piezas leñosas en planos de muestreo verticales, similares a guillotinas que cortan los combustibles caídos y que en el terreno se marca con una línea de muestreo.

El conjunto de datos derivados del inventario de combustibles fue evaluado mediante fórmulas, de acuerdo con Sánchez y Zerecero (1983), que determinan la cantidad de combustibles en Mg ha⁻¹ por tamaño de clases de combustibles. El peso obtenido (P) se multiplica por 0.4, que corresponde a la proporción de carbono en los combustibles.

Mantillo en las capas de hojarasca y horizonte de fermentación

El almacén de carbono del mantillo se extrapola a hectárea con la ecuación 1. En esta se considera el total de carbono de hojarasca y fermentación y se hace un promedio a nivel de parcela.

$$M\left(\frac{T}{ha}\right) = \left(\frac{Tm}{1000000}\right) * (10000/0.09) \quad (1)$$

donde M es el mantillo (Mg ha⁻¹), Tm es el total de mantillo (gramos) 1 000 000 es un factor de conversión de gramos a megagramos, 10 000 factor de conversión a hectáreas y 0.09 m² es el área de muestreo que considera un cuadro de 30 * 30 cm.

Suelo

Los almacenes de carbono se reportan en megagramos por hectáreas a una profundidad de 30 cm. Se usó la ecuación 2 para su cálculo.

$$COS = DAP * P * 10000 * (1 - Fg) * Cos_p(0.01) \quad (2)$$

donde COS es carbono orgánico del suelo (Mg C ha⁻¹), DAP es la densidad aparente del suelo (Mg m³), P es la profundidad del suelo (m), Fg son los fragmentos gruesos en el suelo (> 2 mm) (%), COSp es el contenido de carbono orgánico (%) y 0.01 es un factor de conversión (de porcentaje a fracción).

Carbono total

El contenido de carbono total se estimó con sumatorias del carbono almacenado en la biomasa aérea, la biomasa muerta sobre el suelo, la capa de hojarasca, el horizonte de fermentación y el suelo de cada unidad de muestreo evaluada.

Resultados y Discusión

De Jong *et al.* (1997) y van Noordwijk *et al.* (2002) resaltan el importante papel que pueden cumplir los sistemas de café bajo sombra y otros sistemas agroforestales y de manejo forestal en el proceso de captura de CO₂ y conformación de reservorios estables de carbono. Los sistemas agroforestales

cafetaleros de la Sierra Madre de Chiapas (SMCh) constituyen un almacén de carbono importante. En promedio el carbono almacenado en la SMCh es de $136.7 \pm 62.14 \text{ MgC ha}^{-1}$. El almacén que contribuye con la mayor cantidad de carbono es el suelo (0 a 30 cm) con $75.2 \pm 26.82 \text{ MgC ha}^{-1}$, seguido de la biomasa aérea viva conformada por árboles, arbustos y herbáceas $56.2 \pm 58.4 \text{ MgC ha}^{-1}$, almacén de mantillo $4.02 \pm 3.83 \text{ MgC ha}^{-1}$ y almacén de material muerto $1.39 \pm 1.61 \text{ MgC ha}^{-1}$.

En lo que respecta a la densidad de carbono por tipo de ecosistema, la Figura 2 presenta los valores obtenidos durante la campaña de muestreo. Se observa claramente, que la Vegetación secundaria arbórea de Bosque mesófilo (VSA/BM) y Bosque mesófilo (BM) son las que almacenan mayor cantidad de carbono con 211.14 y 193.74 MgC ha^{-1} , respectivamente. Por su parte, la agricultura de temporal presento la densidad más baja de carbono con $52.12 \text{ MgC ha}^{-1}$.

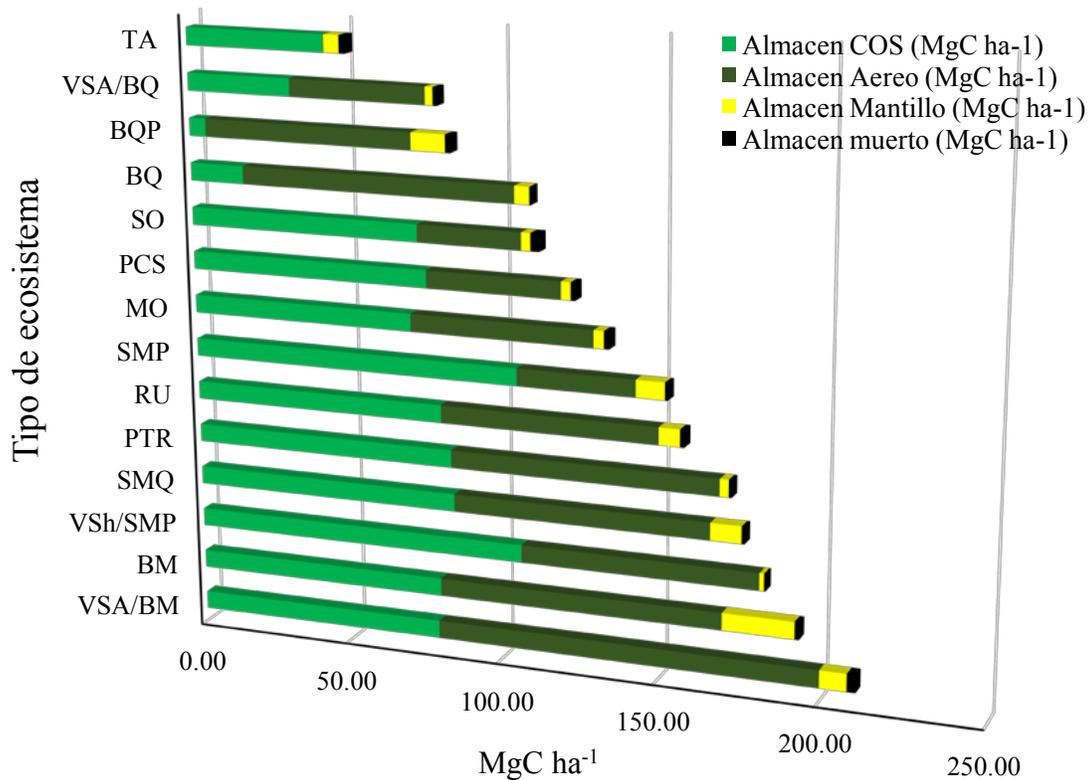


Figura 2. Densidad de carbono acumulada por tipo de almacén de carbono y tipo de vegetación. Agricultura del temporal (TA), Vegetación secundaria arbórea de Bosque de encino (VSA/BQ), Bosque de encino-pino (BQP), Bosque de encino (BQ), A pleno sol (SO), Policultivo comercial bajo sombra (PCS), Monocultivo bajo sombra (MO), Selva mediana perennifolia, Rústico (RU), Policultivo tradicional (PTR), Selva mediana subperennifolia (SMQ), Vegetación secundaria herbácea de Selva mediana perennifolia (VSh/SMP), Bosque mesófilo (BM), Vegetación secundaria arbórea de Bosque mesófilo (VSA/BM).

En la mayoría de los casos el almacén en el suelo posee la mayor cantidad de carbono, menos en la vegetación de bosque de pino encino (BQP), bosque de encino (BQ) y la Vegetación secundaria arbórea de Bosque mesófilo (VSA/BM)

Los resultados que se presentan en este trabajo coinciden con otros ejercicios desarrollados en cafetales, donde el suelo es el principal reservorio y que la cantidad de carbono almacenado en cada sistema agroforestal dependen del clima, las condiciones edáficas y el manejo que se brinde al sistema (Ávila *et al.*, 2001). Callo (2001) evaluó de igual forma los cafetales, encontró que la mayor cantidad

de carbono y que los árboles son también un importante reservorio (30 % del carbono total). Los suelos de los cafetales de la Sierra Madre de Chiapas presentaron un rango de pH que va de 5.5 a 6.5, esto es, condiciones óptimas para el cultivo de café y se registraron profundidades del suelo desde 0.16 a más de 1.5 m.

Los sistemas agroforestales pueden ser importantes reservorios de carbono en el tiempo, dependiendo de la productividad que posean, la finalidad para la cual hayan sido diseñados y las condiciones ambientales bajo las cuales se desarrollan; asimismo el almacenamiento de carbono en la biomasa viva y los primeros 30 cm del suelo juegan un importante rol dentro de esta dinámica (Oelbermann *et al.*, 2004).

Los resultados comparativos entre los sistemas productivos de cafetales muestran que los cafetos bajo sombra son superiores en almacenamiento de carbono al cultivo a pleno sol (Cuadro 1). La diferencia entre estos dos tipos de sistemas se ve reflejada en el almacén aéreo, donde el cultivo a pleno sol presenta una densidad de carbono de 33.13 MgC ha⁻¹, mientras que en sistemas bajo sombra como el policultivo tradicional y el rustico presentaron un almacenamiento de 89.80 ± 136.18 y 60.01 ± 24 MgC ha⁻¹. Lo anterior tiene relación a lo descrito por Montagnini y Nair (2004) donde mencionan que la acumulación de carbono es más evidente en la biomasa viva presente en árboles y arbustos, los rangos de almacenamiento de carbono en la biomasa viva dependen principalmente de la proporción de árboles presentes.

Cuadro 1. Densidad de carbono por tipo de almacén y sistema de producción de cafetales.

| Tipo de cafeto | Almacén Mantillo (MgC ha ⁻¹) | Almacén COS (MgC ha ⁻¹) | Almacén Aéreo (MgC ha ⁻¹) | Almacén muerto (MgC ha ⁻¹) |
|-----------------------------------|--|-------------------------------------|---------------------------------------|--|
| A pleno sol | 2.95 (4.06) | 74.25 (43.72) | 33.13 (36.48) | 2.69 (1.97) |
| Monocultivo bajo sombra | 3.21 (1.78) | 71.72 (18.54) | 58.17 (39.61) | 1.57 (1.55) |
| Policultivo comercial bajo sombra | 3.05 (1.70) | 76.99 (23.30) | 42.76 (27.84) | 1.40 (2.05) |
| Policultivo tradicional | 2.74 (1.51) | 84.22 (33.54) | 84.80 (136.18) | 0.88 (0.60) |
| Rústico | 6.60 (3.82) | 81.1 (21.78) | 69.01 (24) | 1.37 (0.61) |

*Los paréntesis representan la desviación estándar

Es necesario considerar las intervenciones manejo forestal, que modifican la cantidad de biomasa aérea forestal de la región, el componente de biodiversidad y el alcance geográfico, para alcanzar resultados de beneficio mutuo bajo un futuro mecanismo REDD + (Phelps *et al.*, 2012).

Es recomendable investigar si la condición de vigor afecta la capacidad de fijación y almacenamiento de carbono en la biomasa aérea y en qué proporción. De acuerdo con los reportes del Centro de Estudios de las Finanzas Públicas (SENASICA, 2016), el hongo *Hemileia vastatrix* está determinado como una plaga presente en el territorio nacional y sujeta a control oficial. Esta plaga ha tenido no solo un gran impacto en la economía de los cafecultores, sino también en la estructura social de las comunidades por el abandono de los cultivos y la migración; así como daños en los ecosistemas por el cambio de uso de suelo y pérdida de la biodiversidad.

Conclusiones

Los sistemas agroforestales cafetaleros de la Sierra Madre de Chiapas constituyen un importante almacén de carbono con 141.07 ± 8.07 MgC ha⁻¹. El suelo es el almacén con mayor cantidad de carbono, seguido del carbono aéreo. Las parcelas con vegetación natural y perturbada de bosque mesófilo fueron las que presentaron mayor cantidad de carbono en el muestreo realizado. En lo referente a los sistemas productivos de café, se observó que los cafetales bajo sombra superaron en

densidad de carbono a los cafetales a pleno sol, esto indicó que la cantidad de especie y su variedad influyen en la distribución de esta variable. Es imperativo promover la conservación y el apropiado manejo de estos sistemas, traerán repercusiones a nivel nacional y regional bajo un esquema REDD+, y a nivel local con un incremento en la producción de café que coadyuve al bienestar social de sus pobladores.

Agradecimientos

Este trabajo se financió por el proyecto Una REDD para Salvar la Sombra de la Sierra Madre de Chiapas del Programa Mexicano del Carbono. Los autores expresan un agradecimiento a las contribuciones del M.C. Julio César Wong González †.

Literatura citada

- Ávila, G., F. Jiménez, J. Beer, M. Gomez y M. Ibrahim. 2001. Almacenamiento, fijación de carbono y valoración de servicios ambientales en sistemas agroforestales en Costa Rica. *Revista Agroforestería de las Americas* 8:32-35.
- Cairns, M. A., S. Brown, E. H. Helmer and G. A. Baumgardner. 1997. Root biomass allocation in the world's upland forests. *Oecologia* 111:1-11.
- Callo, D. A. 2001. Cuantificación del carbono secuestrado por algunos sistemas agroforestales y testigos en tres pisos ecológicos de la Amazonia del Perú. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma Chapingo. México. 72 p.
- INE (Instituto Nacional de Ecología). 1999. Programa de Manejo de la Reserva de la Biosfera La Sepultura. Instituto Nacional de Ecología. México, D.F. http://www.conanp.gob.mx/datos_abiertos/DGCD/52.pdf.
- Montagnini, F. and P. K. R. Nair. 2004. Carbon sequestration: An underexploited environmental benefit of agroforestry systems. pp. 281-295. *In: Agroforestry Systems..* <https://link.springer.com/article/10.1023/B:AGFO.0000029005.92691.79>.
- Oelbermann, M., P. R. Voroney and M.A. Gordon. 2004. Carbon sequestration in tropical and temperate agroforestry systems: a review with examples from Costa Rica and southern Canada. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 104:359-377 doi.org/10.1016/j.agee.2004.04.001
- Perfecto, L., J. Vandermeer, A. Mas and L. Soto-Pinto. 2005. Biodiversity, yield, and shade coffee certification. *Ecological Economics* 54:435-446 doi.org/10.1016/j.ecolecon.2004.10.009.
- Phelps, P. J., D. A. Friess and E. L. Webb. 2012. Win-win REDD+ approaches belie carbon-biodiversity trade-offs. *Biological Conservation* 154:53-60 doi.org/10.1016/j.biocon.2011.12.031.
- PMC (Programa Mexicano del Carbono, A. C.). 2015. Una REDD para SALVAR la SOMBRA de la Sierra Madre de Chiapas. Manual de Procedimientos Inventario de Carbono +. Paz-Pellat, F (Coord.), Libert-Amico, A., J. C. Wong-González y F. Rojas-García (Col.) Texcoco, Estado de México. http://pmcarbono.org/pmc/descargas/proyectos/redd/MANUAL_Inventario_de_Carbono_1.0_Cafetales.pdf. 66 p.
- Rojas-García, F., A. Wegier y A. Ponce-Mendoza. 2014. Evaluación cuantitativa de errores en la nomenclatura científica del Inventario Nacional Forestal y de Suelos 2004-2009. *Terra Latinoamericana* 32:325-331.
- Rojas-García, F., B. H. J. De Jong, P. Martínez-Zurimendi and F. Paz-Pellat. 2015. Database of 478 allometric equations to estimate biomass for Mexican trees and forests. *Annals of Forest Science* 72:835-864 doi.org/10.1007/s13595-015-0456-y.
- Sánchez, C. J. and L. G. Zerecero. 1983. Método práctico para calcular la cantidad de combustibles leñosos y hojarasca. Nota Divulgativa No 9 CIFONOR – INIF. México.
- SIAP (Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera). 2016. Producción agrícola anual 2015. Café cereza, SAGARPA. <http://www.siap.gob.mx/cierre-de-la-produccion-agricola-por-estado/>.
- SENASICA (Servicio Nacional de Sanidad, Inocuidad y Calidad Agroalimentaria). 2016. Programa de Vigilancia Epidemiológico Fitosanitario del Cafeto. <http://www.royacafe.lanref.org.mx/>.
- van Noordwijk, M., S. Rahayu, K. Hairiah, Y. C. Wulan, A. Farida and B. Verdist. 2002. Carbon stock assessment for a forest – to – coffee conversion landscape in Sumber – Jaya (Lampug, Indonesia): from allometric equations to land use change analysis. *Science in China Series C–Life Sciences* 45:75–86 Suppl. SCOT 2002. Science in China Press, Beijing. <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.534.2614&rep=rep1&type=pdf>



5.37 Almacén de carbono en encinos en un gradiente altitudinal en Jalisco, México

Ortega-Martínez Christopher D.¹; Arenas-Navarro Maribel¹; Torres-Miranda Andrés¹; Salinas-Melgoza Miguel Á.²; García-Oliva Felipe³ y Oyama Ken¹

¹Escuela Nacional de Estudios Superiores Unidad Morelia, Universidad Nacional Autónoma de México. Antigua Carretera a Pátzcuaro No. 8701, Col. Ex Hacienda de San José de la Huerta, CP 58190, Morelia, Michoacán, México.

²Off-Site Resercher, Department of Governance and Tecnology For Sustainability (CSTM). Universidad de Twente, Países Bajos.

³Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, Universidad Nacional Autónoma de México. Antigua Carretera a Pátzcuaro No. 8701, Col. Ex Hacienda de San José de la Huerta, CP 58190, Morelia, Michoacán, México.

Autor para correspondencia: cristopher_daniel@outlook.es

Resumen

A medida que el cambio climático (CC) y la crisis ambiental aumentan, también crece la importancia de encontrar rutas posibles de solución que reviertan sus impactos negativos. El almacenamiento de carbono en ecosistemas terrestres es considerado como una de las vías de mitigación del CC más eficientes ya que permite el almacén de carbono a largo plazo como consecuencia de la actividad fotosintética de las plantas. En este trabajo, se presentan los resultados preliminares de almacenamiento de carbono en encinos a lo largo de un gradiente altitudinal (de 800 a 2 500 msnm) en las Serranías Occidentales de Jalisco, para el año 2016 y 2017. Se realizaron 25 transectos de vegetación a lo largo del gradiente altitudinal, en parcelas aleatorias de 0.1 ha y se muestrearon de manera intensiva 17 especies de encinos característicos de los principales tipos de vegetación. Por cada sitio se realizaron muestreos de suelo para la estimación de carbono y otros nutrientes. Se utilizaron fórmulas alométricas para la estimación de la biomasa y carbono en especies arbóreas dominantes en la cobertura vegetal (selva baja caducifolia, bosques de encino y bosques mixtos). Se usó la combustión y la detección coulométrica así como un analizador UIC para la determinación de carbono total en el suelo. Los valores de carbono estimados para biomasa arbórea aérea para la zona se ubicaron en un rango de 19.1 Mg C ha⁻¹ a 202.9 Mg C ha⁻¹ dependiendo de las ecuaciones alométricas empleadas. La mayor concentración de carbono se localizó en un bosque de pino – oyamel – encino a 2416 msnm. Se observa mayor cantidad de carbono y biomasa en las zonas altas en comparación con las zonas más bajas. Los valores de carbono en suelos obtenidos para la zona se encuentran en un rango de 5.9 a 82.5 Mg C ha⁻¹. El transecto con mayor cantidad de carbono se localizó en un bosque de pino – encino a 2 000 msnm. Se encontró una relación positiva estadísticamente significativa entre la altitud y el carbono en el suelo. La zona de estudio puede ser considerada como un almacén de carbono intermedio, debido a que, la cantidad de carbono almacenado es similar a los valores promedio estimados en otros sitios templados.

Palabras clave: *carbono en biomasa; carbono en suelo; bosques templados; gradientes ambientales; alometría.*

Abstract

As climate change (CC) and the environmental crisis increase, the importance of finding possible solutions routes that revert their negative impacts also grows. Carbon storage in terrestrial ecosystems is considered one of the most efficient CC mitigation pathways since it allows the long-term carbon storage because of the photosynthetic activity of the plants. In this study, the preliminary results of carbon storage in oaks along an altitudinal gradient (between 800 and 2 500 m) in the Western Ranges of Jalisco are showed for 2016 and 2017. Twenty-five transects of vegetation along elevational gradient, in random plots of 0.1 ha and 17 species of oaks characteristic of the main types of vegetation

were intensively sampled. For each site, soil sampling was done to estimate carbon and other nutrients. Allometric formulas were used to estimate the biomass and carbon in dominant tree species in the vegetation cover (low deciduous forest, oak forests and mixed forests). Combustion and coulometric detection were used as well as a UIC analyzer for the determination of total carbon in the soil. The carbon values estimated for aerial arboreal biomass for the area were in a range of 19.1 Mg C ha⁻¹ to 202.9 Mg C ha⁻¹ depending on the allometric equations used. The transect with the highest amount of carbon was in a pine - oak forest at 2 000 masl. A statistically significant positive correlation was found between elevation and carbon soil. The study area can be considered as an intermediate carbon store, because the amount of carbon stored is similar to the average values estimated in other temperate sites.

Key words: *carbon biomass; carbon soil; temperate forests; environmental gradients; allometry.*

Introducción

El cambio climático se ha convertido en un problema mundial provocado por las altas tasas de emisiones de gases de efecto invernadero que existen en la atmósfera. La solución a dicha problemática requiere de acciones de intervención humana que reduzcan las fuentes de emisión o potencialicen el almacenamiento de carbono en sumideros naturales (IPCC, 2014).

El almacenamiento de carbono consiste en la reducción de emisiones de CO₂ por parte de los ecosistemas terrestres mediante el proceso de fotosíntesis en las plantas, para su conservación a largo plazo en sumideros naturales como lo son el suelo, la biomasa y el mantillo (Kanninen 2003; Yáñez 2004; IPCC 2014). Por estas razones, es esencial cuantificar la cantidad de secuestro de carbono atmosférico por parte de los ecosistemas terrestres.

En este sentido, México posee alrededor de una tercera parte de la diversidad específica para el género *Quercus* con respecto a la diversidad mundial (Valencia, 2004). En conjunto esta diversidad taxonómica está conformada por al menos 161 especies de las cuales 109 son endémicas de México y 45 de ellas se albergan en el estado de Jalisco (Valencia, 2004).

Este trabajo tiene como objetivo determinar la importancia de los almacenes de carbono en biomasa y suelos de los encinos y otras especies arbóreas presentes en tres tipos de vegetación (selva baja caducifolia, encinares y bosques mixtos) a lo largo de un gradiente altitudinal en las Serranías Occidentales de Jalisco.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en las Serranías Occidentales de Jalisco, ubicadas en las cercanías de Puerto Vallarta. El estudio se desarrolló en el área un gradiente altitudinal (800 a 2 500 msnm) conocido como Sierra del Tuito-Cuale-Talpa de Allende, que corre en un eje noroeste- sureste. Es una zona de abrupta transición biogeográfica que presenta alta tasas de endemismo en muchos grupos de plantas (Cuevas *et al.*, 2010), y en particular para los encinos rojos en México (Torres-Miranda *et al.*, 2011).

El occidente de Jalisco es considerado como uno de los sitios de alto endemismo florístico del país. Entre las especies arbóreas endémicas de la zona destacan el pino de Jalisco (*Pinus jaliscana*), la laurácea (*Beilschmiedia manantlanensis*), álamo (*Populus guzmanantlensis*) y algunos encinos como *Quercus cualensis*, *Q. iltisii* y *Q. tuitensis* entre otros (Cuevas *et al.*, 2010). Existen tres tipos de clima en el área: cálido subhúmedo, semicálido subhúmedo y templado subhúmedo, según la clasificación de Köppen modificada por García (Velázquez *et al.*, 2012).

Metodología

La selección de los sitios de muestro fue desarrollada con base en dominios ambientales compuestos por 19 variables climáticas de Cuervo-Robayo *et al.* (2013), a una resolución de 60 m x 60 m para México. El análisis se realizó con el programa PATN ver. 3.01 (Belbin, 2004), para obtener los 25 sitios de muestro al azar, los cuales fueron modificados en su localización debido a la accesibilidad al sitio y la accidentada topografía de la zona.

Para estimar el almacén de carbono en biomasa arbórea aérea se utilizaron ecuaciones alométricas estimadas por Návar (2009) y Aguilar-Romero *et al.* (2012). La determinación de carbono en suelos fue obtenida a partir la detección coulométrica mediante un analizador de carbono modelo UIC, siguiendo la metodología de Chavéz-Vergara *et al.* (2015).

Se realizaron una serie de modelos lineales generalizados (MLG) en el software estadístico R (Core Team 2016), usando como variable independiente la altitud, siendo las variables dependientes la concentración de carbono total en el suelo y el carbono en la biomasa arbórea.

Resultados y Discusión

Almacén de carbono en biomasa arbórea aérea

Se presentan los resultados preliminares de almacenamiento de carbono en biomasa bajo el efecto del gradiente altitudinal para los años 2016 y 2017. Los valores de carbono estimados para la zona se ubicaron en un rango de 19.1 Mg C ha⁻¹ a 202.9 Mg C ha⁻¹ dependiendo de las ecuaciones alométricas empleadas. La mayor concentración de carbono se localizó en un bosque de pino – oyamel – encino a 2 416 msnm. En la Figura 1 se observa la cantidad de carbono por transecto.

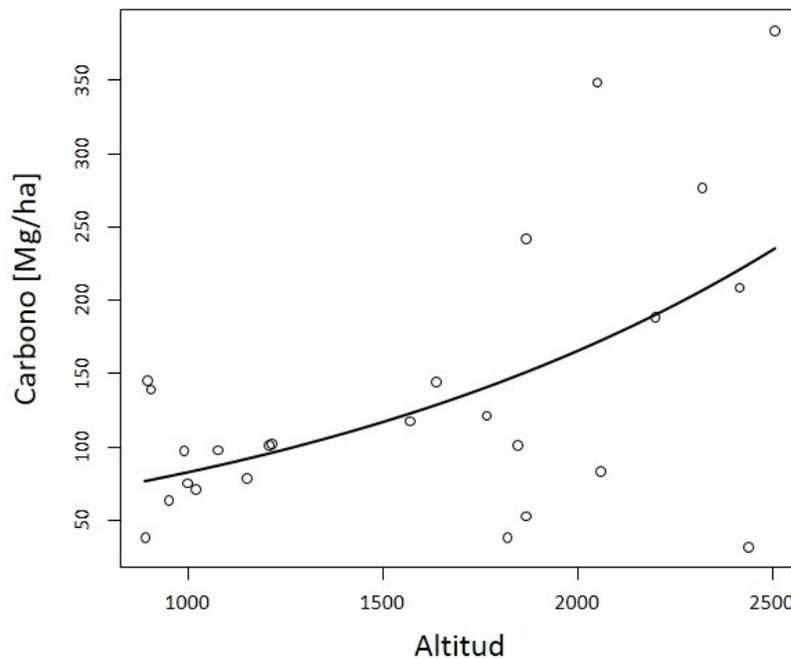


Figura 1. Cantidad de carbono por transecto a lo largo del gradiente altitudinal.

Los resultados en cantidad de carbono y biomasa predicha para la zona de estudio demuestran una correlación positiva en función del aumento de la altitud. Presentando una mayor cantidad de carbono y

biomasa en las zonas altas en comparación con las zonas más bajas. Dichos resultados se determinaron bajo modelos lineales generalizados (Cuadro 1). En la Figura 2 se observa la cantidad de carbono estimada en biomasa aérea en función de la altitud.

Cuadro 3. Resumen estadístico de la relación entre el carbono en biomasa arbórea con la altitud. Valores de p indican la significancia en el que los parámetros fueron estadísticamente significativos. ** $p < 0.01$, * $p < 0.001$.**

| Grupo Alométrico | | Altitud | Intersección | Pseudo R^2 | |
|----------------------------|----|-------------------------|--------------------|--------------------------|------|
| Carbono en biomasa arbórea | G1 | Intervalos de confianza | 1 (1.001.00) ** | 7.89 (6.2041.86) *** | 0.27 |
| | | Error estándar | 0 | 7.89 | |
| | G2 | Intervalos de confianza | 1 (1.001.00) ** | 16.7 (4.15-41.21) *** | 0.28 |
| | | Error estándar | 0 | 7.93 | |

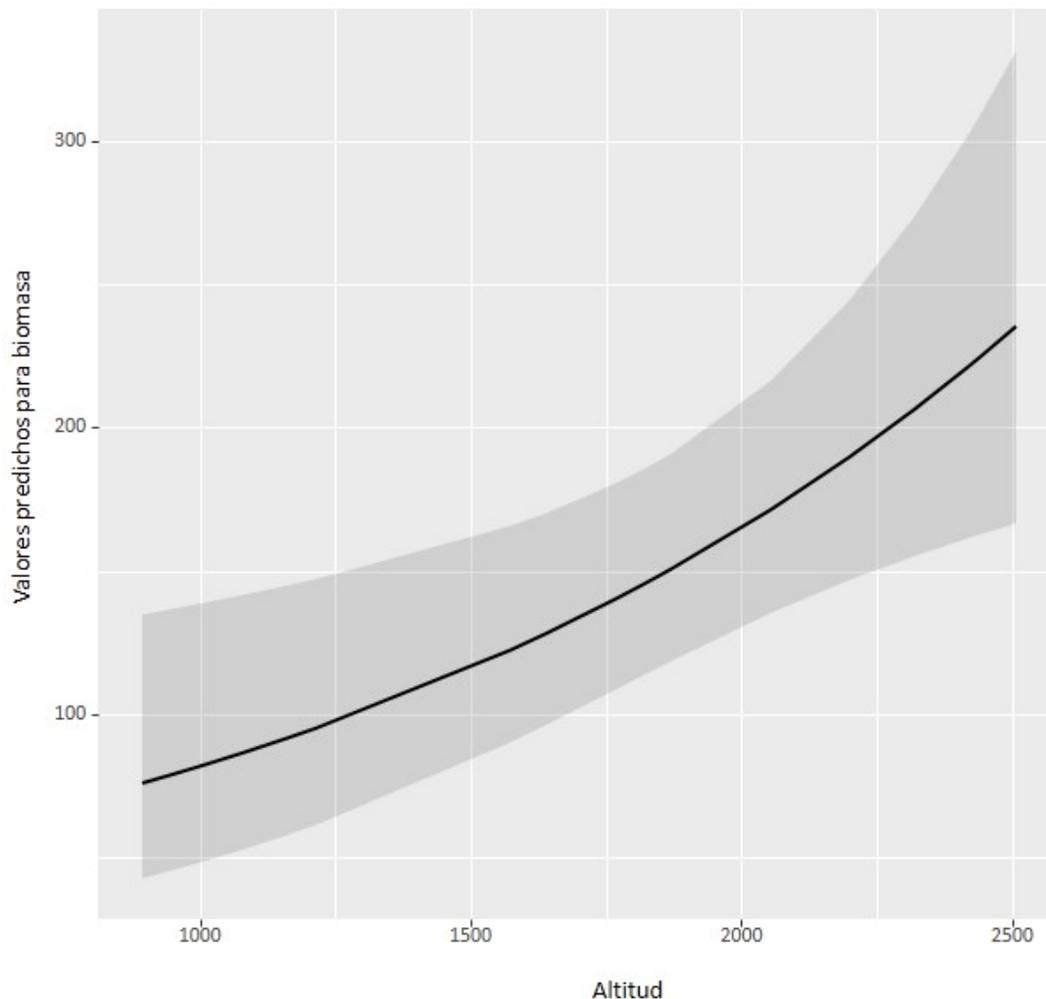


Figura 2. Valores predichos para biomasa aérea en función de la altitud.

Almacén de carbono en suelos

Los valores de carbono en suelos obtenidos para la zona se encuentran en un rango de 5.9 a 82.5 Mg C ha⁻¹. El transecto con mayor cantidad de carbono se localizó en un bosque de pino – encino a 2 000 msnm. Los resultados de carbono estimado en suelos se presentan en el Cuadro 2.

Cuadro 4. Concentración de carbono por transecto.

| Transecto | MgC ha ⁻¹ | Transecto | MgC ha ⁻¹ |
|-----------|----------------------|-----------|----------------------|
| 1 | 16.7 | 14 | 18.5 |
| 2 | 25.9 | 15 | 11.4 |
| 3 | 45.3 | 16 | 17.6 |
| 4 | 16.4 | 17 | 12.0 |
| 5 | 11.5 | 18 | 40.9 |
| 6 | 23.6 | 19 | 82.5 |
| 7 | 28.9 | 20 | 48.7 |
| 8 | 5.9 | 21 | 73.3 |
| 9 | 19.9 | 22 | 51.3 |
| 10 | 20.0 | 23 | 13.7 |
| 11 | 26.6 | 24 | 22.4 |
| 12 | 11.9 | 25 | 13.2 |
| 13 | 48.1 | | |

Se encontró una relación positiva estadísticamente significativa entre la altitud y el carbono en el suelo ($p < 0.001$), lo cual indica que un aumento en la concentración de carbono en suelo está directamente relacionado a un aumento de la altitud (Figura 3).

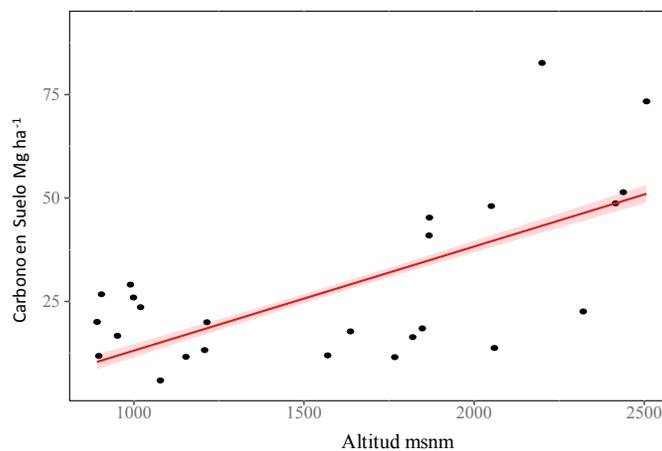


Figura 3. Relación entre altitud y el carbono total en suelos.

Conclusiones

La zona de estudio puede ser considerada como un almacén de carbono intermedio, debido a que, la cantidad de carbono almacenado es similar a los valores promedio estimados en otros sitios templados. En la zona de estudio destacan las zonas altas con clima templado subhúmedo, con vegetación de bosque de pino – oyamel - encino y en bosque mesófilo de montaña. Las concentraciones de carbono

en biomasa arbórea encontradas en zonas de baja montaña se encuentran valores inferiores a los reportados en bosques templados.

Los valores obtenidos de carbono en los suelos a 20 cm de profundidad coinciden con lo reportado por Ordóñez *et al.* (2008) en sitios perturbados y conservados para bosques templados, de pino y encinares de Michoacán, cuyas muestras fueron tomadas a profundidades entre 5 y 15 cm.

Por último, la relación del carbono en biomasa arbórea y la altitud es importante, ya que se identificó un incremento en la cantidad de carbono almacenado a mayor altitud. Esta relación podría explicarse por el manejo antrópico (Givnish, 1998; Alves *et al.*, 2010).

Literatura citada

- Aguilar, R., A. Ghilardi, E. Vega, M. Skutsch and K. Oyama. 2012. Sprouting productivity and allometric relationships of two oak species managed for traditional charcoal making in central Mexico. *Biomass Bioenergy* 36:192-207.
- Alves, L. F., A. V. Simone, M. A. Scaranello, B. C. Plinio, A. M. S. Flavio, C. A. Jolyd and L. A. Martinelli. 2010. Forest structure and live aboveground biomass variation along an elevational gradient of tropical Atlantic moist forest (Brazil). *Forest Ecology and Management* 260:679-691.
- Chavéz-Vergara, B. 2015. Efecto de la calidad de la materia orgánica asociada a dos especies de *Quercus* sobre la descomposición del mantillo en un bosque templado deducido. Tesis de doctorado en ciencias CIEco- UNAM. 171p.
- Cuervo-Roballo, A. P., O. Téllez-Valdés, A. Gómez, B. Venegas, S. Crystian, J. F. Manjarrez and E. Martínez-Meyer. 2013. An update of high-resolution monthly climate surfaces for México. *International Journal of Climatology* 34:2427-2437.
- Cuevas, G., G. J. G. González, L. L. Hernández, D. I. Iñiguez, P. E. Jardel, M. P. Rodríguez and P. A. L. 2010. Sierra Madre del Sur y Franja Neovolcánica de Jalisco. *In: El Bosque Mesófilo de Montaña en México: Amenazas y Oportunidades para su Conservación y Manejo Sostenible*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México D.F., México. 197 p.
- García, R. F., H. J. Bernardus, P. Martínez-Zurimendí and F. Paz-Pellat. 2015. Database of 478 allometric equations to estimate biomass for Mexican trees and forests. Received: 14 March 2014 /Accepted: 5 January 2015 INRA and Springer-Verlag France.
- Givnish, T. J. 1998. Altitudinal gradients in tropical forest composition, structure, and diversity in the Sierra de Manantlán. *Journal of Ecology* 86: 999-1020.
- Gómez-García, E. and F. Pérez-Rodríguez. 2015. Evolución de la biomasa y del carbono acumulado por *Quercus robur* en Galicia (España). *Bosque (Valdivia)* 36:255-264 doi.org/10.4067/S0717-92002015000200011
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2014: Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Edenhofer, O., R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlömer, C. von Stechow, T. Zwickel and J.C. Minx (eds.). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Kanninen, M. 2003. Secuestro de Carbono en bosques, su papel en el ciclo global. FAO, ROMA 2003. 99 p. Disponible en línea: <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/005/y4435s/y4435s00.pdf>
- Návar, J. 2009 Allometric equations for tree species and carbon stocks for forests of northwestern Mexico. *Forest Ecology and Management* 257:427-434.
- Ordóñez J. A. B., B. H. J. de Jong, F. García-Oliva, F. L. Avina, J. V. Pérez, G. Guerrero, R. Martínez and O. Masera. 2008. Carbon content in vegetation, litter, and soil under 10 different land-use and land-cover classes in the central highlands of Michoacán, Mexico. *Forest Ecology and Management* 255:2074-2084.
- Torres-Miranda, A., I. Luna-Vega and K. Oyama. 2011. Conservation biogeography of red oaks (*Quercus*, section *Lobatae*) in México and Central America. *American Journal of Botany* 98:290-305.
- Valencia-Á., S. 2004. Diversidad del género *Quercus* (Fagaceae) en México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 75:33-53.
- Velázquez, R. O. A., R. L. M. Martínez y G. F. M. Carrillo. 2012. Caracterización climática para la región de Bahía de Banderas mediante el sistema de Köppen, modificado por García, y técnicas de sistemas de información geográfica. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM.* 79:7-19.
- Yáñez, A. 2004. La captura de carbono en bosques: ¿una herramienta para la gestión ambiental? *Gaceta Ecológica*, enero-marzo:5-18. Disponible en: <http://www.redalyc.org/pdf/539/53907001.pdf>

