



Uso de modelos predictivos y conceptuales para la evaluación ambiental y el análisis de la percepción de riesgo por uso de plaguicidas: *Una opción para el manejo de riesgos en Chiapas*

TESIS

Presentada como requisito parcial para optar por el grado de Doctorado en Ciencias en Ecología y Desarrollo Sustentable

Por:

Adriana Ríos González

2013

El Colegio de la Frontera Sur

Agradecimientos

Quiero agradecer a quienes fueron pieza clave de este trabajo de tesis: A las familias de las comunidades 16 de septiembre y Los Ángeles de la región Frailesca y de Miguel Alemán en el municipio de Tapachula Chiapas, por el tiempo que dedicaron a ser entrevistados, por su actitud siempre positiva para aclarar todas nuestras dudas y por la hospitalidad con la que en cada casa fuimos recibidos. Asimismo agradezco a la Asociación de Bananeros del Soconusco (2007-2009) por la disposición que tuvieron para otorgarnos varios de los datos que ellos recolectaron y analizaron.

Agradezco también a quienes brindaron apoyo económico que nos permitió realizar este proyecto de tesis: Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología de México (CONACyT) por la beca de manutención y matrícula de estudio otorgada durante el periodo de (2007-2009). Al Instituto Nacional de Salud Pública de México (INSP) por el financiamiento otorgado para el desarrollo del trabajo de campo y compra de material.

Por otro lado, expreso mi agradecimiento a todos aquellos que hicieron posible el desarrollo logístico para la recolección y análisis de datos: Garbiñe Elizegui Narvarte, incansable compañera, quien a pesar del calor y la lluvia me acompañó hasta el último punto de muestreo, aunque los caminos fueran largos o inaccesibles. A Marco Tulio, Isabel Reyes Posadas, Alma Bojórquez Márquez por su esfuerzo y apoyo en el trabajo de campo, que siempre tuvieron una actitud positiva y me apoyaron en momentos difíciles. A Adrián Sarabia Rangel, Emanuel Valencia Barrera y Hermilo Noé Cruz García agradezco su paciencia y esmero con que me ayudaron con mapear, analizar y organizar información bibliográfica. A Jesús Carmona De la Torre, Miguel Ángel Anaya López y Juan Jesús Morales López que me apoyaron en el análisis de muestras ambientales.

Asimismo expreso mi agradecimiento a quienes me apoyaron con los análisis, discusiones y escritura de los artículos de investigación. A Kees Jansen de quien aprendí cosas invaluable que me ayudaron a formarme en este proceso de doctorado. También a Andreu Rico y Paul van den Brink, quienes me enseñaron todas las herramientas para realizar el trabajo ambiental.

Muchas gracias a quienes estuvieron cerca de mí en este periodo. A los integrantes de ORKEZT, con quienes compartí el día a día en los periodos más difíciles de este proceso. Por su apoyo que fue desde facilitar el acceso a artículos de investigación y consultas filosóficas hasta ofrecerme una taza de café para escucharme y aconsejarme en los momentos de “crisis”. Heel erg bedankt voor de steun dat ik van jullie kreeg, van de toegang tot artikelen en het zoeken van inzichten met de I Ching tot de emotionele steun in de vorm van gesprekken en adviezen tijdens mijn momenten van “crisis”. Jullie maakten het makkelijker om met deze grote uitdaging om te gaan. Nu dit achter de rug is ben ik tevreden en kijk ik weer vooruit.

A mi amiga Areli por su gran apoyo moral aún por medios virtuales.

A la familia van Eek, quienes me recibieron muy cálidamente, esto facilitó mi desempeño durante la escritura de mi tesis estando en tierras lejanas. Voor de familie Van Eek die mij met warmte en liefde ontving. Daarmee kon ik, hoewel ver weg van mijn vaderland, mij volledig inzetten voor het wetenschappelijke werk.

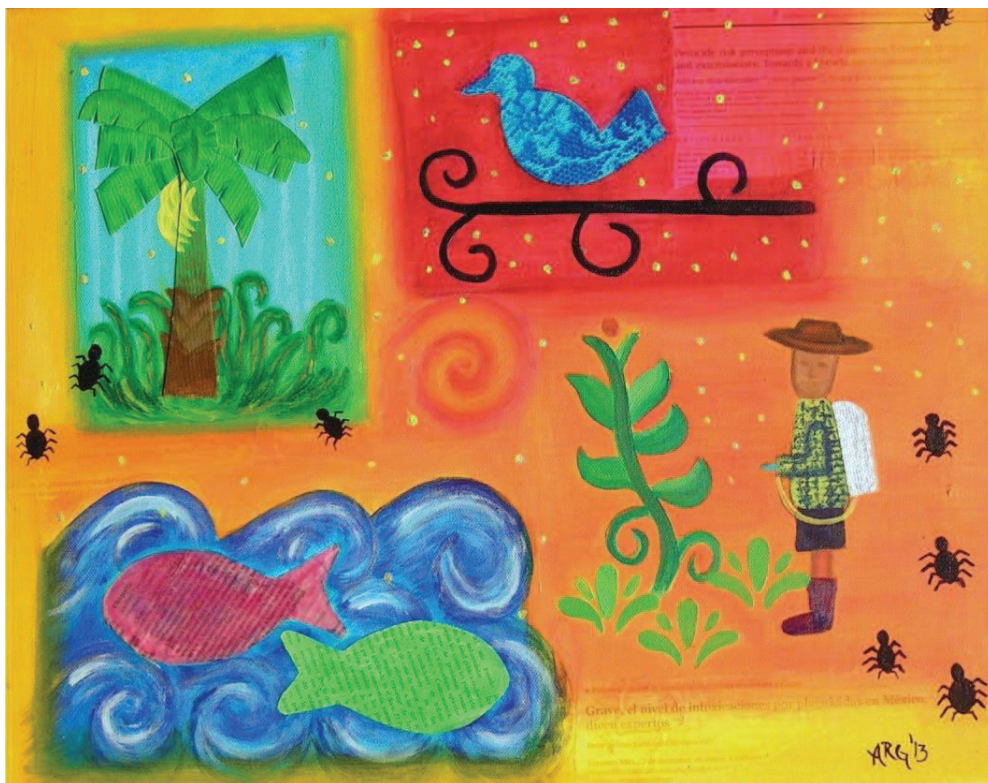
A mis hermanos Blanca, Eduardo, Colin y Fernanda, quienes aunque no están físicamente cerca de mí, sé que me apoyan moralmente en todo momento.

Finalmente y de manera muy especial agradezco a mi tutor Héctor Javier Sánchez Pérez por todo el apoyo académico y moral desde que llegué a San Cristóbal. Gracias por haberme despertado el interés en la investigación y por haber depositado su confianza en mí desde el inicio. Y por todo lo que compartimos todos estos años que trabajamos juntos (2002-2013).

*A mis padres, por enseñarme que el trabajo, la constancia y
la honradez me llevarían a lograr mis metas.*

A Erik por todo lo que tenemos juntos

*A los campesinos y trabajadores agrícolas quienes
frecuentemente se exponen a plaguicidas.*



“El hombre no debe dejarse arrastrar por las circunstancias desfavorables, ni permitir que su constancia sea sacudida. Esto se puede evitar manteniendo su luz interior, sin dejar de ser tratable. Con esta actitud se puede superar incluso las más grandes adversidades. Cuando un hombre tiene una posición alta y es, sin embargo modesto, éste brilla con la luz de la sabiduría. Cuando un hombre que está en una posición baja y es modesto, no se le puede humillar. El hombre íntegro puede llevar a cabo su trabajo hasta el final sin alarde de lo que ha conseguido”

(Hexagramas 36 y 15, I Ching Libro de las mutaciones, escuela de Confucio)

Índice

Resumen	9
Summary (resumen versión en inglés)	10
Introducción	11
Capítulo 1. Marco Conceptual	17
a. Intensificación agrícola y sus implicaciones para el medio ambiente y a la salud...	17
b. Uso, regulación y manejo de plaguicidas en México y Chiapas.....	19
c. Riesgos ambientales por el uso de plaguicidas.....	21
- <i>Implicaciones en México y Chiapas</i>	22
d. Riesgos a la salud por uso de plaguicidas.....	23
- <i>Implicaciones en México y Chiapas</i>	25
e. Programas de protección contra riesgos por plaguicidas.....	27
- <i>Evaluación de riesgo ambiental en México y Chiapas</i>	31
- <i>Comunicación de riesgos por uso de plaguicidas en México y Chiapas.</i>	34
f. El uso de modelos en la evaluación y el manejo de riesgos por uso de plaguicidas.	36
Capítulo 2. Métodos	39
a. Área de estudio.....	39
- <i>El Soconusco</i>	40
- <i>La Frailesca</i>	41
b. Objeto de estudio.....	42
c. Diseño del estudio.....	45
- <i>Primer estudio: Evaluación de riesgo ambiental</i>	45
- <i>Descripción de los modelos utilizados</i>	45
- <i>Colecta de datos</i>	47
- <i>Análisis de datos</i>	49
- <i>Segundo estudio: Análisis de percepción de riesgos</i>	53
- <i>Colecta de datos</i>	53
- <i>Análisis de datos</i>	55
Capítulo 3. Resultados	57
a. Primer estudio: Evaluación de riesgo ambiental.....	57

-	<i>Esquemas de aplicación de plaguicidas</i>	57
-	<i>Concentraciones estimadas de plaguicidas en los cuerpos de agua</i>	59
-	<i>Evaluación de riesgos ambientales por el uso de plaguicidas</i>	59
-	<i>Discusión</i>	60
-	<i>Conclusiones</i>	62
b.	Segundo estudio: Análisis de percepción de riesgos.....	63
-	<i>Resultados de las entrevistas semi-estructuradas</i>	63
-	<i>Toxicidad de los plaguicidas</i>	63
-	<i>Percepción de riesgo que implica el uso de plaguicidas en la agricultura</i>	64
-	<i>El riesgo por el uso de plaguicidas: ¿a quién se culpa?</i>	65
-	<i>Resultados de las encuestas tipo Likert</i>	65
-	<i>Discusión</i>	66
-	<i>Conclusiones</i>	67
	Capítulo 4. Discusión	68
a.	Métodos de modelación para el análisis de riesgo ambiental por uso de plaguicidas.....	68
b.	Análisis de percepción de riesgo para el diseño de programas de comunicación de riesgos por plaguicidas.....	74
	Capítulo 5. Conclusiones	78
	Capítulo 6. Artículos de la investigación	80
a.	Using fate and effect models to estimate the environmental risk of pesticides in the humid-tropics: the case of three banana plantations with different technification levels in Southern Mexico (enviado a la revista Chemosphere)	80
b.	Pesticide Risk Perceptions and the Differences between Farmers and Extensionists: Towards a Knowledge-in-Context Model (publicado en la revista Environmental Research).....	105
	Glosario de Acrónimos	130

Bibliografía.....	132
--------------------------	------------

Anexos

Anexo 1. Ecuaciones incluidas en el PRIMET para estimar la cantidad de plaguicidas transportados por escorrentías.....	145
Anexo 2. Fichas de medición en las estaciones de muestreo.....	149
Anexo 3. Formato de descripción de los esquemas de aplicación de plaguicidas.	152
Anexo 4. Guía de preguntas para la entrevista semi-estructurada aplicada a productores.....	154
Anexo 5. Encuesta tipo Likert aplicada a extensionistas y productores.....	156

Tablas y Figuras

Tabla 1. Características de las fincas de banano estudiadas en el Soconusco.....	43
Tabla 2. Características de los cultivos de tomate estudiados en la Frailesca.....	44
Tabla 3. Características ambientales requeridas como insumos para el PRIMET.	48
Figura 1. Etapas de un programa de protección contra riesgos por el uso de plaguicidas.....	29
Figura 2. Interfaz gráfica del modelo PRIMET para el ingreso de datos.....	51
Figura 3. Gráficas de resultados del modelo PERPEST.....	52
Figura 4. Codificación de las afirmaciones obtenidas en las entrevistas en el programa NVIVO.....	56

Resumen

En las últimas décadas el uso de plaguicidas ha aumentado, y con ello, los riesgos al ambiente y a la salud humana que esto implica. A través de diversos convenios internacionales, México se ha comprometido a disminuir el riesgo por uso de plaguicidas. No obstante, los avances en esta materia no han sido los requeridos. Por un lado, no se han implementado programas sistemáticos de evaluación y monitoreo de riesgos por el uso de plaguicidas debido, entre otras cosas, a condiciones económicas y tecnológicas limitadas. Por otro lado, los alcances de los programas de comunicación han sido aún muy limitados, tal como sucede en otros países, debido, entre otras razones, a las diferencias en la percepción de riesgos entre quienes comunican el riesgo y la población. El objetivo central de esta tesis doctoral es el de proponer métodos de evaluación de riesgo ambiental y de análisis de percepción de riesgo por el uso de plaguicidas que apoyen al diseño de políticas en evaluación y comunicación de riesgos. Para ello, se presentan dos estudios. El primero consistente en una evaluación ambiental de riesgo por plaguicidas. En este estudio se desarrolló un enfoque de modelado que, en un contexto de escasos recursos económicos y tecnológicos, sea posible calcular las concentraciones ambientales de plaguicidas y los riesgos que esto implica para la vida acuática. El segundo estudio consistió en un análisis de la percepción de riesgo por plaguicidas de los diferentes actores involucrados en el uso y manejo de plaguicidas. En este segundo estudio se analizaron diferencias y similitudes en la percepción de riesgo por el uso de plaguicidas entre diversos actores involucrados, desde un enfoque de las ciencias sociales. A manera de conclusión en esta tesis doctoral se presenta: por un lado, un primer acercamiento a un método de modelación para predecir los riesgos ambientales en áreas agrícolas y, por otro lado, un modelo conceptual que explica los factores que influyen en la percepción del riesgo por el uso de plaguicidas. Utilizados de manera independiente, estas herramientas podrían servir de base para el diseño de políticas públicas, así como nuevos estudios en materia de plaguicidas.

Palabras clave: Plaguicidas, evaluación ambiental, análisis de percepción, modelos, manejo de riesgos, México.

Summary

In the last decades the use of pesticides has increased, and with this, the risk that these substances represent for the environment and the human health. With several international agreements, Mexico has committed itself to reduce the risk that results from the use of pesticides; however, so far progress on the subject has not been satisfactory. On the one hand, the programs to evaluate and monitor environmental risk of pesticides have not been fully implemented, among other things, due to financial and technological limitations as well as lack of modeling approaches appropriate to the environmental conditions of tropical areas. On the other hand, risk communication programs have had limited impact. One of the reasons is that, like in other countries, there are great differences between the risk perception of those who communicate the risk and the population. The main objective of this doctoral thesis is to propose methods for risk assessment and the analysis of the risk perceptions on pesticides which facilitate the design of policies related to risk assessment and risk communication. To do so, two studies are presented. The first one consists in an environmental risk assessment of pesticides. In this study, a modeling approach has been developed and used to calculate Predicted Environmental Concentrations (PEC) and risk probabilities for freshwater ecosystems in the humid tropics, appropriate in a context of scarce economic and technological resources. The second study is an analysis of the risk perception of different actors involved in the use and management of pesticides. In this second study similarities and differences between experts and lay people are explained from a social science perspective. In the conclusions of this thesis we present, on the one hand, a first advance in the performing of a modeling approach to predict environmental risks of pesticides, and, on the other hand, a conceptual model is proposed that explains the factors that influence the risk perception of experts and lay people about pesticides. Both modeling tools, which may be used independently, form the basis for the design of public policies and for new research on the topic of pesticide risk.

Key words: Pesticides, risk assessment, risk perception analysis, models, risk management Mexico.

Introducción

En las últimas décadas el modelo de intensificación agrícola en México ha ido en constante aumento y, con ello, el uso de plaguicidas y los riesgos al ambiente y a la salud humana que la aplicación de estas sustancias conlleva. Desde los años cincuenta del siglo pasado, la agricultura intensiva y con uso de plaguicidas era principalmente practicada por grandes productores, mientras que la gran mayoría de los campesinos continuaban sembrando bajo sistemas agrícolas basados en conocimiento tradicional, sin la aplicación de plaguicidas (Hansen y Juárez, 2011). No obstante, desde la entrada en vigor del Tratado de Libre Comercio de Norte América (TLCAN) en la segunda mitad de los años noventa, la necesidad de aumentar la producción agrícola en México cobró mayor importancia (Villafuerte-Solís, 2001). En consecuencia, México implementó políticas dirigidas a la tecnificación e intensificación a través de programas como PROCAMPO y Alianza para el Campo, entre otros. A través de estos programas los campesinos tradicionales recibieron subsidios económicos y en especie, lo que incluyó plaguicidas (SAGARPA, 2011) con lo que intensificaron sus cultivos.

Como resultado de lo anterior, desde finales del siglo pasado en el campo mexicano han predominado sistemas agrícolas semi-intensivos con alto uso de plaguicidas, lo cual se ha relacionado con daños al medio ambiente y la salud humana (Schreinemachers et al., 2012). No obstante, pese a los daños que el uso de plaguicidas en sistemas de agricultura semi-intensiva e intensiva ha causado, las políticas agrícolas actuales insisten en intensificar aún más la agricultura. Por ejemplo, a través del programa “Reconversión Agrícola” en Chiapas se pretendió aumentar el PIB convirtiendo 700,000 ha de tierra con sistema tradicionales de siembra de maíz-frijol, considerados como poco provechosos, a sistemas altamente rentables (El Herald de Chiapas, 2009). Entre estos últimos se consideran cultivos como banano, papaya o tomate bajo sistemas alternativos, pero también la siembra intensiva de piñón para la generación biocombustibles, lo cual sugiere un aumento de uso de plaguicidas en el futuro (Valero-Padilla et al., 2012).

México se ha comprometido a garantizar la protección de la población y del medio ambiente de peligros de los plaguicidas a través de la firma de los convenios de Estocolmo, Róterdam y Basilea.¹ Además, siendo México miembro de TLCAN y de la Organización para la

¹ El convenio de Estocolmo es un acuerdo internacional que regula el tratamiento de las sustancias tóxicas. El Convenio de Róterdam es un acuerdo en el cual los países se comprometen a garantizar la protección de la población y el medio ambiente de los posibles peligros de los

Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE), es instando a establecer programas de evaluación y comunicación de riesgo por uso de plaguicidas, tal como lo hacen la mayoría de los países miembros (INECC, 2010). No obstante, a pesar de lo anterior, en México aún no se han logrado los avances requeridos en la disminución de riesgos por el uso de plaguicidas, lo cual en gran parte se ha atribuido a la debilidad de las políticas en la materia (Vilas-Ghiso y Liverman, 2007., Hansen y Juarez., 201).

En materia de evaluación y monitoreo de riesgos ambientales por plaguicidas no se han establecido oficialmente programas nacionales para este propósito, debido a condiciones económicas y tecnológicas limitadas (Vilas-Ghiso y Liverman, 2007). Si bien desde el 2007 se ha planeado la implementación del Programa Nacional de Evaluación y Monitoreo Ambiental de Plaguicidas (PRONAME), ésta aun no es una tarea que se realice sistemáticamente (INECC, 2010). Una de las principales limitantes para la implementación de programas como el PRONAME, es que se requiere de un gran presupuesto y tiempo para analizar la mayoría de sitios con agricultura intensiva, los cuales son cada vez más numerosos. El aumento de uso de plaguicidas, los compromisos de disminuir los riesgos por plaguicidas y las limitadas condiciones económicas y tecnológicas para implementar programas de evaluación de riesgos, colocan a México en una posición difícil. Por una parte, se requiere aumentar la producción agrícola y, al mismo tiempo, disminuir los riesgos que esto implica, a bajo costo y en poco tiempo. El uso de modelos predictivos en la toma de decisiones puede servir como herramienta para determinar situaciones de riesgo rápida, fácil y económica. No obstante en México, como en otros países de Latinoamérica no se implementan este tipo de modelos.

Otra limitante en la política pública respecto al uso de plaguicidas, se da al comunicar a la población los riesgos que la utilización de estas sustancias implica para la salud humana. Frecuentemente, los profesionales de salud claman que los mensajes que se transmiten a la población, no influyen en su comportamiento de respecto a los riesgos en el uso de plaguicidas. Lo anterior se ha atribuido a que la percepción pública del riesgo difiere ampliamente de la percepción que tienen profesionales de la salud y científicos (Barraza et al., 2012). Una condición necesaria para que los programas de comunicación de riesgos tengan impacto en el comportamiento de la población, es que en el diseño de estos programas se tome en cuenta el

plaguicidas y otros productos químicos altamente peligrosos. Asimismo, en el Convenio de Basilea, los países garantizan proteger el medio ambiente y la salud humana de los efectos derivados de los movimientos transfronterizos y la eliminación de los desechos peligrosos y de otro tipo de desechos.

entendimiento público del riesgo (Frewer, 2004). Se ha documentado que los expertos en plaguicidas (ej. investigadores y tomadores de decisiones) tienen una perspectiva técnica, en la cual el conocimiento adquirido mediante educación formal se asume como única forma de entendimiento y, por lo tanto, subestima otras formas de conocimiento (Wynne, 1996). En consecuencia, las investigaciones sobre percepción y los programas de comunicación de riesgos, generalmente diseñados por investigadores y tomadores de decisiones, difícilmente reconocen el conocimiento de la población que no cuenta con educación formal. En México se comienza a incluir la percepción pública del riesgo en el diseño de los programas de comunicación. No obstante, los alcances de estos programas aún son limitados (Idrovo, 2005) ya que éstos son basados en estudios de percepción de riesgo realizados en los que predomina la perspectiva técnica. Superar las limitantes mencionadas anteriormente representa un reto importante, tanto para las políticas agrícolas, como de protección contra riesgos sanitarios, las cuales deben ser fortalecidas.

Para enfrentar problemas complejos desde la política pública, tales como el riesgo ambiental y a la salud por el uso de plaguicidas, en varios países se utilizan modelos (matemáticos, estadísticos y conceptuales, entre otros) para identificar los factores comunes que explican cierta problemática en condiciones diversas (Bossel, 1991, Schoell y Binder, 2009). El uso de modelos capaces de predecir el riesgo por plaguicidas forma parte de los programas de manejo de riesgos de Estados Unidos y países europeos, debido a que permiten identificar riesgos de manera rápida y económica (Van den Meent y De Bruin, 2007). Estos modelos no son muy aplicables a varios países latinoamericanos debido a que consideran condiciones ambientales de clima templado y no de ambientes tropicales y esto puede influir en los resultados de l modelo. De acuerdo con lo anterior, es necesario desarrollar sistemas de modelación para análisis de riesgo ambiental por uso de plaguicidas en climas tropicales. El uso de modelos conceptuales o teóricos para la comunicación de riesgos es menos frecuente (Schoell y Binder, 2009). Algunos autores afirman que un enfoque social, en el que se reconozcan diferentes tipos de conocimiento sin dar mayor jerarquía a alguno de ellos, permite un mejor entendimiento de la percepción de la población (Blok, 2008). En este sentido, un modelo conceptual basado en un análisis con enfoque social que describa los factores que inciden en la percepción de riesgo, podría servir de fundamento para el diseño de políticas que incluyan de mejor manera la percepción que la población tiene al respecto.

Con base en lo anteriormente expuesto, en este trabajo de investigación se abordan las siguientes preguntas de investigación:

Pregunta 1. Dados los limitados recursos económicos y tecnológicos para la evaluación de riesgos ambientales en México, ¿Es posible crear un método de modelación que de manera práctica y de bajo costo sea capaz de predecir el riesgo y evaluar los efectos de dicho riesgo en ecosistemas acuáticos en ambientes tropicales?

Pregunta 2. Dado que las diferencias entre las percepciones de riesgo de los actores involucrados en el manejo de plaguicidas dificultan los programas de comunicación de riesgos y, a partir de un enfoque social, tal como se describe anteriormente, ¿A través de un análisis con enfoque social, podría construirse un modelo conceptual que permita comprender los elementos que influyen en la percepción de riesgo y que no han sido reconocidos en otros estudios? A partir de estas preguntas de investigación los objetivos de esta tesis doctoral son:

Objetivo general: Proponer métodos de evaluación de riesgo ambiental y de análisis de percepción de riesgos por el uso de plaguicidas que apoyen al diseño de políticas en evaluación y comunicación de riesgos en México.

Objetivo Específico 1. Desarrollar un método de modelación que utilice datos fáciles de obtener para predecir posibles concentraciones ambientales de plaguicidas (PEC), así como los posibles efectos que estas concentraciones podrían implicar para los ecosistemas de agua dulce en ambientes tropicales.

Objetivo Específico 2. Analizar las diferencias y similitudes en la percepción de riesgos por uso de plaguicidas en agricultores, trabajadores agrícolas y expertos técnicos como extensionistas, desde una perspectiva social, que permita analizar la percepción de riesgo sin dar jerarquía diferente a uno u otro tipo de conocimiento. Ello con el fin de construir un modelo conceptual que sirva de base para el diseño de programas de comunicación de riesgo.

En relación con los objetivos específicos planteados se plantean las siguientes hipótesis.

Hipótesis 1. Es factible desarrollar un método de modelación que pueda mostrar un comportamiento lógico y resultados razonables para ambientes tropicales. De afirmarse esta hipótesis, dicho método de modelación podría representar el fundamento para un sistema de modelación que sirva como herramienta para realizar estudios preliminares en los programas de evaluación de riesgos por el uso de plaguicidas en México.

Hipótesis 2. Un análisis de percepción de riesgos basado en un enfoque social, ayuda a construir un modelo conceptual que indique los factores sociales que determinan la percepción de riesgos y que no han sido identificados en otros estudios de investigación. De afirmarse esta hipótesis, el método de modelación podría representar el fundamento para el diseño de políticas públicas más cercanas a la realidad de la población.

La relevancia social de esta investigación radica en la necesidad de discutir estrategias de evaluación y comunicación que permitan disminuir los riesgos por plaguicidas para el medio ambiente y para la población. Académicamente, este trabajo contribuye a la discusión en torno a los métodos de evaluación de riesgos ambientales por el uso de plaguicidas, específicamente en ecosistemas tropicales (Sánchez-Bayo, 2011) y en países en desarrollo (Brena et al., 2005). Asimismo, aporta elementos para la discusión en torno a la diferencia entre la percepción pública y de los comunicadores del riesgo sobre el uso de plaguicidas (Blok et al., 2008).

Las preguntas de investigación planteadas en este trabajo nos llevan a abordar el tema del riesgo por el uso de plaguicidas desde una perspectiva ambiental y social; y para ello se realizaron dos estudios. El primero consistió en una evaluación ambiental de cuerpos de agua cercanos a zonas de agricultura y, el segundo, en un análisis de la percepción de los diferentes actores involucrados en el uso y manejo de plaguicidas. Ambos casos de estudio fueron realizados en el estado de Chiapas, debido a que es uno de los estados con mayor actividad agrícola en el país. Se investigó el uso de plaguicidas en dos fincas de producción de banano de la región del Soconusco, así como en ejidos de producción de tomate de la región Frailesca de Chiapas. Se eligió banano y tomate debido a que son especialmente vulnerables a las plagas y, por lo tanto, son cultivados bajo el uso intensivo de plaguicidas (Orozco-Santos, 2004).

En el primer capítulo de esta tesis se describen los antecedentes y se explica ampliamente la problemática que se aborda en esta tesis. En el segundo capítulo se describen detalladamente los métodos de recolección de datos ambientales y sociales para la realización de los dos estudios. En el capítulo tres se da una reseña de los resultados y de los aportes más relevantes de los dos estudios para la implementación de programas de evaluación ambiental y de comunicación de riesgos. En el capítulo cuatro se discute la aplicabilidad de los aportes de ambos estudios en la región. En el capítulo cinco se dan las conclusiones y las recomendaciones que se desprenden del presente trabajo. En el capítulo seis se anexan los dos artículos que se han producido con la presente tesis doctoral (uno ya publicado y otro en proceso de revisión).

Capítulo 1. Marco conceptual

Para describir los antecedentes de la problemática que se aborda en esta tesis, primeramente se presentan las implicaciones referentes al uso de plaguicidas en el modelo de desarrollo agrícola implementado en México y específicamente en Chiapas. Posteriormente se presentan algunas cifras que describen los efectos del uso de plaguicidas en la salud del medio ambiente y de la población. Enseguida se presenta una revisión de los programas de protección contra riesgos por el uso de plaguicidas, específicamente los programas de evaluación y comunicación de riesgo por el uso de estas sustancias. Por último, se muestran herramientas metodológicas de modelación como opciones para la protección contra el riesgo por el uso de plaguicidas.

a. Intensificación agrícola y sus implicaciones para el medio ambiente y la salud

La mayoría de los alimentos en el mundo son producidos bajo el modelo de intensificación y tecnificación agrícola de la denominada “revolución verde” que promueve el uso de plaguicidas químicos (Ruttan, 1998). En un principio, este modelo se consideró exitoso debido al aumento en la producción de alimentos. No obstante, con la publicación de “La Primavera Silenciosa” (Carlson, 2002), libro que documentó los efectos negativos que tienen los plaguicidas en la salud humana y en el medio ambiente, el modelo de la revolución verde empezó a cuestionarse. A partir de entonces y hasta ahora, diversos trabajos de investigación han estudiado los efectos del uso de plaguicidas en la agricultura, evidenciando la contaminación en el medio ambiente, que destruye la salud humana y la de los ecosistemas. Lamentablemente, a pesar de todos los perjuicios que el uso de plaguicidas en la agricultura causa, el modelo agrícola promovido por la revolución verde sigue siendo visto como un modelo dominante de desarrollo (Schreinemachers et al., 2012). Muchos países latinoamericanos como México, Costa Rica y Colombia, entre otros, han basado sus políticas de producción en el modelo agrícola de tecnificación e intensificación, con el objetivo de aumentar las agro-exportaciones y con ello, la economía local. Este modelo agrícola se ha vinculado con un incremento en la importación de

plaguicidas (Villafuerte-Solís, 2001), y con la ocurrencia de daños ambientales y a la salud humana en Latinoamérica (OPS, 2002).

En México, el modelo de intensificación agrícola comenzó en los años 50 del siglo pasado, cuando los plaguicidas fueron introducidos al país. A pesar de que en zonas agrícolas del Bajío, norte y sur de México el uso de plaguicidas ha tenido graves consecuencias para el ambiente y la salud de las personas, el modelo agrícola de intensificación es utilizado como opción de desarrollo. Un ejemplo de lo anterior es el caso de la región del Soconusco en Chiapas, donde desde principios de los años 50 se produjo algodón bajo sistemas de monocultivo con un uso intensivo de DDT, entre otros plaguicidas (Murray, 1994). Como resultado, los suelos se degradaron tanto que dejaron de ser productivos. A mediados de los años 70 se otorgaron apoyos a productores para sembrar banano bajo sistemas intensivos en la región, donde ahora se rocían altas cantidades de mancozeb e insecticidas carbamatos (Orozco-Santos, 2006). Varios estudios de la zona han documentado la existencia de residuos de DDT (Alegria et al., 2000., Wong et al., 2008, 2010) que ponen en riesgo a la población a padecer efectos genotóxicos por exposición ambiental a plaguicidas. A lo anterior habría que sumar los riesgos de intoxicaciones agudas y efectos neurotóxicos que tienen los insecticidas carbamatos que son utilizados actualmente en la región. De esta manera en México, como en otros países de ingreso medio, las políticas orientadas a la intensificación agrícola conducen al aumento en el uso de plaguicidas y, por lo tanto, a un mayor riesgo ambiental y de la salud humana (Schreinemachers et al., 2012).

Tomando en cuenta que el uso de plaguicidas se relaciona con el dominio de áreas de cultivo con sistemas intensivos y orientados a la agro-exportación (Schreinemachers et al., 2012), las expectativas de que disminuya el uso de plaguicidas en México parecen ser muy bajas. Las políticas agrícolas no solo incentivan el aumento de sistemas intensivos para agro-exportación como se describe anteriormente, además dan muy poco y deficiente apoyo a la implementación de sistemas alternativos de uso de plaguicidas (Villafuerte-Solís, 2001). Un ejemplo es el programa “Reconversión Agrícola” en Chiapas, que otorga apoyo económico a productores para que transformen sus cultivos de maíz-frijol, a banano, papaya o tomate cultivados bajo sistemas alternativos entre otros sistemas de producción (El Herald de Chiapas, 2009). Si bien dicho programa propone sistemas orgánicos o basados en el control integrado de plagas, éste no brinda la capacitación suficiente para implementar estos sistemas, siendo que campesinos que han

cultivado maíz tienen poco conocimiento sobre cultivos de exportación. Lo anterior da como resultado que los campesinos no obtienen producción suficiente y no logran comercializarla y, por ende, regresan a sistemas de agricultura convencional (Valero-Padilla et al., 2011). De esta manera, un gran número de campesinos, quienes trabajan la mayor parte de la superficie agrícola sembrada, y quienes potencialmente podrían implementar sistemas orgánicos, mejor prefieren usar plaguicidas.

b. Uso, regulación y manejo de plaguicidas en México y Chiapas

En México no existe un inventario de plaguicidas, por lo que no se cuenta con información exacta sobre la cantidad de plaguicidas utilizados en el país. Se ha hecho una estimación en la cual se plantea que desde los años 60 del siglo pasado el uso de plaguicidas ha ido en constante aumento (Albert, 2005). En el periodo de 1960–1982 el uso de plaguicidas aumentó poco más de cuatro veces y las importaciones de estas sustancias registró un incremento constante entre 1988-1992 (Ceceña et al., 1994). Schreinemachers et al. (2012) estiman que en el periodo de 1990- 2009 se intensificó el uso de plaguicidas hasta en dos puntos porcentuales. El 80% de los plaguicidas utilizados en el país se concentra en estados agrícolas como Sinaloa, Chiapas, Veracruz, Jalisco, Nayarit, Colima, Sonora, Baja California, Tamaulipas, Michoacán, Tabasco, Estado de México, Puebla y Oaxaca (Albert 2005). Los plaguicidas más utilizados son los organofosforados, carbamatos, bupiridilos (Tinoco-Ojanguren et al., 1998, Albert, 2005, Hernández-González et al., 2007, Blanco-Muñoz y Lacasaña, 2011).

Desde sus inicios, el uso de plaguicidas en México se ha dado en un marco de regulación deficiente (Vilas-Ghiso y Liverman, 2007). Con la entrada en vigor del Tratado de Libre Comercio con Estados Unidos y Canadá se esperaba que las condiciones de regulación de plaguicidas mejorara y con ello disminuyera su uso (Williams y Shumway, 2000). Estas expectativas se basaban en que: Por un lado, las normas mexicanas se fortalecerían a través de la creación del grupo técnico sobre plaguicidas del TLC, el cual se concentraba en la eliminación del uso de plaguicidas como DDT y clordano. Por otro lado, los estrictos estándares de sanidad de alimentos estadounidenses y canadienses en los que se analizan residuos de plaguicidas, obligarían a los productores mexicanos a reducir las aplicaciones de estas sustancias en sus

cultivos. No obstante, a pesar de que nuevas reglamentaciones entraron en vigor con el TLC, éstas no son aplicadas en la práctica (Vilas-Ghiso y Liverman, 2007). Por ejemplo, a pesar de que la comercialización de los plaguicidas paratión-etílico y el EPN (nombre comercial, Asantox) ha sido prohibida en México desde 1991, siguen apareciendo en los registros de importación de los años 1988-1992 (Ceceña et al., 1994). Asimismo, estudios recientes han documentado que plaguicidas prohibidos en México tales como el DDT, metil-paratión, metamidofós, clorpirifos y endosulfán, aún son utilizados (Blanco-Muñoz et al., 2011). En resumen, la persistente falta de regulación de plaguicidas, en combinación con la libre comercialización de estas sustancias a consecuencia del TLC, ha favorecido el incremento del consumo de plaguicidas en México.

El manejo de plaguicidas en el campo de México, tal como en otros países latinoamericanos, se ha caracterizado por sobredosis en los cultivos y prácticas de aplicación que favorecen el aumento de los riesgos al medio ambiente y a la salud humana (Castillo et al., 2006., Ramirez-Legarreta y Jacobo-Cuellar, 2002). En el norte del país se han registrado excesos de aplicaciones de plaguicidas hasta del 217% en cultivos de manzana (Ramirez-Legarreta y Jacobo-Cuellar, 2002). Asimismo, se ha calculado que hasta el 71% de las intoxicaciones agudas por plaguicidas ocurren durante la aplicación de los mismos. Dichas intoxicaciones se han relacionado con actitudes poco cuidadosas durante su uso, como rociar los plaguicidas a contra del viento, no usar protección o fumar a la hora de aplicar, ingerir comida en el campo, no bañarse ni lavarse las manos después de fumigar. Un estudio realizado en Guerrero revela que el 17% de los trabajadores aplicaban el plaguicida entre 10:00 am y 3:00 pm, horas no recomendables según las buenas prácticas agrícolas y el 4% (n=303) fumaba mientras fumigaba (Cortes-Genchi et al., 2008). En un estudio realizado en Chiapas con productores de tomate, Tinoco-Ojanguren et al. (1998) se observó que todos los trabajadores estudiados comían en el campo. Otro estudio realizado con campesinos de Oaxaca, Puebla y Estado de México, evidenció que solo 5 de 29 campesinos que realizaron mezcla de plaguicidas usaron guantes y solo tres usaron máscara (Blanco-Muñoz y Lacasaña, 2011).

c. Riesgos ambientales por el uso de plaguicidas.

El excesivo uso de los plaguicidas en la agricultura representa una amenaza grave para el equilibrio ecológico, de manera particular para los ecosistemas acuáticos y terrestres aledaños a las áreas de cultivo. Después de ser aplicados a los cultivos, el plaguicida cae directamente y se acumula en el suelo y cuerpos de agua aledaños a la zona de cultivos. El plaguicida remanente en el suelo provoca pérdida de biodiversidad, lo cual deteriora su calidad productiva, ya que se mueren los microorganismos de la materia orgánica (Geissen et al., 2010). La acumulación de plaguicidas en agua puede afectar la vida de la flora y fauna acuática que sirve de base de la cadena alimentaria (Varo et al., 2002, Castillo et al., 2006). El plaguicida acumulado en suelo puede ser transportado por medio del proceso de lixiviación a agua subterránea y aguas superficiales más lejanas a la zona de aplicación (Kamrin, 1997). Según su composición química, los plaguicidas pueden persistir en el ambiente (persistencia), acumularse en un organismo e incluso aumentar su concentración en función del tiempo (bioconcentración) y a lo largo de la cadena trófica (biomagnificación) (Castillo et al., 2006). Los plaguicidas más persistentes y con mayor potencial de bioconcentración y magnificación son los organoclorados, como el DDT, el cual puede permanecer en el medio ambiente hasta 60 años (Kelce et al., 1995). Cuando un plaguicida se degrada, puede resultar en la liberación de metabolitos que pueden ser incluso más tóxicos que la propia sustancia activa del plaguicida. Por ejemplo, aunque el fungicida mancozeb ha sido considerado relativamente inofensivo, durante su degradación se libera el metabolito ETU (etilentiourea), el cual posee actividad teratogénica, cancerogénica y mutagénica (Melgar-Valdez et al., 2008, Geissen et al., 2010). Otro ejemplo lo constituye el DDT, que al degradarse libera metabolitos más tóxicos que el propio DDT (Herrera-Portugal et al., 2005). Todas estas características de los plaguicidas provocan alteraciones ecológicas que pueden perdurar varios años.

Implicaciones en México y Chiapas.

En México se han documentado serios daños al medio ambiente en prácticamente todas las zonas del país debido al uso de plaguicidas, muchos de los cuales se dan en la vida acuática. En el noroeste y sur de México, residuos de plaguicidas organoclorados como endosulfán, lindano y DDT se han registrado en desagües agrícolas que desembocan en lagunas costeras (González-Farías et al., 2002, Alegría et al., 2008). Esta contaminación por este tipo de plaguicidas puede ocasionar disminución de la fotosíntesis de macroalgas y plantas acuáticas tales como la *Halophila* y *Halodules* sp (Peters et al., 2009). También en el noreste se han encontrado residuos de 3-hidroxicarbofuran (18 g/L) y metiocarb (5.4 g/L) en aguas superficiales y subterráneas de la región (García de Llasera et al., 2001). Ambos compuestos son metabolitos del insecticida carbofuran, el cual es altamente tóxico y se le ha relacionado con envenenamiento de aves a través de la cadena alimenticia (Crocker et al., 2005). En el sureste del país se han detectado niveles de ETU en aguas superficiales (22.5 mg L⁻¹) y subterráneas (4.3 mg L⁻¹) cercanas a cultivos de banano (Geissen et al., 2010) que amenazan la vida de invertebrados y algas acuáticas (WHO, 1988). En la misma región se ha encontrado que la degradación del Mancozeb resulta en acumulación de manganeso (Mn) en sedimentos en cifras de 20 000 mg L⁻¹, lo cual significa un nivel extremadamente tóxico para la micro fauna acuática (Melgar et al., 2008). Además, como resultado de la presencia de residuos de plaguicidas en cuerpos de agua, se ha documentado la bioacumulación de plaguicidas en peces (Favari et al., 2002) y en patos (Von Osten et al., 2005), así como la presencia de graves amenazas a la vida en el suelo de esta región. En el centro del país se han registrado residuos de plaguicidas organoclorados como el DDT y toxafeno en suelo (.066-69 ng g⁻¹), de la cual una fracción es liberada al aire (6.2-230 pg m⁻³) en concentraciones dañinas al medio ambiente (Wong et al., 2008, 2010). Todos estos hallazgos muestran la necesidad de implementar medidas que disminuyan los efectos que el uso de plaguicidas tiene para el medio ambiente.

En Chiapas, varios estudios han documentado contaminación ambiental por plaguicidas, especialmente en la zona del Soconusco, debido a su intensiva actividad agrícola (SAGARPA, 2009). Por ejemplo, en suelo y aire de la región se han identificado residuos elevados de DDT, toxafeno y clordanos (Alegría et al., 2006, 2008, Wong et al., 2008, 2010). Estos residuos han sido dispersados por medio de la volatilización, contaminando áreas mayores, por lo cual

Soconusco es considerada como zona de origen de contaminación por toxafeno y endosulfán, lo cual es una amenaza al medio ambiente de toda la región (Wong et al., 2008, 2010). Además, en complejos lagunares se han encontrado residuos de DDD ($2,0 \text{ g L}^{-1}$), DDE (247 ng g^{-1}) y endosulfán (814 ng g^{-1}), los cuales llegan a contaminar sitios con actividad de pesca (Hernández-Romero et al., 2004). En Chiapas pocos estudios han evidenciado efectos en el ambiente debidos a la presencia de plaguicidas poco persistentes, como fungicida mancozeb e insecticidas organofosforados. En un estudio en el que se aplicó un modelo para calcular el riesgo ambiental por plaguicidas, se concluyó que las cantidades estimadas de plaguicidas clorotalonil, mancozeb y paraquat representan alto riesgo para la vida acuática (Hernández-Hernández et al., 2007).

d. Riesgos a la salud por uso de plaguicidas.

La exposición a plaguicidas utilizados en cultivos tiene efectos negativos en la salud de campesinos, trabajadores agrícolas y familias que viven en áreas agrícolas (Azzarof et al., 1999). Los efectos que los plaguicidas tienen en la salud dependen de la dosis de exposición y el tiempo que la persona está expuesta a la sustancia. Cuando una persona se expone a altas dosis en poco tiempo, puede sufrir intoxicaciones agudas que pueden llevar a la muerte u ocasionar daño definitivo en su sistema nervioso (Savage et al., 1988, Rosenstock et al., 199). Según cifras de la Organización Panamericana de la Salud, más del 50% de las intoxicaciones agudas por plaguicidas ya sean intencionales (por suicidios) o no intencionales (por exposición ocupacional o por accidentes) se presenta en países en desarrollo (OPS, 2002). Las intoxicaciones agudas por exposición ocupacional han sido un problema de salud pública en países latinoamericanos. Por ejemplo, en El Salvador y Nicaragua la tasa de intoxicaciones por exposición ocupacional durante 1998-2000 fue de 35 por 100,000 habitantes (Thundiyil et al., 2008). En el periodo de 2000-2007, en Ecuador se reportó un promedio de 6,418 intoxicaciones por año, con un aumento progresivo de 2,123 intoxicaciones por exposición ocupacional en cultivos de banano y flores (González-Andrade et al., 2010). No obstante, estudios recientes reportan que el número de intoxicaciones agudas por ingesta inducida de plaguicidas en todo el mundo va en aumento, especialmente en el sureste asiático (Gunnell et al., 2007).

Cuando una persona se expone a plaguicidas, aún a bajas dosis, puede resultar en enfermedades crónicas de tipo neurológico (Ezkenazi et al., 1999), genético (Athernon et al., 2009), reproductivo (Hanke et al., 2004) y hormonal (Goldner et al., 2010), así como enfermedades respiratorias (Alavanja et al., 2004). Estudios recientes han relacionado un mayor riesgo de bronquitis crónica por exposición crónica a plaguicidas organoclorados, organofosforados y carbamatos (Hoppin et al., 2007). Un estudio de cohorte prospectivo realizado en Carolina del Norte, Estados Unidos, constató 495 casos de cáncer de próstata en agricultores que aplican plaguicidas. La tasa de incidencia estandarizada respecto a la edad encontrada en dicho estudio fue de 1.14, IC95% 1.05-1.24) (Alavanja et al., 2003). También se han observado daños a la salud de personas que no están expuestas ocupacionalmente, pero que viven en áreas agrícolas. Por ejemplo, en Estados Unidos se han encontrado daños en el desarrollo neurológico de niños que viven en zonas agrícolas, lo cual se atribuye a la aplicación de insecticidas organofosforados o carbamatos (Ezkenazi et al., 1999). Asimismo, se han encontrado residuos de DDT en tejido adiposo, lo cual es un probable factor etiológico de cáncer mamario en mujeres que viven en áreas agrícolas (Wolff et al., 1993).

Los efectos que tienen los plaguicidas también dependen de las propiedades toxicológicas de la sustancia, así como del estado de salud de la persona expuesta. Los plaguicidas organoclorados, organofosforados y carbamatos han sido considerados como responsables de efectos negativos en la salud humana (Lacassie et al., 2001). Los plaguicidas organoclorados son sustancias altamente persistentes en el ambiente y son muy afines a las grasas, por lo que la exposición ambiental a estas sustancias resulta en la acumulación de estos residuos en el tejido graso del cuerpo. Asimismo, daños en la función reproductiva de las personas expuestas también han sido atribuidos a la exposición a este tipo de plaguicidas (Safe, 2004, Beard, 2006). Por su parte, los plaguicidas organofosforados y carbamatos se distinguen por ser poco persistentes en el ambiente y por tener propiedades neurotóxicas. La exposición a este tipo de plaguicidas provoca la inhibición de la enzima acetilcolinesterasa, la cual controla la transmisión de los impulsos nerviosos, por lo que su inhibición produce daño en el desempeño neuropsicológico (Ezkenazi et al., 1999, Jaga, y Dharmani, 2003). Además, características físicas de las personas expuestas como un deficiente estado de salud y nutricional, las hace más propensas a presentar efectos más graves ante menores dosis de exposición a estas sustancias. En este sentido, niños con algún grado de desnutrición son sumamente vulnerables (Wilson y Tisdell., 2001). Debido a ello, las

intoxicaciones por plaguicidas han sido muy relacionadas a condiciones de pobreza de una población (Dinham y Malik, 2003).

Implicaciones en México y Chiapas.

Desde 1970 en México se han observado afecciones en la salud de la población por el uso de plaguicidas en la agricultura. No obstante, son muy pocos los registros oficiales que existen al respecto (Salas et al., 2000). Según el Sistema Único de Información para la Vigilancia Epidemiológica (SUIVE) de la Secretaría de Salud, las intoxicaciones agudas en México aumentaron de 3,849 a 3,902 entre 2003 y 2005 (Hernández-González et al., 2007). Las causas del tipo de intoxicación son variables, pues en diferentes sitios del país se han encontrado resultados contrastantes. En un estudio realizado en Yucatán se documentó que el 79% de los casos de intoxicación analizados (n= 33) fueron auto-inducidos (Durán-Nah et al., 2007), mientras que un estudio en Morelos reveló que la mayoría de los casos de intoxicación fueron de carácter ocupacional (72% n=28) (Hernández-González et al., 2007). El punto de coincidencia en ambos estudios, así como en la mayoría de los casos de intoxicación aguda registrados en México, es que las intoxicaciones ocurrieron con plaguicidas organofosforados (Quintanilla-Vega et al., 2010).

Respecto a daños crónicos no se tienen registros oficiales; sin embargo, varios estudios han demostrado daños por plaguicidas en la población de prácticamente todas las regiones del país (Salas et al., 2000). Un estudio en el 2001 realizado en Veracruz, reveló la existencia de residuos de DDT en calostro (leche materna) (Waliszewski et al., 2001), así como en testículos de hombres expuestos a plaguicidas (Szymczynski et al., 2009). En Coahuila se observó que el 47% de los trabajadores agrícolas expuestos a plaguicidas (n=64) presentaron valores anormales de lutropina y gonadotropina, hormonas sexuales importantes en la producción de testosterona (Recio et al., 2005). En Durango se encontró que más del 30% de los trabajadores agrícolas expuestos a plaguicidas organofosforados presentaron fragmentación de ADN en esperma, mientras que este porcentaje en población no expuesta ocupacionalmente fue tan solo del 9.9% (Sánchez-Peña et al., 2004). Asimismo, en una investigación efectuada en Yucatán se encontró que los trabajadores agrícolas expuestos tres meses antes del estudio presentaron menor

movilidad del espermatozoides ($p < .05$) y mayor fragmentación del ADN ($p < .025$) (Pérez-Herrera et al., 2008).

En Chiapas no se tiene información exacta acerca de ocurrencia de intoxicaciones agudas, y el origen de estas, sin embargo, se ha reportado que en áreas rurales uno de los métodos más comunes de suicidio es la ingesta de plaguicidas (Hunt et al., 1999). Respecto a daños a la salud por exposición crónica, algunos estudios documentan daños a la salud por plaguicidas organoclorados, principalmente DDT. Un estudio realizado en la región del Soconusco evidenció que el 47% de los hombres estudiados ($n=116$) presentaron bajos niveles de condensación de cromatina espermática relacionada a la exposición de DDT y DDE (de Jager et al., 2006). En un estudio más, también efectuado con niños de áreas rurales, se encontró que el 75% de los niños estudiados ($n=261$) tenía ciertos niveles de hexaclorociclohexano en sangre (Trejo et al., 2012), el cual es el ingrediente activo principal del insecticida Lindano y que se ha documentado que puede causar daños hepáticos, neurológicos o inmunológicos (ATSDR, 2006). Una menor cantidad de estudios reportan daños por plaguicidas organofosforados y carbamatos, aun cuando estos plaguicidas son de los más utilizados en la región (Tinoco Ojanguren et al., 1998). Otros estudios han documentado disminución de la enzima colinesterasa en sangre (la cual es necesaria para la transmisión de impulsos nerviosos del cuerpo), como resultado de la exposición a insecticidas organofosforados y carbamatos.

En 1998 se realizó un estudio con 65 trabajadores agrícolas de tomate, de los cuales 8% mostraron una disminución del 20% de actividad de la enzima colinesterasa durante el periodo de exposición y 12% de individuos mostraron disminución del 20% en la concentración de dicha enzima en sangre. Lo anterior implica mayor riesgo de tener daño neurotóxico de los plaguicidas organofosforados en la salud de los campesinos (Eskenazi et al., 1999). En 2005 un trabajo de investigación determinó que el 13% de 45 niños estudiados entre 8-14 años que ayudan a sus padres en las labores agrícolas, presentaron bajos niveles de colinesterasa. La disminución de la enzima se relacionó con haber ayudado en el trasplante del almacigo de tomate, lo cual sugirió que la vía de exposición fue el contacto con suelo contaminado resultante de la aplicación de insecticidas como el Furandán en el suelo, antes de ararlo (Ríos, 2005). En resumen, el uso de plaguicidas en los estos estudios mencionados anteriormente, aunado a las condiciones de pobreza en la que vive la población, hacen al estado de Chiapas especialmente vulnerable a los daños a la salud por el uso de plaguicidas (Hunt et al., 1999).

e. Programas de protección contra riesgos por plaguicidas.

Ante el daño ambiental y a la salud humana que los plaguicidas han provocado a nivel mundial, instancias internacionales como la Organización Mundial de la Salud (OMS) y la OCDE han puesto especial atención en los programas de protección de riesgos por plaguicidas. El objetivo de estos programas es el de salvaguardar a los ecosistemas y la salud de la población ante los efectos que tienen estas sustancias tóxicas. Para lograr este objetivo, los programas de protección contra riesgos generalmente se basan en tres fases de trabajo en las que intervienen tomadores de decisiones, científicos y población (van Leeuwen y Vermiere, 2007):

1) *Evaluación de riesgos* que debe ser seguido de un plan de manejo de riesgos y un plan de comunicación de riesgos (Figura 1). La evaluación de riesgos es el proceso de análisis de datos científicos que tiene por objetivo describir la forma y características del riesgo. Dicho proceso involucra diferentes tareas: a) Identificación del tipo de contaminantes presentes en el medio ambiente, b) Análisis sobre los efectos que la presencia de estos contaminantes causan al ambiente y a la salud de las personas, c) Determinación de la dosis a la cual el medio ambiente y la población se encuentran expuestos (cantidad de contaminante presente en el ambiente), d) Caracterización de los riesgos que implica la dosis determinada al medio ambiente y a la salud. Hay dos métodos para evaluar el riesgo por plaguicidas: uno que se basa en dosis de exposición determinadas en campo y otro que se basa en dosis de exposición estimadas a través de modelos. El primer método se basa en análisis y experimentos científicos por medio de los cuales se determina el daño en el ambiente. Los resultados de estos estudios son muy exactos y específicos del sitio de estudio pero tardan en ser obtenidos, son costosos y arrojan resultados técnicos que muchas veces tomadores de decisiones no pueden interpretar. En este trabajo llamaremos a este tipo de métodos de evaluación de riesgo “métodos experimentales”. Por su parte, en la estimación por medio de modelos le llamaremos “métodos de modelación”. En estos métodos se predice un rango de dosis de exposición y daño ambiental a partir de datos ya existentes, tales como características del ambiente y rutas de exposición, entre otros. Los resultados de estos modelos son menos exactos que los análisis de mediciones en campo, pero se obtienen de forma rápida, a bajo costo y, algunos de ellos, arrojan datos entendibles para los tomadores de decisiones. Además, los modelos permiten identificar factores clave que, dadas ciertas condiciones ambientales o sociales inciden en el riesgo y, con base en ello, los resultados pueden ser

extrapolados a sitios con condiciones similares y se pueden proyectar diferentes escenarios de riesgo. En contraste, resultados de estudios más sensibles como los experimentales, las condiciones tendrían que ser exactamente las mismas para ser comparables y no permiten crear escenarios de riesgo. Esta última característica es de suma importancia para la toma de decisiones y diseño de políticas públicas.

2) *Manejo de riesgos*. Es el proceso de tomar de decisiones relacionadas con el riesgo por el uso de plaguicidas para desarrollar acciones reguladoras que protejan a la población de los efectos de estas sustancias. Este proceso tiene por objetivo evaluar un riesgo determinado, por medio de evaluaciones previas considerando aspectos legales, políticos, sociales y económicos, e involucra las tareas de: a) Clasificar el riesgo, b) Analizar los peligros y beneficios de una u otra política, c) Establecimiento de un plan de reducción de riesgos, d) Monitorear y revisar la política de riesgos.

3) *Comunicación de riesgos*. Es un proceso interactivo entre la población expuesta, los tomadores de decisiones y los evaluadores del riesgo. Sus principales tareas son: a) Involucrar a la población expuesta informando y analizando en conjunto las políticas de riesgo a la población, b) Definir el riesgo en un lenguaje común para los actores involucrados, c) Clarificar las diferencias en el entendimiento del riesgo entre tomadores de decisiones, científicos y población expuesta.

La relación entre estas tres fases antes mencionadas es muy estrecha, ya que la evaluación de riesgos requiere información de los programas de manejo que se quiere proteger y hasta qué punto se requiere proteger. A su vez, en el manejo de riesgos las decisiones se toman con base a la información provista por los programas de evaluación de riesgos. La comunicación de riesgos vincula los procesos de evaluación y manejo de riesgos, pues expone los resultados de las evaluaciones hechas por científicos para la formulación de políticas por tomadores de decisiones y a su vez transmite éstas a la población (van Leeuwen y Vermiere, 2007) (Figura.1).

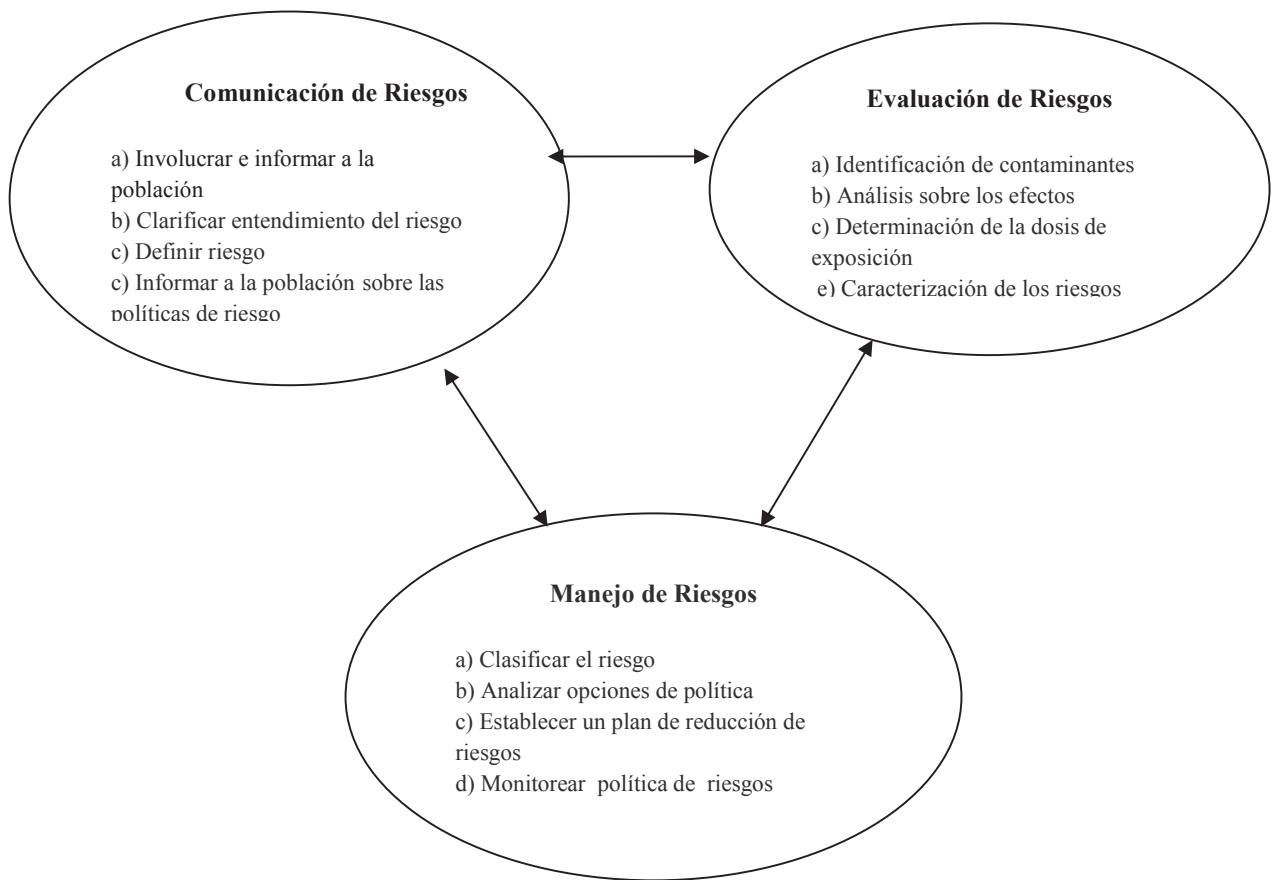


Figura 1. Etapas de un programa de protección contra riesgos por el uso de plaguicidas (van Leeuwen y Vermeire, 2007)

Varios factores pueden determinar el éxito o fracaso de los programas de protección contra los riesgos por el uso de plaguicidas. Uno de estos factores es la comunicación entre los actores involucrados en el uso de dichas sustancias. La falta de entendimiento entre los tomadores de decisiones, científicos y población expuesta como actores involucrados en el manejo del riesgo por plaguicidas, resulta en un proceso de comunicación de riesgos deficiente. La falta de entendimiento se puede dar entre científicos y tomadores de decisiones, generalmente debida a las diferentes perspectivas entre los dos actores (Idrovo, 2005., Lebel, 2002). Por un lado, los científicos tienden a tener una perspectiva “tecnocrática” en el que la ciencia es asumida como la única verdad y poco toman en cuenta los aspectos prácticos que influyen en los resultados de las evaluaciones de riesgo. Además, generalmente se centran en detalles que muchas veces no son necesariamente básicos para instaurar una política de prevención de riesgos, y hablan en un lenguaje técnico que no siempre resulta entendible para los tomadores de decisiones (Wynne, 1996). Por otro lado, estos últimos tienden tener una perspectiva “decisionista”, la cual asume que la información científica es incompatible con la realidad y poco eficiente. Por lo tanto, generalmente los resultados de las evaluaciones son poco tomados en cuenta en la formulación de políticas (Arnoldi, 2009). La deficiente comunicación entre estos dos actores, derivada de las diferentes perspectivas de científicos y tomadores de decisiones, puede resultar en diseño de políticas de riesgo que no son aplicables a la realidad, o bien, que no están basadas en información científica. Ante tal situación, se ha recomendado que se establezcan claramente los límites y roles de cada actor desde un principio (van Leeuwen y Vermeire, 2007).

De igual manera, comunicación deficiente también se da entre actores que son considerados como “expertos” (científicos y tomadores de decisiones) por un lado, y los considerados como “no expertos” (la población expuesta) por el otro. Varios estudios atribuyen esta comunicación deficiente a las diferencias de percepción de riesgo de cada uno de ellos (Barraza et al., 2011). Estas diferencias resultan en que los programas sean poco dirigidos a las necesidades de la población y que más bien pretendan alinear la percepción de la población expuesta, a la de los “expertos” (Blok, 2008). Debido a lo anterior, se ha propuesto que los programas de comunicación de riesgos se basen en las investigaciones sobre diferencias en la percepción de riesgos entre los diversos actores (Frewer, 2004).

Otro problema que afecta el funcionamiento de los programas de riesgo, es la escasa integración de aspectos ambientales y de salud en las etapas de manejo y comunicación (Idrovo,

2005). Tomando en cuenta que el riesgo ambiental y de salud tiene los mismos determinantes, es decir, el mismo proceso causa-exposición al humano y al ambiente, la política de riesgos debería basarse en una perspectiva que integre ambos aspectos. Se recomienda que, por razones prácticas, el proceso de evaluación de riesgos se realice por separado (van Leeuwen y Vermeire, 2007). No obstante, en los procesos de manejo y comunicación de riesgos, sí se requiere que se integren estas dos perspectivas para plantear opciones de política que sean más aplicables a la realidad (Bridges, 2003).

Evaluación de riesgo ambiental por uso de plaguicidas en México y Chiapas.

Los programas de protección de riesgos ambientales y a la salud por el uso de plaguicidas en México han permanecido en una etapa incipiente por varios años. Antes de los años noventa, la protección de riesgos en México se basaba exclusivamente en la regulación del uso de plaguicidas a través de la ahora extinta Subsecretaría de Regulación y Fomento Sanitario, adscrita a la Secretaría de Salud (COFEPRIS, 2006). En el marco de la firma del TLCAN y del ingreso de México a la OCDE, se creó la Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios (COFEPRIS). Desde su creación en el 2001, la COFEPRIS ha trabajado en coordinación con el Grupo de Trabajo Técnico sobre Plaguicidas (GTT-TLCAN) y con el Foro de plaguicidas de la OCDE, para armonizar los procesos de evaluación y regulación de plaguicidas entre los países integrantes del TLCAN y OCDE (Vilas-Ghiso y Liverman, 2006). Sin embargo, el proceso de armonización de estos programas ha sido difícil por las diferentes condiciones económicas y tecnológicas de los países pertenecientes al TLCAN y OCDE para evaluar el riesgo por plaguicidas. En México, los Límites Máximos de Residuos (LMR) no son determinados a través de procesos de evaluación de riesgos, sino que estos límites son copiados de las regulaciones de otros países, ello no obstante que el comportamiento de los plaguicidas varía según las condiciones ambientales de cada sitio y, por lo tanto, los LMR podrían ser diferentes. En México tampoco existen programas de monitoreo de residuos de plaguicidas en el ambiente, por lo que no se tienen inventarios sobre exposiciones y riesgos implicados. En contraste, en la mayoría de los países miembros del TLCAN y de la OCDE se cuenta con programas establecidos de evaluación y monitoreo de riesgo (Hansen y Juárez., 2011). Las diferencias antes mencionadas se han debido principalmente a una menor capacidad económica y tecnológica de México en

comparación con Estados Unidos, Canadá y otros países miembros de la OCDE para implementar programas de evaluación y monitoreo de riesgos. Lo anterior ha colocado a México en una posición difícil en la que debe responder a exigencias internacionales como si fuera un país de ingreso económico alto, cuando en realidad tiene infraestructura tecnológica u organización institucional de país en desarrollo.

En los últimos años se han aumentado los esfuerzos para responder a los compromisos internacionales. En el 2007 se iniciaron actividades para iniciar el Programa Nacional de Monitoreo y Evaluación Ambiental (PRONAME). Este programa es implementado por el Instituto Nacional de Ecología, en coordinación con otras instancias gubernamentales como la COFEPRIS. El objetivo de este programa es el de establecer un sistema de monitoreo y evaluación de sustancias tóxicas basado en métodos experimentales, es decir, toma de muestras ambientales para realizar análisis de laboratorio y analizar por modelo de Montecarlo. Para tomar las muestras ambientales en el PRONAME se consideran 14 sitios en todo el país, de los cuales hasta el 2012 sólo se han evaluado los riesgos en cinco de los 14 elegidos para la prueba piloto del programa (INECC, 2010), ello a pesar de que un país como México, de gran tamaño y con diferencias geográficas entre regiones, necesitaría reforzar de manera considerable dicho programa. Además, considerando que el uso de plaguicidas se ve afectado por factores sociales, culturales y económicos entre otros, los distintos contextos socioeconómicos y culturales de cada región influyen en la situación de riesgo en cada región. Debido a lo anterior, difícilmente la geografía y las condiciones particulares de sus distintas regiones pueden estar representadas en 14 sitios. Por ejemplo, el riesgo y las estrategias de manejo pueden variar, desde los pequeños productores de maíz en el estado de México (Blanco-Muñoz et al., 2011), medianos productores de manzana en Chihuahua (Ramirez-Legarreta y Jacobo-Cuellar, 2002), hasta grandes productores de banano en Tabasco (Geissen et al., 2010). Evaluaciones de riesgo basadas en métodos experimentales en 14 sitios, tal como propone el PRONAME, puede brindar información muy específica de los sitios de estudio, pero que no necesariamente es aplicable para otras partes del país. Esto último limita la utilidad del PRONAME en la creación de medidas de manejo de riesgos en todo México, ya que las decisiones tomadas a partir del PRONAME no serían adecuadas en todas las situaciones del país. No es posible aplicar la misma política para disminuir el riesgo por uso de plaguicidas en cuerpos de agua aledaños a fincas tecnificadas de Chihuahua, que en fincas poco tecnificadas en la costa de Chiapas. Para obtener una evaluación

de riesgos representativa de todo el país con base a métodos experimentales, entonces deberían incluirse todos los sitios de riesgo y sus diferentes escenarios económicos, sociales y culturales que existen en México.

No obstante, esto requeriría de grandes inversiones económicas y tecnológicas que no existen en todas las entidades del país. Dada esta situación, es necesaria la implementación de métodos de evaluación de riesgo por uso de plaguicidas que sean rápidos y económicos. Asimismo, es necesario que el método de evaluación, en vez de proporcionar resultados específicos de un solo sitio de estudio, proporcione resultados aproximados que puedan ser comparables con sitios de condiciones similares y permitan simular escenarios de riesgo. En este sentido, los métodos de modelación podrían servir como herramientas para identificar áreas prioritarias de riesgo en México (Hansen y Juárez., 2011).

Chiapas, siendo uno de los estados con mayores carencias económicas y tecnológicas por un lado y, siendo un estado de gran importancia agrícola por el otro, es una entidad en la que se hace necesaria la implementación de programas de monitoreo y evaluación de riesgos. No obstante, tal como sucede en el resto del país, en Chiapas no se han implementado programas de evaluación y monitoreo de sustancias tóxicas y los riesgos que ello implica. Si bien en 2011 se propuso que algunos sitios de Chiapas se incluyeran en la pre-implementación del PRONAME, por ser un estado altamente agrícola, no se han especificado regiones o municipios agrícolas del estado para tal fin. Asimismo, se ha propuesto a la selva lacandona como un sitio con población vulnerable por ser zona con fuerte presencia indígena; sin embargo, esto no representa la mayoría de los indígenas en el país, e incluso del propio estado (COFEPRIS, 2006). Dado que Chiapas es uno de los estados con mayor diversidad ecológica y sociocultural, y a la vez con menor capacidad económica del país, es necesario desarrollar métodos de evaluación de riesgo por el uso de plaguicidas, que sean económicos y que permitan evaluar el riesgo en los diferentes escenarios del estado.

Comunicación de riesgos por uso de plaguicidas en México y Chiapas.

En los últimos doce años se han realizado esfuerzos en la implementación de programas de comunicación de riesgos por uso de plaguicidas en México. En el año 2000, derivado del plan de trabajo del Grupo Técnico en relación a Plaguicidas dentro del TLCAN (GTT-TLCAN), surgió el Proyecto Reducción de Exposición Laboral por Uso de Plaguicidas (PRELUP). Este programa consiste en acciones de vinculación, capacitación y comunicación de riesgos con los diferentes sectores involucrados (COFEPRIS, 2006). Dentro de las estrategias del PRELUP se implementó la metodología de comunicación de riesgos, la cual consiste en los siguientes cinco pasos: 1. Identificación de la zona de riesgo, 2. Estudio de percepción de riesgos, 3. Desarrollo de un plan de comunicación de riesgos, 4. Instrumentación de la campaña de comunicación de riesgos, 5. Evaluación del plan de comunicación de riesgos (INE, 2000., COFEPRIS, 2007a).

Una de las primeras experiencias de la implementación de metodología de comunicación de riesgos se tuvo en el 2006 en Sinaloa, donde se diseñó una encuesta para investigar la percepción de riesgos, la cual fue propuesta para aplicarse en otras regiones del país (COFEPRIS, 2006). Los principales resultados que arrojó esta encuesta son: el porcentaje de población que sabe leer y escribir en español, si utilizan o no algún tipo de equipo de protección personal, si saben qué son los plaguicidas, si saben cuándo una persona está intoxicada por plaguicidas, si se lava las manos y/o la cara antes de comer, si han recibido información acerca de los plaguicidas y, si quisiera saber más acerca de los plaguicidas, entre otros aspectos. A partir de la aplicación de esta encuesta, se concluyó que la población tiene poco conocimiento sobre el riesgo y, por lo tanto, se propuso que la información que guiaría el nuevo programa de comunicación de riesgos “Campaña de Comunicación de Riesgos” en México sería: ¿Qué son los Plaguicidas?, Formas de Exposición y Efectos a la Salud, Medidas de Prevención y Protección y ¿Qué hacer en caso de intoxicación? (COFEPRIS, 2007b).

En contraste con la nueva “Campaña de Comunicación de Riesgos”, algunos de los resultados que arrojaron otros trabajos de investigación, mostraron que los trabajadores agrícolas y campesinos mexicanos sí tienen cierto conocimiento sobre los riesgos de los plaguicidas: Un estudio realizado con trabajadores migrantes agrícolas en Estados Unidos (la mayoría de ellos mexicanos –entre un 94-98%) permitió documentar que los trabajadores sí reconocen a los plaguicidas como agentes tóxicos que pueden dañar su salud (Byrd et al., 2001., Elmore y Arcury

2001). Blanco-Muñoz et al. (2011) en un estudio realizado en los estados de México, Puebla y Guerrero, observaron que el 64% de los campesinos analizados reconocían a los plaguicidas como peligrosos para su salud; sin embargo, esto no se asoció con una actitud precautoria ante el riesgo. En otras palabras, el contraste entre las conclusiones de la encuesta sobre percepción de plaguicidas en Sinaloa y las de otras investigaciones, sugieren que las estrategias de los nuevos programas no son suficientemente apropiados para impactar en la conducta de los campesinos respecto al uso de plaguicidas y que se protejan de una mejor manera.

Tal como sucede en el resto del país, en Chiapas se observan contrastes entre las estrategias implementadas en los programas de comunicación de riesgos y la percepción de la población. Chiapas fue uno de los primeros estados en los que se implementó el PRELUP y con ello la “Metodología de comunicación de Riesgos”. En el marco de este programa, en el 2005 se inició la campaña de comunicación de riesgos en la comunidad bananera de Miguel Alemán, en la región del Soconusco, Chiapas. Previo a la implementación de esta campaña, se estudió la percepción de riesgos y, al igual que en el caso de Sinaloa, se concluyó que las personas no creen que exponerse a plaguicidas implique riesgos para su salud (COFEPRIS, 2007a). No obstante, en Chiapas una de las formas de suicidio en las áreas rurales, entre ellas el Soconusco, es precisamente con la ingesta intencional de plaguicidas (Tinoco-Ojanguren y Halperin-Frisch., 2001). Asimismo, estudios en otras regiones de Chiapas reportan que el nivel de conocimiento de riesgos, no es un factor determinante del comportamiento poco cuidadoso al usar los plaguicidas. Son más bien otras influencias socioculturales, tales como el rol de género, la fortaleza para el trabajo, etcétera, las que determinan en mayor medida, dicho comportamiento (Hunt et al., 1999).

Los contrastes entre los mensajes transmitidos en el PRELUP y los resultados de estudios de percepción citados anteriormente, sugieren que los programas de comunicación no responden suficientemente a las necesidades de la población. Por un lado, la campaña de comunicación de riesgos no toma en cuenta el conocimiento local de la población (Frewer, 2004). Los estudios de percepción de riesgos generalmente están basados en el punto de vista del investigador o tomador de decisiones y, por lo tanto, los resultados difieren de la percepción real que tienen los usuarios de plaguicidas (Wynne, 2006). Debido a lo anterior, es necesario analizar la percepción de riesgo de la población desde una perspectiva neutral, es decir, sin dar mayor importancia a una perspectiva o a otra. Esto permitiría implementar programas de comunicación de riesgos que atiendan mejor las necesidades de la población. Por otra parte, tal como ya se mencionó

anteriormente, las desigualdades socioculturales y económicas entre distintos grupos sociales determinan en gran medida el comportamiento respecto a los plaguicidas, los cuales son diferentes y resultan en percepciones de riesgo muy distintas. De nuevo, en un país con profundas desigualdades socioculturales como México, las campañas de comunicación de riesgo no deberían basarse en estudios que describen la percepción de una población específica. En este sentido, es menester la realización de estudios que, basados en esquemas teóricos, faciliten la comprensión de la compleja realidad de la percepción de riesgo por plaguicidas y que, por ende, este esquema pueda ser aplicable a los diferentes contextos sociales en México.

f. Uso de Modelos la evaluación y el manejo de riesgos por plaguicidas.

Un modelo es una representación simplificada de la realidad de un sistema o proceso complicado para facilitar su comprensión (Taylor, 2000). En general, todos los modelos ayudan a definir preguntas y conceptos, así como a generar hipótesis sobre lo que se observa en la realidad (Taylor, 2000). Hay diferentes tipos de modelos, como los conceptuales, dinámicos y predictivos, entre muchos otros. Los modelos pueden ser más o menos cualitativos o cuantitativos, determinísticos, abstractos, e incluso empíricos. Para crear un modelo es necesario determinar un sistema, las partes que interactúan en él, así como identificar las relaciones y mecanismos de interacción de estas partes. Este proceso de construcción del modelo puede ser tan enriquecedor como el modelo en sí mismo, ya que en el procedimiento de su construcción se va teniendo una mejor visión de la información que se conoce, se adquieren nuevos conocimientos y todo ello permite alimentar mejor el modelo (por ejemplo, en nuestro caso, se obtuvo una mejor comprensión de cómo se dispersan los plaguicidas en el ambiente) (Taylor 2000). De esta manera, la modelación puede sugerir qué podría hacerse en el campo de estudio, pero también ayuda a elegir un camino a seguir para lograr cierto objetivo.

En este trabajo de investigación se propone el uso de modelos como un método para analizar el riesgo ambiental por plaguicidas, así como su utilización como base de los programas de comunicación de riesgo por plaguicidas. Los modelos de simulación son una de las herramientas importantes para tratar de entender los sistemas naturales (Bossel 1991). Por esta razón, en este estudio se usa un modelo predictivo para valorar los efectos de los plaguicidas en la fauna acuática. Por su parte, los modelos conceptuales son herramientas importantes para el

proceso de comunicación interdisciplinario (Heemskerk et al., 2003). Según lo anterior, en este estudio definimos un modelo conceptual que puede servir de base en el diseño de programas de comunicación de riesgos. A continuación se explica más detalladamente los beneficios de los modelos de simulación y los modelos conceptuales para la política pública, con respecto a la protección de riesgos por uso de plaguicidas.

El uso de modelos predictivos en la evaluación de riesgos tiene muchas ventajas, entre las cuales destaca que, a partir de pocos datos de campo, los modelos permiten: 1) predecir posibles escenarios futuros, 2) maximizar la utilidad de datos ya existentes combinando diferentes tipos de exposición en una misma estructura analítica, 3) considerar las diferentes vías de exposición, 4) reducir la necesidad de programas de monitoreo intensivo (Taylor et al., 2000). No obstante, existe una amplia discusión respecto a la confiabilidad de los resultados que arrojan los modelos de evaluación de riesgos, debido a que puede haber incertidumbre por los siguientes dos aspectos: 1) La falta de información adecuada y suficiente para alimentar los modelos, lo que da lugar al uso de juicios de expertos y datos estimados que son menos precisos que las mediciones; y, 2) Errores en el planteamiento del modelo y 3) que los parámetros que se consideran son dinámicos y no estáticos.

No obstante, varios autores documentan que, si se maneja adecuadamente la incertidumbre, los modelos son una opción ideal para la toma de decisiones, debido a que son económicos y prácticos para la comunicación de riesgos entre investigadores y tomadores de decisiones (van Leeuwen y Vermeire, 2007). Según Jager et al. (2001) la incertidumbre puede ser tratada a partir de dos enfoques diferentes: el probabilístico, el cual consiste en cuantificar la incertidumbre y, el enfoque determinístico, en el cual la incertidumbre no es cuantificada. En este último enfoque, el modelo se basa en parámetros que determinan el posible “peor escenario” y, de esta manera, las decisiones tomadas son dirigidas a prever la exposición (Ricci et al., 2004).

Los métodos de modelación son muy utilizados en los programas de protección de riesgos de países Europeos y en Estados Unidos para predecir riesgos ambientales y a la salud por el uso de plaguicidas (Fryer et al., 2007). En estos países se han creado modelos como E-Fast (EPA, 2007) y sistemas de modelación como EUSES (van Leeuwen y Vermeire, 2007) para hacer evaluar el riesgo ambiental por uso de plaguicidas a partir de pocos datos y de una forma rápida que apoye la toma de decisiones. No obstante estos modelos están generalmente basados en condiciones ambientales de climas templados. En México, como en la mayoría de los países

latinoamericanos, los programas de evaluación de riesgos están basados en métodos experimentales (Gutiérrez-Ribon et al., 2010, Ríos-Rojas et al., 2008, Torsi et al., 2009). Solamente algunos estudios en Latinoamérica plantean el uso de modelos basados en sistemas de información geográfica o herramientas de modelación de forma aislada, pero no forman parte de un proceso de evaluación. En Chile el modelo (Riesgo Ecológico por Aplicación de Plaguicidas) (Jerez et al., 2006) RECAP ha sido considerado en los programas nacionales de evaluación de riesgos por plaguicidas. Es paradójico que en Latinoamérica, donde hay menor capacidad económica y tecnológica, los programas de protección contra riesgos se basen más bien en sistemas experimentales que en los de modelación, siendo que estos últimos podrían ser un método eficaz para evaluar el riesgo debido a los pocos datos que se necesitan, así como su menor costo. Algunos autores han planteado la opción de utilizar modelos existentes en otros países (Nario et al., 2007), no obstante utilizar modelos que consideran condiciones ambientales de clima templado para evaluar el riesgo en regiones tropicales podría afectar los resultados de la evaluación.

El uso de modelos conceptuales en el diseño de programas de comunicación de riesgos permite explicar de manera clara la forma en que algunos de los factores que influyen en la percepción del riesgo de la población. Asimismo estos modelos pueden ofrecer un punto de partida inspirador y un principio rector de las discusiones sobre causalidad de los riesgos por plaguicidas. Lo anterior permite a los tomadores de decisiones comprender mejor la percepción pública del riesgo y, de esta manera, poder diseñar políticas públicas de comunicación de riesgo más eficientes (Heemskerk et al., 2003). La mayoría de los estudios en Latinoamérica describen la percepción de los campesinos; sin embargo, poco explican los factores que influyen en la percepción de los actores involucrados en el uso de plaguicidas (Barraza et al., 2009, Blanco-Muñoz y Lacasaña, 2011, Fonseca et al., 2007). Un estudio realizado en Colombia (Schoell y Binder, 2009) presenta un método para el análisis de percepción de riesgo basado en un modelo mental estructurado (SMMA) en el cual se incorpora la percepción de riesgo de los actores. No obstante, este modelo hecho en Colombia es aún explicado desde una perspectiva técnica. En México es necesario desarrollar un modelo conceptual que explique los factores clave que influyen la percepción de riesgos, con el fin de que sirva de base para el análisis de percepción de riesgos y el diseño de procesos de comunicación de riesgos.

Capítulo 2. Métodos

a. Área de estudio

Chiapas se ubica en la zona sur del país, colinda al norte con Tabasco, al este con Oaxaca y al Sur con la República de Guatemala. El territorio chiapaneco representa el 3.8% de la superficie total del país, tiene 300 Km de costa, una plataforma continental de 67,000 km² y un vasto complejo hidrológico. Chiapas es uno de los estados con mayor biodiversidad, pero también con mayor rezago socioeconómico del país (Tekelenburg y Ríos-González, 2009). La economía del estado depende en gran parte de las agro-exportaciones, aunque desde 1999 este sector ha mostrado un estancamiento, pues el PIB agrícola ha crecido por debajo de los cinco puntos porcentuales y en diversos años ha decrecido (Santacruz y Pérez-Villalba, 2009). El gobierno de Chiapas, para efectos de desarrollo de programas agrícolas (como el de reconversión agrícola, por ejemplo) categoriza la agricultura en el estado en los siguientes dos tipos: 1) La agricultura comercial con procesos de tecnificación altamente desarrollados, la cual se desarrolla básicamente en las regiones de mayor importancia agrícola como el Soconusco y Frailesca, con cultivos de exportación como el café, plátano y tomate. 2) La agricultura de subsistencia con procesos intensivos de mano de obra, la cual se desarrolla en todo el estado y abarca todos los cultivos (Ocon et al., 2010). En ambos tipos de agricultura, los productores compiten en condiciones desiguales. Pequeños productores que no tienen capital de inversión, ni suficiente conocimiento técnico sobre cultivos no tradicionales, así como relaciones sociales, políticas y mercantiles para colocarse en los mercados, compiten con grandes productores que sí tienen estas condiciones (Ocon, 2004).

Este estudio se enfoca a la agricultura comercial según la definición del Gobierno de Chiapas, debido a que estos sistemas de producción participan en más programas de apoyo agrícola, a través de los cuales se estimula el uso de plaguicidas. El trabajo de campo se realizó en cultivos de banano de la región Soconusco y cultivo de tomate de la región Frailesca. De los sistemas de banano y tomate de agricultura comercial se estudiaron grandes productores con sistemas tecnificados, medianos productores con sistemas semi-tecnificados y pequeños productores con sistemas poco tecnificados (ver Tabla 1).

El Soconusco

La región del Soconusco se ubica en el extremo sudeste del estado, colindando con Guatemala, entre la costa y la sierra madre de Chiapas. Cuenta con una superficie de 5,475 km², que representa el 7.2% del total de la entidad. El perfil topográfico de esta zona es muy variable, pues la altitud máxima es de 4,064 msnm (volcán Tacaná) y la mínima de 0 msnm (franja de la costa).

Debido a las diferentes altitudes de la región, existe variabilidad en el clima, el cual va desde el cálido-húmedo en la costa, hasta el templado-húmedo en las faldas de la sierra y frío en los puntos más altos. La temperatura media anual varía de 13-30° C con una precipitación promedio de 1,200 milímetros en época de secas y 4,500 en época de lluvias. La población es mayoritariamente mestiza (INEGI, 2005). Gran parte de las tierras cultivables pertenece a fincas de café, banano y flores entre otros. Un fenómeno muy particular en el Soconusco es la migración centroamericana, la cual es 92% de temporal –ya que su destino final es Estados Unidos– mientras que sólo el 5% de los migrantes centroamericanos quedan en México para trabajar (Santacruz y Pérez-Villalba, 2009).

Desde principios del siglo XIX hasta los inicios del siglo XXI, la agricultura de exportación ha sido el pilar fundamental del desenvolvimiento económico soconusquense. Dentro del sector agroexportador uno de los cultivos económicamente más importantes ha sido la siembra del banano, del cual se distinguen dos etapas de desarrollo: uno de 1930-1950 y otro de 1970-hasta la fecha. Durante la primera etapa la superficie sembrada se incrementó notablemente, pasando de 710 has en 1930 a 5 mil has en 1940 y las exportaciones pasaron de 27,700 toneladas en 1935 a 100,000 en 1946. En este periodo, el proceso productivo era de agricultura intensiva con alto uso de plaguicidas, entre ellos organoclorados y estaba controlado por empresarios con capital extranjero (principalmente por la United Fruit Company). En los años 50 las plantaciones de banano fueron convertidas a cultivos de algodón; no obstante, la crisis algodonera de 1960 (véase marco conceptual) dio lugar al restablecimiento de plantaciones de banano en 1970. De esta manera comenzó la segunda etapa de desarrollo en la cual, a diferencia de la primera, la superficie de banano sembrada ha sido mayor, pero ha tendido a disminuir: Por ejemplo, de 1999 al año 2002, dicha superficie disminuyó de 10,602 a 8,653 has (Santacruz et al., 2011). En esta etapa el proceso de producción está en manos de productores locales, quienes implementan un modelo agrícola basado en la ampliación de la superficie bajo riego y uso intensivo de fungicidas,

como el mancozeb e insecticidas carbamatos (Ocón, 2009). En los últimos dos años, la Asociación de Bananeros del Soconusco firmó diversos contratos de venta con transnacionales como Chiquita Brand y Dole (Ocon, 2009). En suma, la vocación histórica de exportación de banano en la región, la mayor tecnificación de los sistemas de banano y los nuevos contratos con exportadoras de banano, hacen prever un aumento en la intensificación de este cultivo en la región.

La Frailesca

La región Frailesca es un valle situado entre la zona central del estado y la Sierra Madre de Chiapas. Cuenta con una superficie de 8,311 Km², que representa el 11% del total de la entidad. El intervalo de altitud varía entre los 550 y 2,600 msnm. Debido a las diferentes altitudes, existe variabilidad en el clima, aun cuando el 95% del territorio tiene clima cálido y solo el 5% tiene clima templado-húmedo. La temperatura media anual varía de los 16 a los 28° C y la precipitación promedio anual es de 1,025 milímetros (INEGI, 2005). La mayor parte de la tierra cultivable se encuentra en manos de pequeños productores agrícolas, la población es mayoritariamente mestiza y existen enormes desigualdades socioeconómicas hacia su interior (Cuero, 2011., Ochoa Díaz-López et al., 1999).

Desde la década de los años 60 y hasta los años 80 del siglo pasado, la Frailesca fue el primer lugar nacional en producción de maíz, misma que se dirigió al mercado nacional, por lo cual ha sido considerada como “el granero de México”. Los cultivos de mayor importancia han sido el maíz, frijol y calabaza, seguidos por hortalizas como chile y tomate. No obstante, a partir del 2007 se ha observado una pérdida de dinamismo en la producción de granos, por lo que las políticas agrícolas se han dirigido impulsar la siembra de hortalizas, específicamente tomate (Appendini, 2008).

En términos generales, los sistemas de maíz, al igual que los del tomate son de subsistencia, pero a la vez orientados al mercado, pues la producción está dominada por pequeños productores que, dada la alta productividad de sus cultivos, han sido apoyados por programas gubernamentales (Bellon et al., 2007). Estas políticas han hecho que los productores de la región se beneficien en términos de intensificar su producción y adquirir bienes; sin embargo, no los han

provisto de capacidades para construir sus propios medios para producir sin la necesidad de estos subsidios. Lo anterior ha resultado en que la intensificación de los cultivos promovida por los programas agrícolas, se ha convertido en una estrategia de subsistencia para los productores de la región (Hellin et al., 2012). Los programas de apoyo están dirigidos a la conversión de hectáreas de sistema maíz y frijol a sistemas no tradicionales, como el tomate (ver marco conceptual). En consecuencia, dadas estas políticas agrícolas, las perspectivas para esta región son de una mayor intensificación y uso de plaguicidas en sistemas de cultivo como el tomate.

b. Objeto de estudio

El presente estudio se enfocó en sistemas de producción de banano en el Soconusco y de tomate en la Frailesca, por ser cultivos representativos de cada región. En términos generales, los sistemas de banano tienden a ser claramente más tecnificados que los sistemas de tomate de la Frailesca. Los sistemas de banano son monocultivos dirigidos por un solo dueño o una asociación de productores bajo un sistema de finca, mientras que los sistemas de tomate son parcelas de pequeños propietarios que trabajan en un sistema de ejido. Este estudio no pretende hacer una comparación entre los dos sistemas de banano y de tomate, sino más bien busca describir el riesgo y la percepción del uso de plaguicidas en fincas de banano y comunidades donde se siembra tomate, cultivos característicos de las regiones de estudio. Dentro de ambos sistemas de producción se observan distintos niveles de tecnificación, por lo que en este estudio se seleccionaron tres sistemas de producción con tres diferentes niveles de tecnificación (alto, mediano y bajo) para ambos tipos de cultivo. De esta manera, se obtuvieron seis sitios de estudio: Finca de banano altamente tecnificada, Finca de banano medianamente tecnificada, Finca de banano poco tecnificada, Cultivo de tomate altamente tecnificado, Cultivo de tomate medianamente tecnificado y Cultivo de tomate poco tecnificado, cuyas características se muestran en las Tablas 1 y 2. Para seleccionar los sitios de estudio se consultaron a diversos actores involucrados con la producción de banano y tomate en el Soconusco y la Frailesca, respectivamente. Los actores entrevistados para la selección y caracterización de fincas a incluir en el estudio fueron: 1) Investigadores de El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR) y de la Universidad Autónoma de Chiapas (UNACH), instituciones de educación superior con amplia experiencia en estudios de sistemas de producción agrícola en el Soconusco y la Frailesca, 2)

Miembros de las asociaciones de productores de banano y de tomate, 3) Trabajadores de la Secretaría de Desarrollo Rural (SDR).

Tabla 1. Características de las fincas de banano estudiadas en el Soconusco

	Gran productor- Altamente Tecnificado (La Esperanza)	Pequeño productor- Medianamente Tecnificado (Miguel Alemán)	Pequeño productor Poco tecnificado (Santa Cruz)
Cantidad de tierra por propietario	581 has.	503 has.	169 has.
Uso de insumos Externos	Uso de insumos externos y uso de plaguicidas	Uso eventual de insumos externos y plaguicidas	Uso eventual de insumos externos y plaguicidas
Capacidad de inversión	Alta capacidad de inversión en tecnología externa; generan su propia investigación sobre nuevos métodos de producción.	Tienen capacidad de inversión pero no generan su propia investigación sobre nuevos métodos de producción.	Tienen menor capacidad de inversión que los otros dos y no generan su propia investigación sobre nuevos métodos de producción.
Mano de obra	Contratación de Jornaleros	Principalmente familiar y en periodo de cosecha, contrata jornaleros	Exclusivamente familiar
Forma de organización	Hay un solo propietario-empresa	Es una asociación de productores.	Es una organización de productores.
Comercio	La producción es orientada más a exportación, y menos al mercado nacional	La producción es orientada más a mercado nacional y menos a exportación	La producción es orientada más a mercado local (en el estado) y menos a nacional.

* Los nombres entre paréntesis corresponden al nombre de la localidad/ejido estudiado en cada categoría de análisis
Fuente: Asociación Agrícola de Productores de Plátano del Soconusco

Tabla 2. Características de los cultivos de tomate estudiados en la Frailesca

	Gran productor- Altamente Tecnificados (Mundo Verde)	Pequeño productor- Medianamente Tecnificados (16 de Septiembre)	Pequeño productor Poco tecnificado (Agrónomos Mexicanos)
Cantidad de tierra por propietario	12 has.	5 has.	2 has.
Uso de insumos Externos	Uso de insumos externos y uso de plaguicidas	Uso eventual de insumos externos y plaguicidas	Uso eventual de insumos externos y plaguicidas
Capacidad de inversión	Alta capacidad de inversión en tecnología externa y generan su propia investigación sobre nuevos métodos de producción.	Tienen capacidad de inversión pero no generan su propia investigación sobre nuevos métodos de producción.	Tienen menor capacidad de inversión que los otros dos y no generan su propia investigación sobre nuevos métodos de producción.
Mano de obra	Contratación de Jornaleros	Principalmente familiar y en periodo de cosecha contrata jornaleros	Exclusivamente familiar
Forma de organización	Hay un solo propietario-empresa	Es una asociación de productores.	Es una organización de productores.
Comercio	Solamente mercado nacional	Más mercado nacional que a local (en el estado)	Solamente mercado local (en el estado)

* Los nombres entre paréntesis corresponden al nombre de la localidad/ejido estudiado en cada categoría de análisis
Fuente: Asociación Agrícola de Productores de Plátano del Soconusco

c. Diseño del estudio

Para contestar las dos preguntas de investigación de este trabajo de tesis (Pregunta 1. Dados los limitados recursos económicos y tecnológicos para la evaluación de riesgos ambientales en México, ¿Los métodos de modelación podrían representar una opción para predecir las posibles concentraciones, riesgos y efectos de la presencia de plaguicidas en ecosistemas acuáticos?; y, Pregunta 2. Dadas las diferencias de percepción de riesgos entre los actores involucrados en el uso y manejo de plaguicidas, ¿El análisis de percepción de riesgo basado en un enfoque social y utilizando métodos tanto cualitativos y cuantitativos permite definir un modelo conceptual que ayude a disminuir la brecha entre las diferentes percepciones de los actores?) se realizaron dos estudios. El primero consistente en una evaluación ambiental del riesgo por el uso de plaguicidas en cuerpos de agua cercanos a zonas de agricultura y, el segundo, en un análisis de la percepción de riesgo por plaguicidas de los diferentes actores involucrados en el uso y manejo de estas sustancias.

Primer estudio: Evaluación del riesgo ambiental

Descripción de los modelos utilizados

La evaluación ambiental se enfocó a valorar el riesgo al que están expuestos los ecosistemas acuáticos en los ríos cercanos a campos de cultivo. Para hacer esta valoración se utilizó el modelo PRIMET (Pesticides Risks in the tropics to Man, Environment and Trade) a través del cual es posible estimar el riesgo por uso de plaguicidas para ecosistemas acuáticos, entre otros aspectos.² En el PRIMET, la estimación del riesgo para ecosistemas acuáticos se basa en el cálculo de la concentración de plaguicidas que es transportada a los cuerpos de agua por deriva durante la aplicación de estas sustancias con aerosol.³ Esta concentración calculada en el cuerpo receptor se divide entre la concentración permisible para obtener la relación de exposición/toxicidad (ETR), la cual es clasificado en dos categorías: 1) “No riesgo”, cuando la

² Mediante el PRIMET también es posible estimar el riesgo que el uso de plaguicidas implica para ecosistemas terrestres, poblaciones de abejas, de artrópodos, así como por el uso de agua subterránea como agua potable y por consumo de productos que pueden contener plaguicidas.

³ En el PRIMET se asume que la mezcla de plaguicidas en el cuerpo de agua no ocurre inmediatamente, sino diez minutos después de estar en contacto con el agua. Con base a esto, la concentración estimada por PRIMET corresponde a la cantidad de plaguicida que entra en contacto con el río estudiado antes de que éste se distribuya totalmente en el cuerpo de agua.

exposición estimada es menor que la concentración permisible y, por lo tanto, el valor de ETR es menor a uno; y, 2) “Riesgo Considerable” cuando la exposición estimada es mayor que la concentración permisible y, por lo tanto, el valor de ETR es mayor a uno (Peeters et al., 2008, www.primet.wur.nl) (Figura 2). Esta categorización es una forma práctica y entendible de expresar los resultados, lo cual facilita el proceso de comunicación de riesgos entre científicos y tomadores de decisiones.

El PRIMET ha sido diseñado para evaluar riesgos en ambientes tropicales, debido a que considera el efecto de altas temperaturas. No obstante, algunas otras características de ambientes tropicales no son incluidas en este modelo, como altas precipitaciones y el consecuente proceso de escorrentía de suelo que esto conlleva. El PRIMET, en sus ecuaciones para calcular las concentraciones de plaguicidas en los cuerpos de agua, solamente toma en cuenta la deriva del rociado de estas sustancias como la única ruta de entrada a los cuerpos de agua. Sin embargo, en sitios tropicales con altas precipitaciones donde se cultivan productos como banano, el arrastre de plaguicidas por medio de escorrentía de suelos es una importante ruta de entrada de plaguicidas a cuerpos de agua. En este estudio, el PRIMET fue modificado para incluir en sus estimaciones ecuaciones por medio de las cuales fuese posible incluir la concentración de plaguicidas transportada a los cuerpos de agua por escorrentías (Anexo 1. Para más detalle, véase el capítulo 6 –artículo de la evaluación ambiental de riesgos). De esta forma, se obtuvo una estimación de la concentración total de plaguicidas en los cuerpos de agua, considerando dos de las más importantes rutas de entrada de plaguicidas en ambientes con alta precipitación: deriva durante la aplicación de plaguicidas con aerosol y por arrastre de estas sustancias por escorrentías. Una vez estimadas las concentraciones de plaguicida en los cuerpos de agua, se predijeron los efectos que la exposición a las dosis estimadas pudiera tener en el ecosistema acuático. Para ello se eligió el modelo PERPEST v.3 (Van den Brink et al., 2006; www.perpest.wur.nl). Este modelo, con base a efectos observados en experimentos previos, calcula la probabilidad de efecto de una cierta concentración de plaguicida en ocho bioindicadores estructurales (ej. algas y micrófitos, peces, insectos, macro-crustáceos, micro crustáceos, así como otros macro-invertebrados y rotíferos).

Los modelos PRIMET y PERPEST son una opción de bajo costo porque por un lado se obtienen de forma gratuita a través de la página web <http://www.pesticidemodels.eu/>. Por otro lado, la mayoría de los datos que requieren estos modelos son bibliográficos y algunos que son

parte de las estadísticas que normalmente se registran en países como México (se describen más adelante). Son sencillos de utilizar porque los datos se deben ingresar el modelo en la interfaz gráfica tanto de PRIMET como de PERPEST (ejemplo, ver Figura 2) y como resultado se presenta una interfaz de resultados gráficos que indican con color rojo el alto riesgo (ejemplo, ver Figura 3). Debido sus características los modelos pueden ser utilizados por investigadores, estudiantes, tomadores de decisiones y productores.

Colecta de datos

Para alimentar el modelo PRIMET se requirió coleccionar datos de las características ambientales del sitio (características de los ríos estudiados), datos de aplicación de plaguicidas en los sitios de producción estudiados, así como las características fisicoquímicas de los plaguicidas aplicados.

- 1) *Las características ambientales* requeridas son enlistadas en la Tabla 3. Para obtener la precipitación media anual y la temperatura ambiente, se realizó una búsqueda bibliográfica de los registros del Sistema Meteorológico Nacional (SMN) para el último año. A partir de estos datos se calcularon los valores promedio para la época de secas (Noviembre-Abril) y para la época de lluvias (Mayo-October) (SMN, 2000) (ver explicación más adelante). Para obtener otras características ambientales, tales como la velocidad de flujo, profundidad, anchura inferior, cuesta lateral y pendiente, se realizaron mediciones de los cuerpos de agua paralelos a las fincas estudiadas. Para ello, primeramente se determinaron tres sitios de medición en cada uno de los cuerpos de agua estudiados: uno a la altura del cultivo y los otros dos ubicados a tres kilómetros de distancia, a los lados opuestos del área de cultivo. En cada uno de los sitios elegidos se midieron las dimensiones de los ríos según la metodología del Programa de las Naciones Unidas para el Medioambiente y la Organización Mundial de la Salud (PNUMA-OMS, 1996). Los valores registrados en las tres estaciones de medición fueron promediados para estimar un solo valor que describiera la dimensión de los ríos en el trayecto cercano a la finca. Asimismo, en los tres sitios de medición se coleccionaron tres muestras de agua de los ríos estudiados y tres muestras de suelo del área de cultivo. Las muestras ambientales fueron analizadas en los laboratorios de El Colegio de la Frontera Sur, unidades Tapachula y San Cristóbal. La concentración de

sólidos suspendidos en agua fue determinada por el método fotométrico. La fracción de materia orgánica de los sólidos suspendidos fue determinada por el método de Walkley y Black (SEMARNAT, 2002). La densidad de tierra en seco fue determinada por el método de la probeta (SEMARNAT, 2002). Los resultados de los análisis fueron promediados para obtener un solo valor. Los datos de cada uno de los seis sitios de producción estudiados (tres fincas de banano y tres sitios de cultivo de tomate) fueron registrados en una ficha de medición elaborada de manera expreso para ello (Anexo 2).

Tabla 3. Características ambientales requeridas como insumos para el PRIMET.

Indicador	Unidad*	Fuente
Precipitación media anual	m/año	Bibliografía
Temperatura ambiente	K	Bibliografía
Longitud del cuerpo de agua	M	6000 metros *
Velocidad de flujo del cuerpo de agua	m/min	Medición
Profundidad del cuerpo de agua	M	Medición
Anchura inferior del cuerpo de agua	M	Medición
Cuesta lateral; horizontal/vertical	(-)	Medición
Concentración de sólidos suspendidos en agua	Kg/L	Muestreo
Fracción de materia orgánica en sólidos suspendidos en agua	g/g	Muestreo
Densidad de tierra en seco	Kg/dm ³	Muestreo

*Simbología: m/año: metros por año; K: Grados kelvin; M: metros; m/m: metros minuto; (-): grados de pendiente; Kg/L: Kilogramos de sólidos suspendidos por litro; g/g: gramos de materia orgánica sobre gramos de materia orgánica suspendida en agua; Kg/dm³: kilogramos de tierra por decímetros cúbicos de tierra

** Distancia fijada en todas los ríos muestreados para la realización de colecta de muestras

2) *Los datos de aplicación de plaguicidas* se investigaron a través de entrevistas estructuradas que estuvieron fundamentalmente enfocadas a llenar un formato de descripción de los esquemas de aplicación de plaguicidas. Estas entrevistas fueron dirigidas los responsables del control de plagas en cada uno de los seis sitios de producción estudiados. En el caso de las fincas de banano, las entrevistas se aplicaron a los ingenieros de producción y, en el caso de los sitios de cultivo de tomate, a los

pequeños productores. Durante estas entrevistas se les pidió a los entrevistados que describieran todas las estrategias de control (tipo de plaguicida, etapa de cultivo en que se aplica, meses de año, etcétera) para cada tipo de plaga del cultivo (Anexo 3).

- 3) *Las características fisicoquímicas de los plaguicidas aplicados* se investigaron en las bases de datos internacionales que describen las propiedades fisicoquímicas de los plaguicidas, tales como: *The Manual of Pesticides* (Tomlin, 2005) y *The Pesticide Data Base* (FOOTPRINT www.herts.ac.uk/aeru/footprint/).

Análisis de datos

El análisis de la información obtenida se basó en el criterio de simulación de un “peor escenario”. La simulación de un peor escenario, es una manera de aproximarse al análisis de riesgos ambientales, precisamente estimando un “riesgo mayor” con base al cual se puedan tomar de mejor manera decisiones preventivas del riesgo (van Leeuwen y Vermiere, 2007). Para aplicar el criterio del peor escenario, en este estudio se eligieron valores extremos de precipitación (SMN, 2011) y de intervalo de tiempo transcurrido entre un evento de aplicación y ocurrencia de escorrentía que favorecen el incremento de riesgo. De esta manera, se consideraron dos diferentes escenarios: uno para la época de secas en la que se consideró una precipitación $p=15$ mm/día y un intervalo de tiempo transcurrido $t=3$ días, y para la época de lluvias, de $p=45$ mm/día y $t=0.041$ días (1 hora).

Estos dos escenarios fueron analizados para las tres fincas incluidas en el estudio (alta, medianamente y poco tecnificadas) para época de secas y de lluvias, quedando las siguientes seis diferentes condiciones: Sistemas altamente tecnificados en escenario de lluvias y de secas, Sistemas medianamente tecnificados para época de lluvias y secas y, Sistemas poco tecnificados en época de lluvias y secas. Los datos colectados para cada finca fueron ingresados al modelo PRIMET para calcular las concentraciones de plaguicidas en cuerpos de agua resultante de la dispersión por rociado de estas sustancias en los cultivos (Figura 2). Asimismo, utilizando el programa Excel se calcularon concentraciones de plaguicidas que entran al cuerpo de agua por medio de escorrentías (ecuaciones 1-3) (Anexo1). Una vez teniendo las concentraciones de plaguicidas entrantes al cuerpo de agua por medio de dispersión y por medio de escorrentías, se calculó la concentración total de plaguicidas presente en el cuerpo de agua debido a las dos rutas de exposición (ecuación 4) (Anexo 1). Los valores de las concentraciones de plaguicidas que

fueron identificadas como de “alto riesgo” fueron ingresados al modelo PERPEST para calcular los posibles efectos (Figura 3). Los resultados de concentraciones, así como de probabilidades de daños a organismos acuáticos se compararon con la literatura consultada (SMN, 2011) y se analizaron según escenario (época de lluvias y de secas) y tipo de finca.

Para considerar si el modelo tiene un comportamiento razonable, se realizó una validación conceptual del modelo mediante consulta con expertos, en el tema de ecosistemas acuáticos y terrestres, quienes revisaron las ecuaciones, supuestos y parámetros utilizados. Para considerar los resultados del modelo como “razonables” estos fueron discutidos con datos provenientes de resultados experimentales de estudios realizados en ambientes tropicales (Van den Meent y De Bruin, 2007).

Figura 2. Interfaz gráfica del modelo PRIMET en donde se ingresan datos de características ambientales para calcular la concentración de plaguicidas en el cuerpo de agua resultante de dispersión por rociado en los cultivos.

Physical Scenario: Aquatic assessment input data

Select and Manage Aquatic Scenarios

banano alternativo (luvias)

Description:

Entrada a la página para ingresar datos sobre características de plaguicidas y su aplicación.

Datos de PRIMET

Parámetros requeridos de características físicas del cuerpo de agua.

Celdas para ingresar datos medidos en campo como: longitud, profundidad del cuerpo de agua, velocidad de flujo, entre otros

Compartimentos del modelo: análisis de plaguicidas en ecosistema acuático, terrestre, población de abejas, entre otros.

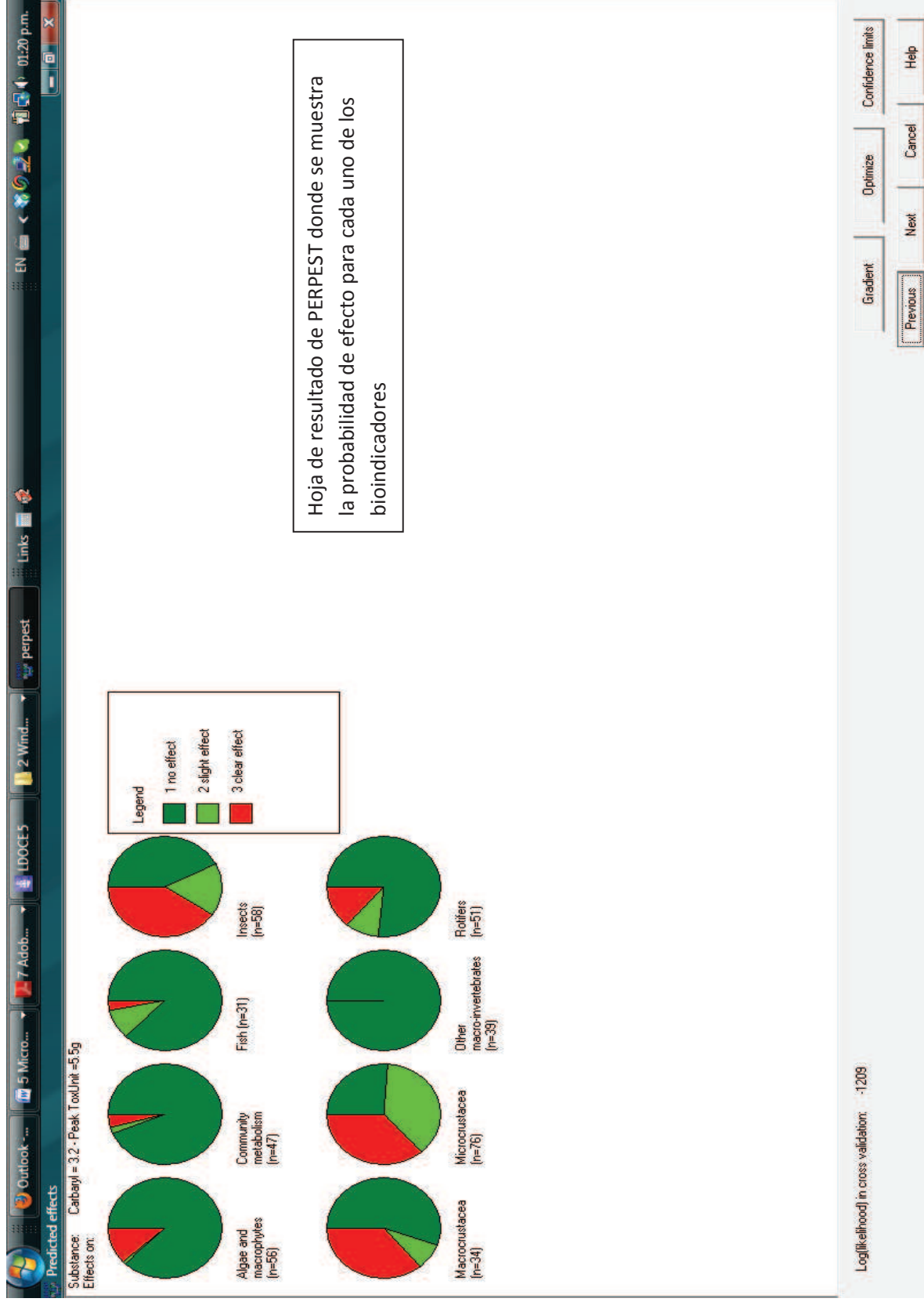
Parameter	Value	Unit
b	99,7	m
EF water, acute-algae	0,1	
EF water, acute-Daphnia	0,01	
EF water, acute-fish	0,01	
EF water, chronic-Daphnia	0,1	
EF water, chronic-fish	0,1	
h	1	m
L	6000	m
mom	0,027	B/g
s1	0,257	
ss	2,433E-5	kg/L
T	300	K
v	5,616E4	m/d

Input parameters physical description

$T, ss, m_{om,ss}$

Diagram showing water body parameters: h (height), s_1 (slope), b (width), L (length), and v (velocity).

Figura 3. Interfaz gráfica del modelo PERPEST sobre resultados.



Segundo estudio: Análisis de percepción de riesgos

En este estudio se analizó la percepción de los actores involucrados en el uso de plaguicidas desde una perspectiva lo más neutral posible. Para ello la metodología se basó en una combinación de métodos cualitativos y cuantitativos en dos fases. Primeramente se llevó a cabo el método cualitativo, que se basó en observaciones en campo y en la aplicación de entrevistas semi-estructuradas a diversos actores involucrados (grandes productores, pequeños productores, trabajadores agrícolas, extensionistas, profesionales de la salud e investigadores de manejo de plagas) en el uso de plaguicidas. En las entrevistas semi-estructuradas se abordaron los temas de: 1) toxicidad de plaguicidas, 2) la percepción del riesgo que implica el uso de estas sustancias, y a quién se culpa por el riesgo de los plaguicidas. Posteriormente se llevó a cabo el método cuantitativo, el cual consistió en la aplicación de encuestas estructuradas tipo Likert para cuantificar que tan representativas son las ideas expresadas en las entrevistas semi-estructuradas. Para ello se enlistaron las expresiones más típicas obtenidas durante las entrevistas semi-estructuradas y se preguntó al encuestado qué grado de acuerdo tenían con respecto a dichas expresiones: 1) totalmente de acuerdo, 2) de acuerdo, 3) ni de acuerdo ni en desacuerdo, 4) en desacuerdo, 5) totalmente en desacuerdo. El nivel de acuerdo o desacuerdo con estas expresiones fue analizado según variables de interés tal como se describe más adelante. El diseño metodológico descrito anteriormente permitió formular las preguntas en el discurso local, lo cual además de aumentar la comprensión por parte de los encuestados, también permitió preguntar sobre las afirmaciones elaboradas por investigadores que generalmente no se incluyen en este tipo de encuestas. De esta manera, consideramos que en nuestro estudio no dimos mayor autoridad ni a la posición del investigador, ni a la posición del agricultor o la del extensionista, con lo que el enfoque utilizado, permitió obtener una visión más clara sobre el origen y la dinámica de los diferentes tipos de conocimiento entre los actores involucrados en el uso de plaguicidas.

Colecta de datos

Las entrevistas semi-estructuradas fueron aplicadas a ocho productores agrícolas grandes (de sistemas altamente tecnificados), cuatro medianos y pequeños productores (de sistemas medianamente y poco tecnificados), cuatro trabajadores agrícolas, cuatro extensionistas (de dependencias de gobierno, así como de despachos agrícolas privados), cuatro profesionales de la salud (médicos comunitarios) y tres investigadores especialistas en el control de plagas que laboran en las regiones de

estudio. La entrevista semi-estructurada consistió en una guía de preguntas que comenzaba por abordar las razones del por qué y cómo comenzó el trabajo que cada uno de los actores desempeña, cuáles son las desventajas de su trabajo, cuál es su relación con los plaguicidas, qué piensan de estas sustancias y si las consideran de riesgo (Anexo 4). En este punto de la entrevista se abrió más la conversación para obtener información sobre las percepciones de los entrevistados. En caso de que la exposición a plaguicidas no hubiese sido mencionada por el entrevistado como una desventaja o factor de riesgo en su trabajo en la pregunta anterior (ver anexo 4), se preguntó al entrevistado por qué los plaguicidas no fueron considerados como un riesgo. Lo anterior permitió ahondar más sobre las ideas y percepciones de los entrevistados acerca de los plaguicidas.

Posteriormente se abordaron preguntas sobre la percepción de los entrevistados acerca de quién (qué tipo de actores involucrados) tiene la culpa de los riesgos por el uso de plaguicidas y el rol de otros actores en el problema de riesgos por plaguicidas. Finalmente, se hicieron preguntas sobre posibles alternativas al uso de plaguicidas, tales como el manejo integrado de plagas y la agricultura orgánica. No obstante que todas las entrevistas cubrieron los temas antes descritos, se diseñó una guía de cuestionario diferente para cada uno de los actores, debido a que las preguntas variaban necesariamente, según el rol de cada uno de ellos (para más detalles sobre las entrevistas, ver artículo de estudio social en el capítulo 4). Por último, cabe señalar que para realizar estas entrevistas se pidió el consentimiento de los entrevistados para grabar la entrevista. Solo cuatro de los 27 entrevistados no aceptaron grabar la entrevista, por lo que sus respuestas se escribieron en un diario de campo llevado ex profeso durante el trabajo de campo.

Por su parte, las encuestas tipo Likert fueron dirigidas a 99 medianos productores y a 96 extensionistas de las zonas Soconusco y Frailesca. El único criterio para seleccionar los encuestados fue: para el caso de los productores, que utilizaran plaguicidas; y, para el caso de los extensionistas, que en su trabajo estuvieran contacto directo con los productores. Se eligieron estos actores porque son quienes tienen un rol principal en el uso de plaguicidas, además de tener contacto frecuente entre sí. Estas encuestas consistieron en 30 aseveraciones que muestran actitudes de riesgo identificadas en las entrevistas semi-estructuradas (Anexo 5). A cada una de estas preguntas, el entrevistado debía contestar una de las siguientes opciones: totalmente de acuerdo, de acuerdo, ni de acuerdo ni en desacuerdo, en desacuerdo y totalmente en desacuerdo.

Análisis de datos

La información obtenida de las entrevistas semi-estructuradas fue analizada mediante el programa de análisis cualitativo NVivo versión 8.0. En este programa se transcribieron las entrevistas y fueron codificadas según el mensaje de cada aseveración, en dos tipos de afirmaciones: las que mostraron una actitud cautelosa ante el riesgo, y aseveraciones que denotaron una actitud negligente ante el riesgo (Figura 4). El número de afirmaciones demostrando actitud cautelosa y negligente ante el riesgo, fueron cuantificadas y analizadas según distintas variables de interés, como tipo de actor (grandes productores, pequeños productores, trabajadores agrícolas, extensionistas, profesionales de la salud e investigadores de manejo de plagas), nivel de escolaridad (baja escolaridad= secundaria no terminada y alta escolaridad=secundaria terminada o más)⁴.

Por su parte, las encuestas Likert se analizaron en el programa de análisis cuantitativo SPSS (Statistical Package of Social Sciences). La información fue capturada en una base de datos, misma que fue depurada para su análisis. La categoría de respuesta “ni de acuerdo ni en desacuerdo” obtuvo una frecuencia de respuesta sumamente baja, por lo que fue eliminada del análisis. Las categorías “totalmente de acuerdo” y “de acuerdo” fueron agrupadas en una categoría (“de acuerdo”), en tanto que las respuestas “totalmente en desacuerdo” y “en desacuerdo” fueron agrupadas en otra categoría (“en desacuerdo”). El “acuerdo” o “desacuerdo” con cada una de los reactivos incluidos en la encuesta fueron analizados según tipo de actor (productor o extensionista) y nivel de escolaridad de los productores (primaria completa o incompleta).⁵

⁴ Nivel de escolaridad de los actores: La categorización de esta variable se basó en el amplio rango de nivel escolar de todos los actores involucrados en el uso de plaguicidas: desde productores que no terminaron la primaria, hasta investigadores que cuentan con estudios de posgrado.

⁵ Nivel de escolaridad de pequeños productores: Esta clasificación se basó solo en el rango de escolaridad observada en los pequeños productores, el cual varió desde quienes no tenían primaria completa, a los que tenían carrera técnica.

Figura 4. Codificación de las afirmaciones obtenidas en las entrevistas en el programa NVivo

The screenshot displays the NVivo software interface. At the top, there is a menu bar with options like File, Edit, View, Go, Project, Links, Code, Format, Tools, Window, and Help. Below the menu is a toolbar with various icons for navigation and editing. The main workspace is divided into several panes:

- Sources:** A list of data sources including Internals, Externals, Memos, Search Folders, All Sources, and All Sources Not Embedded.
- Internals:** A table listing internal nodes with columns for Name, Nodes, and Create Modified. The table contains the following data:

Name	Nodes	Create Modified
A.B	137	04/10/2010 03:42 p.m. ARG 25/06 ARG
A.M	139	04/10/2010 03:42 p.m. ARG 25/06 ARG
D.DRAG	230	04/10/2010 03:43 p.m. ARG 25/06 ARG
D.JORAL	184	28/09/2010 10:37 a.m. ARG 25/06 ARG
doña ceta	142	04/08/2011 03:01 p.m. ARG 25/06 ARG
Dra. 16	127	28/09/2010 10:38 a.m. ARG 09/07 ARG
Enfermer	158	28/09/2010 10:50 a.m. ARG 25/06 ARG
- Text Document:** A large text area showing a document with several paragraphs. The text is partially highlighted in yellow. A callout box with a white background and black border points to a highlighted segment, containing the text: "Codificación de una entrevista con un extensionista." The text in the document includes phrases like "Quien les pide que se ponga tan complicada?", "NOM, seamos sinceros, una recomendación o una queja a la NOM es letra muerta.", and "programa campo limpio este año, para hacer énfasis en la educación."
- Bottom Panel:** A navigation pane with icons for Sources, Nodes, Sets, Queries, Models, Links, Classifications, and Folders. The status bar at the bottom indicates "ARG | 27 Items | Linked | Nodes: 230 | References: 294 | Read-Only | Line: 195 | Column: 0".

Capítulo 3. Resultados

Los resultados del estudio de evaluación ambiental de riesgo han sido documentados en el artículo de investigación “Using fate and effect models to estimate the environmental risk of pesticides in the humid-tropics: the case of three banana plantations with different technification levels in Southern Mexico” (Ríos-González et al., 2013a en revisión). Por su parte, los resultados del análisis de percepciones fueron publicados en “Pesticide Risk Perceptions and the Differences between Farmers and Extensionists: Towards a Knowledge-in-Context Model” (Ríos-González et al., 2013). A continuación se presenta una reseña de los principales resultados y discusión de ambos estudios. Para ver tablas y cuadros de resultados y conocer más detalles sobre ambos estudios, véase Capítulo 6 de este trabajo.

a. Primer estudio: Evaluación ambiental de riesgos.

En este apartado primeramente se describen los esquemas de aplicación de plaguicidas según los resultados obtenidos en las entrevistas estructuradas realizadas en las fincas estudiadas. Posteriormente se presentan las concentraciones de plaguicidas estimadas en los cuerpos de agua por deriva durante la aplicación de estas sustancias con aerosol, así como las cantidades de plaguicidas que son transportadas por escorrentías. Por último se señala la probabilidad de que las concentraciones de plaguicidas estimadas tengan un efecto negativo en la fauna acuática.

Esquemas de aplicación de plaguicidas

Según los resultados obtenidos en las entrevistas estructuradas, los esquemas de aplicación de los plaguicidas tienen las siguientes características: 1) En las tres fincas la forma de aplicación de plaguicidas varió según el tipo de plaguicidas. Los fungicidas son rociados sobre las plantas de banano con avioneta, mientras que los herbicidas y la mayoría de los insecticidas son rociados con mochila. Las excepciones son los insecticidas carbaryl y el nematicida carbofuran, los cuales son aplicados en granulados directamente al suelo en la finca poco tecnificada. 2) La aplicación de plaguicidas varió según la época del año. En la época de lluvias se realizan aplicaciones directas al suelo de herbicidas e insecticidas y se rocían diferentes fórmulas de fungicidas sistémicos sobre las copas de las plantas

debido a que hay mayor afluencia de plagas. En época de secas los programas de aplicación se basan prácticamente solo en el uso de fungicida de contacto como el mancozeb para prevenir las plagas. 3) En las tres fincas se usan plaguicidas prohibidos en otros países. Si bien la mayoría de los plaguicidas utilizados en las fincas estudiadas son autorizados en México, varios de ellos como el carbofuran, carbaryl, paraquat y el tridemorph son prohibidos en otros países debido al riesgo ambiental y sanitario que implica su uso (EU, 2003). 4) Se hace un uso excesivo de fungicidas. La mayoría de las dosis individuales correspondieron a las recomendaciones⁶ en la etiqueta de cada producto. No obstante, en las fincas alta y medianamente tecnificadas se superó por mucho la recomendación de 35 aplicaciones anuales para la región (Orozco-Santos *et al.*, 2006). El número de aplicaciones de fungicidas varió: en la finca altamente tecnificada se realizan 51 aplicaciones, 40 en la medianamente tecnificada y 29 en la poco tecnificada.

El programa de control de plagas fue muy diferente en cada una de las fincas estudiadas. Aunque la cantidad total de plaguicidas aplicados al cultivo es muy similar en las tres fincas, a pesar de las amplias diferencias en el número de aplicaciones de fungicidas (48, 46 y 45 Kg de ingrediente activo/ha/año⁷ en las fincas altamente, medianamente y poco tecnificadas, respectivamente), las proporciones del tipo de plaguicidas varió en las tres fincas. En la finca medianamente tecnificada se utilizó la mayor proporción de fungicidas, con 87% con respecto a la cantidad total de plaguicidas aplicados. En la altamente tecnificada se aplicó la mayor proporción de herbicidas (11%) y en la finca poco tecnificada se utilizó la mayor proporción de insecticidas y nematicidas, con el 20%.

Además de la aplicación de plaguicidas en el cultivo se realizan otras actividades para prevenir la proliferación de plagas. En las fincas alta y medianamente tecnificadas se utilizan bolsas impregnadas de chlorpirifos para proteger el fruto del insecto *Thrips florum*. En la finca poco tecnificada no usan estas bolsas impregnadas sino que el clorphyrifos es rociado bajo una bolsa de plástico común en cada uno de los racimos.⁸ Adicionalmente, en la finca altamente tecnificada se experimentan diferentes tipos de tratamientos para controlar las plagas en invernaderos. En la finca medianamente tecnificada se observaron actividades de manejo integrado de plagas, tales como deshierbe y control manual de sigatoka negra. La finca poco tecnificada se caracterizó por tener pocas

⁶ Con excepción de las dosis de bifenthrin, mancozeb y tridemorph en la finca altamente tecnificada y de mancozeb y glifosato en la poco tecnificada donde las dosis fueron mayores a las recomendadas.

⁷ Kg de ingrediente activo por hectárea por año

⁸ El uso de bolsas impregnadas no se incluyó en el esquema de aplicaciones, debido a que este insecticida no es aplicado en las fincas, ni por vía aérea, ni con mochila, ni al suelo de las fincas.

actividades adicionales al uso de plaguicidas para controlar las plagas y se observó un problema de resistencia de insectos plaga ante dichas sustancias.

Concentraciones estimadas de plaguicidas en los cuerpos de agua

En cinco de los 31 casos de aplicación de plaguicidas analizados en este estudio, las concentraciones estimadas de plaguicidas en los cuerpos de agua fueron mayores a las estimadas de plaguicidas transportadas por dispersión por rociado al cultivo y por escorrentía (bitertanol, cypermethrin, glyphosate, mancozeb y tebuconazole en la finca altamente tecnificada). Lo anterior quiere decir que en estos cinco casos, la mayor parte de las concentraciones transportadas por dispersión y escorrentías se mezclaron en el cuerpo de agua. Por el contrario, en el resto de los casos las concentraciones de plaguicidas que fueron transportados por dispersión y escorrentías, se diluyeron antes de mezclarse.

Para la mayoría de los plaguicidas estudiados, las concentraciones de plaguicidas transportadas por deriva del rociado, especialmente en época de secas, fueron mayores a las concentraciones que son transportadas por escorrentía. Las concentraciones entrantes al cuerpo de agua debido a la deriva llegaron hasta 323 µg/l (tolclofos-methyl en secas), mientras que las concentraciones transportadas por escorrentías fueron en su mayoría menores a 2.82 µg/l (tolclofos-methyl en lluvias). En contraste, para los insecticidas carbofuran y carbaryl,⁹ las concentraciones transportadas por escorrentía fueron mayores a las transportadas por deriva (ver artículo anexo en el capítulo 6). Lo anterior indica que la mayor parte de los plaguicidas son transportados por dispersión, con excepción de carbofuran y carbaryl, cuya principal ruta de transporte es la escorrentía.

Evaluación de riesgos ambientales por el uso de plaguicidas

Según las concentraciones observadas en el estudio, los plaguicidas que presentaron riesgo ambiental fueron cinco en las diferentes épocas: 1) Chlorpyrifos en la finca poco tecnificada durante época de secas (ETR = 2950) y durante época de lluvias (ETR= 1343), 2) Cipermetrina en la finca altamente tecnificada en época de secas (ETR = 582) y en época de lluvias (ETR = 511), 3) Mancozeb en la finca altamente tecnificada en época de secas (ETR = 219), 4) Carbaryl en la finca poco

⁹ Las concentraciones para época de secas y lluvias de carbaryl fueron 13.28 y 12.45 µg/l y de carbofuran 43.97 and 42.00 µg/l.

tecnificada en las dos estaciones: secas (ETR = 221) y lluvias (ETR = 208); 5) Carbofuran en la finca poco tecnificada también en las dos estaciones: secas (ETR = 220) y lluvias (ETR = 210). Considerando la ruta de transporte de estos plaguicidas al cuerpo de agua, identificamos como de un mayor riesgo, las aplicaciones con aerosol de chlorpyrifos, cypermethrin y mancozeb, y las aplicaciones directas en suelo de carbofuran y carbaryl.

De acuerdo con los resultados de PERPEST, los insecticidas y nematicidas como chlorpyrifos, cypermethrin, carbofuran y carbaryl, podrían afectar comunidades de micro, macro crustáceos e insectos. Otros grupos como rotíferos y comunidades de peces no están exentos de ser afectados, pues se observaron probabilidades de efecto entre 10 y 25% por exposición a insecticidas y nematicidas. Según PERPEST, la exposición al fungicida mancozeb podría afectar (53-58% de probabilidades) a micro-crustáceos, macro-invertebrados (como lombrices) y rotíferos y, con menor grado de probabilidad (35-34%), también podría dañar a productores primarios y por ende, al metabolismo del ecosistema.

Discusión

La forma de aplicación de plaguicidas, el uso de sustancias prohibidas en otros países y aplicaciones excesivas de este tipo de sustancias encontrados en este estudio, coincide con los resultados obtenidos en otros estudios realizados en Nicaragua y Costa Rica (Blanco-Muñoz y Lacasaña, 2011., Barraza et al., 2011., Pedlowski, 2012).

Las diferentes características en los programas de control de plagas pueden atribuirse en parte al nivel de tecnificación de la finca. Los resultados muestran que en la finca altamente tecnificada se realiza un número mayor de aplicaciones de fungicidas, lo cual podría relacionarse a su gran capacidad de inversión, ya que las aplicaciones aéreas son caras y no todos los productores pueden pagarlas. Por el contrario, en la finca medianamente tecnificada y que tiene menor acceso a inversión, es donde realizan más actividades manuales que, en parte, llevan a cabo los mismos productores. A su vez, en la finca poco tecnificada, el uso de plaguicidas se basa en productos de bajo costo, tales como furadán (carbofuran). Esto coincide con lo documentado en el norte de México, donde se encontró una relación directa de uso de plaguicidas, con una mayor capacidad de inversión (Ramírez-Legarreta et al., 2004)

En lo que respecta a las concentraciones de plaguicidas en los cuerpos de agua estimadas en este estudio, los resultados obtenidos coincidieron con concentraciones halladas en otras investigaciones que han medido concentraciones de plaguicidas en cuerpos de agua adyacentes a bananeras en Centroamérica (Hernández-Hernández et al., 2007., Castillo et al., 2000., Mortenses et al., 1998). Ello sugiere que las concentraciones estimadas en este estudio se acercan a la realidad; no obstante, esto no debe considerarse como suficiente para validar el método aquí presentado, sino como un parámetro de riesgo que debe tomarse en cuenta en la prevención de riesgos ambientales. En este sentido, se recomienda la validación de los resultados con datos de campo en la región de estudio.

El hecho de que solamente en cinco de los 31 casos las concentraciones de plaguicidas en los cuerpos de agua fueran altas puede atribuirse al proceso de dilución. En la mayoría de los casos, las concentraciones de plaguicidas transportados por deriva de las aplicaciones por aerosol y por escorrentías se diluyen rápidamente en cuerpos de agua de gran dimensión. Los cinco casos en que se calcularon concentraciones de plaguicidas altas en el cuerpo de agua se dieron en la finca altamente tecnificada, donde el caudal y las dimensiones del río son menores. Dicha situación, además de resaltar la importancia de la dilución en la cantidad total de plaguicidas en el cuerpo de agua, sugiere que el modelo que presentamos en nuestro estudio es más sensible en cuerpos de agua de pequeña dimensión.

Nuestros cálculos mostraron que otro aspecto importante de considerar, es que la forma de aplicación y la estacionalidad influyen en la ruta de entrada de los plaguicidas al cuerpo de agua. Respecto a la forma de aplicación, se observó que para los plaguicidas aplicados por aspersión aérea y con mochila, la concentración transportada por deriva de rocío es mayor a la concentración transportada por escorrentías. Al contrario, para plaguicidas aplicados en forma de granulados directamente al suelo (carbaryl y carbofuran), la concentración transportada por escorrentías es mayor a la transportada por deriva. En cuanto a la estacionalidad, se observó que la concentración de plaguicidas transportada por deriva aumentó en época de secas, debido a que por la falta de lluvias y el bajo caudal de los ríos, el factor de dilución es menor. Contrariamente la concentración de plaguicidas transportada por escorrentías aumenta principalmente en época de lluvias debido a que, por las altas precipitaciones, las escorrentías son mayores. De acuerdo con los resultados obtenidos, podemos considerar la aplicación de carbaryl carbofuran en época de lluvias como un escenario de alto riesgo.

Los resultados mostraron que el fungicida mancozeb, por sus características fisicoquímicas, es fácilmente lavado por escorrentías, Según los cálculos en la ecuación (1), el 0.04% de la dosis aplicadas de fungicida mancozeb queda disponible para ser arrastrado por el agua de lluvia, mientras

que para el resto de los fungicidas este porcentaje fue de cero. Esta información nos da espacio para suponer que un escenario de alto riesgo ambiental por uso de mancozeb, sería la ocurrencia de lluvias ocasionales en época de secas, que es cuando se aplican grandes cantidades de mancozeb (para más detalle ver el artículo correspondiente en el capítulo 6). Lo anterior debido a que grandes cantidades de mancozeb podrían ser arrastradas al cuerpo de agua y se sumarían a dosis de mancozeb ya concentradas en el río con bajo caudal.

Los riesgos más altos identificados en nuestro estudio fueron debidos a la entrada de insecticidas clorpirifos, cypermethrin y mancozeb por dispersión de aerosoles durante la época seca, así como por la entrada de carbaryl y carbofuran debida a eventos de escorrentía ocurridos después de la aplicación estas sustancias. El nivel de riesgo por insecticidas cypermethrin, chlorpyrifos, carbaryl y carbofuran indica un posible efecto sobre los insectos acuáticos y crustáceos. El riesgo asociado a mancozeb sugiere que puede haber un efecto en varios grupos de invertebrados, lo cual coincidió con lo documentado por Geissen et al. (2010) y Melgar-Valdéz et al. (2008). Asimismo, los resultados sobre riesgo por cypermethrin, chlorpyrifos, carbofuran y mancozeb coincidieron con los riesgos determinados por otras evaluaciones efectuadas en estudios de campo realizados en bananeras de Costa Rica (Castillo et al., 2000).

Conclusiones

El método de modelación aquí propuesto es un primer acercamiento teórico en el diseño de modelos para predecir riesgos por uso de plaguicidas en condiciones tropicales. La similitud de los resultados obtenidos en este estudio con los de otros basados en mediciones de campo (Hernández-Hernández et al., 2007., Castillo et al., 2000., Mortenses et al., 1998., Geissen et al., 2010., Melgar-Valdéz et al., 2008), indican que el modelo presenta datos aparentemente razonables. No obstante, es conveniente validar en campo las concentraciones de exposición a pesticidas calculados en el presente estudio. Cabe aclarar que este estudio no sugiere el uso aislado de métodos de modelación para evaluar de riesgos ambientales, sino más bien, propone la combinación de métodos de modelación y experimentales para potenciar las ventajas que presenta cada aproximación metodológica. La principal ventaja del método de modelación presentado en este estudio es que a partir de datos fáciles de obtener, proporciona resultados rápidos, oportunos y simples de entender. Lo anterior, además de simplificar la comunicación de riesgos, facilita que el

modelo sea utilizado localmente por prácticamente todos los actores involucrados en el uso de plaguicidas (tomadores de decisiones, productores, ciudadanos y estudiantes), no obstante sus limitantes en términos de exactitud y certidumbre, las cuales podrían ser rectificadas por medio de métodos experimentales cuando sea necesario. De esta manera, se propone el método de modelación como una evaluación preliminar para reconocer rápidamente situaciones de riesgo en donde se requiera realizar estudios más detallados.

b. Segundo estudio: Análisis de percepción de riesgos.

En este apartado primeramente se presentan los resultados de las entrevistas semi-estructuradas y de observaciones efectuadas directamente en campo. A través de estos resultados se explican algunas ideas respecto a: 1) La toxicidad de los plaguicidas, 2) La percepción del riesgo que implica el uso de estas sustancias en la agricultura; y, 3) A quién se culpa por el riesgo de los plaguicidas. Posteriormente se presentan los resultados de las encuestas tipo Likert aplicadas a los productores y extensionistas. Por último, a manera de resumen, se muestran los resultados de la integración de ambos análisis.

Resultados de las entrevistas semi-estructuradas

Toxicidad de los plaguicidas

Respecto a la toxicidad de los plaguicidas, se pudo identificar que los pequeños productores obtienen sus conocimientos basados en sus propias experiencias, lo cual frecuentemente resulta en la adaptación de prácticas enfocadas a la prevención de intoxicaciones. Por ejemplo, un productor de edad avanzada mencionó haber tenido síntomas de intoxicación que se aliviaron con agua con jugo de limón. Asimismo, en nuestras observaciones notamos que varios habitantes de las comunidades estudiadas siguen ciertos rituales que coinciden con la idea del productor antes mencionado. Por ejemplo, las mujeres remojan la ropa impregnada con plaguicidas en agua con jugo de limón para quitarle la toxicidad de los plaguicidas. Estas medidas de precaución, sean eficientes o no, muestran que los pequeños productores perciben un riesgo a la salud por exponerse a ropa impregnada con plaguicidas.

Los resultados de nuestro estudio también sugieren que no siempre las percepciones de riesgo por uso de plaguicidas de pequeños productores y de extensionistas que difieren de la perspectiva

científica, provienen de pequeños productores (Schoell y Binder, 2009). Por ejemplo, un productor entrevistado afirmó que “las personas expuestas a plaguicidas se pueden hacer resistentes a sus efectos”. Al preguntarle cómo sabe eso o de dónde obtuvo esa información, él aseguró haberlo escuchado y conversado con un extensionista. Si bien el hecho no es suficiente evidencia de que los extensionistas y productores coincidan en el pensamiento antes mencionado, sí pone en duda lo que extensionistas piensan acerca de ello.

Por último, respecto a la percepción de toxicidad de las sustancias, se encontró que la interpretación de las etiquetas no corresponde necesariamente con el mensaje que oficialmente se pretende dar. Por ejemplo, algunos entrevistados creen que al cambiar de plaguicidas de etiqueta roja a otros de etiqueta verde o azul (lo que efectivamente indica una menor toxicidad del plaguicida al ser humano de tipo agudo) ha reducido los problemas de salud, lo cual pudiera ser cierto pero de manera parcial, ya que los colores de las etiquetas de los plaguicidas hacen referencia a la toxicidad aguda, pero no al cáncer.

Percepción del riesgo que implica el uso de plaguicidas en la agricultura

Se encontraron las siguientes actitudes: de 27 entrevistados, seis se mostraron conscientes del riesgo, tres de ellos eran pequeños productores (n=4) y los otros tres eran investigadores (n=3). Estos actores comentaron el tema de riesgos a la salud durante la entrevista, sin que siquiera se hubiese preguntado algo al respecto. Además se pudo observarlos llevando a cabo prácticas de precaución como las explicadas anteriormente (por ejemplo, remojar la ropa en agua con limón). Solo dos de los 27 entrevistados (un médico y un extensionista) mostraron actitud negligente respecto al riesgo que implica el uso de plaguicidas. Cuando se les preguntó si creían que el uso de pesticidas representaba riesgos para la salud de la población, ellos contestaron negativamente y, en varias de sus declaraciones durante la entrevista, minimizaron el riesgo por plaguicidas. La gran mayoría (19/27) mostró una actitud ambivalente. De este último grupo, algunos (12/19), principalmente grandes productores y extensionistas, mostraron un discurso consistente en las entrevistas; sin embargo, en el campo se apreciaron actitudes de ellos que no correspondían con lo que ellos habían dicho en la entrevista. Otros (6/19), principalmente trabajadores agrícolas, se contradijeron durante la entrevista, afirmando en algunas ocasiones que sí hay riesgo y en otros momentos diciendo que no hay riesgo (para más detalle ver artículo correspondiente en el capítulo 6).

El riesgo por el uso de plaguicidas: ¿a quién se culpa?

Los pequeños productores y trabajadores agrícolas fueron culpados por los otros grupos de actores. En tal posicionamiento, los actores que responsabilizan a los pequeños productores y trabajadores agrícolas enfatizaron el bajo nivel escolar de estos últimos actores. A su vez, los pequeños productores y trabajadores agrícolas culpan a las autoridades de los riesgos por plaguicidas y demandan capacitación, aunque interesantemente también se auto-culparon.

Resultados de las encuestas tipo Likert

A través de las encuestas Likert fue posible cuantificar las diferencias en cuanto a percepción de riesgos por el uso de plaguicidas entre pequeños productores y extensionistas. A manera de hipótesis, se esperaba que la percepción de riesgo de los extensionistas se aproximase al punto de vista técnico, teniendo en cuenta que, supuestamente, durante su formación han recibido mayor información sobre la toxicidad de los plaguicidas. No obstante, los resultados del estudio muestran que una gran proporción de extensionistas¹⁰ tiene ideas que se apartan de la perspectiva técnica. Por ejemplo, el 23% de los 96 extensionistas entrevistados estuvieron de acuerdo con la idea de que "Las personas expuestas a los plaguicidas se vuelven resistentes a sus efectos". Asimismo, porcentajes similares de productores y extensionistas encuestados (43 y 37%, respectivamente, $p=.253$) estuvieron de acuerdo con la idea de que " Los plaguicidas de ahora no son tan dañinos como antes, pues ahora se muere menos la gente por intoxicación".

Los resultados de las encuestas aplicadas confirman el hallazgo encontrado en las entrevistas semi-estructuradas acerca de que el mensaje transmitido por las etiquetas de los plaguicidas es entendido de diferente manera de la que han sido diseñadas. Por ejemplo, 58% de los productores y 39% de los extensionistas ($p=.006$) estuvieron de acuerdo con la siguiente idea: "Cuando un bote de plaguicidas tiene el dibujo de una calavera, el líquido es peligroso, si no la tiene es no es tan peligroso". Asimismo, 80% de los productores y 64% de los extensionistas ($p=.013$) estuvieron de acuerdo con la idea de que los plaguicidas con una banda roja son los más peligrosos, pero también los más eficaces contra las plagas.

¹⁰ Los extensionistas que mostraron tener ideas que se apartan de la perspectiva técnica trabajan para empresas o para despachos o instituciones gubernamentales indistintamente

Por otra parte, los resultados de las encuestas muestran que el rol del actor en el proceso de producción agrícola influye en su actitud ante el riesgo por plaguicidas. Una mayor proporción de productores (65%) que de extensionistas (46% $p=.009$) estuvo de acuerdo con afirmaciones que justifican los riesgos que corren al aplicar pesticidas como: "el efecto de los plaguicidas en el medio ambiente y la salud humana son justificados por los beneficios que estas sustancias traen a la agricultura". Por último, los resultados de las encuestas confirman lo encontrado en las entrevistas semi-estructuradas con respecto a que productores y extensionistas se culpan entre sí por los riesgos de los plaguicidas y que los productores se auto-culpan de dichos riesgos. El 83% de los productores y el 82% ($p=0.446$) de los extensionistas están de acuerdo con la afirmación "En caso de accidente con pesticidas, el usuario tiene la culpa".

Discusión

Los resultados de nuestra investigación muestran la viabilidad de utilizar un método para analizar la percepción de riesgos por el uso de plaguicidas, desde un punto de vista neutral en el que no se de mayor jerarquía a la percepción de un extensionista que a la de un pequeño productor. Desde este punto de vista, nuestro análisis mostró que el nivel de escolaridad no está necesariamente relacionado con una percepción de riesgo correcta de los plaguicidas. Lo anterior difiere con otros estudios que relacionan la percepción con el conocimiento del riesgo (Yassin et al., 2002; Blanco-Muñoz et al., 2011; Ibitayo et al., 2006). Esta diferencia entre nuestro estudio y los antes mencionados se debe a que en éstos últimos se analiza la percepción de los usuarios desde una perspectiva técnica que da mayor jerarquía a la percepción de los expertos (Wynne, 1996). Por ejemplo, en nuestro estudio las encuestas tipo Likert estuvieron basadas en afirmaciones expresadas por los entrevistados, mientras que en los estudios mencionados las preguntas son planteadas desde el punto de vista del investigador, es decir desde una perspectiva técnica.

En nuestros resultados encontramos algunos otros hallazgos que deben destacarse. Por ejemplo, los pictogramas pueden conducir a malentendidos e imágenes falsas de seguridad, lo cual es válido tanto para actores que han recibido formación en el uso de pesticidas (como extensionistas), como para personas con niveles de escolaridad más bajos, como los pequeños productores. Asimismo, encontramos que la forma en que las personas se ganan la vida y la importancia que se le atribuya a los plaguicidas en este proceso, pareció ser un factor importante en la forma de expresar la percepción de riesgo a este tipo de sustancias. Por un lado, se observó que muchos usuarios niegan los riesgos de los

plaguicidas si sus ingresos a corto plazo dependen de trabajar con pesticidas, pero por otra parte, también experiencias previas influyen en las percepciones expresadas. Lo anterior ayuda a entender las actitudes ambivalentes ante el riesgo que representa el uso de plaguicidas. Por último, observamos que los extensionistas y los científicos se expresan lingüísticamente de una manera más consistente sobre el uso y los riesgos de los plaguicidas que los "no expertos". Esto último puede sugerir una explicación reduccionista que podría llevar a pensar que la ambivalencia se da por falta de conocimiento; sin embargo, esta actitud reproduce un modelo que distancia al experto del no experto.

Conclusiones

Nuestro análisis nos llevó a plantear un modelo conceptual que puede servir de base para el diseño de procesos de comunicación de riesgos más comprensivo, que se acerque más a la realidad de la población y por lo tanto sea más efectivo. Este modelo tiene tres características: 1) La educación formal y la congruencia entre la percepción expresada y el punto de vista técnico no son (o no sólo son) las normas para evaluar los conocimientos de la población sobre los riesgos de los plaguicidas. 2) Las experiencias de las personas que informen a sus puntos de vista. Los agricultores que han sufrido accidentes con pesticidas realizan más prácticas de seguridad que los que no han sufrido accidentes. 3) Las redes de conocimiento (vecinos, extensionistas, otros productores, entre otros) tienen un importante papel en la formación la percepción de riesgos por plaguicidas y esto puede inducir (o frenar) cambios en el comportamiento para prevenir riesgos en el uso de plaguicidas.

Capítulo 4. Discusión

a. Métodos de modelación para el análisis de riesgo ambiental por uso de plaguicidas

Los programas de evaluación de riesgos ambientales por plaguicidas basados en métodos experimentales son costosos y sus resultados son difíciles de comunicar a tomadores de decisiones. Algunos métodos de modelación podrían representar una opción práctica y rápida para evaluar dichos riesgos y tomar decisiones. En el caso de estudio sobre evaluación de riesgo ambiental presentado en este trabajo, se propone una metodología basada en el uso de herramientas de modelación como opción para hacer una valoración preliminar de riesgos. La comparación de nuestros resultados con los de otros estudios realizados en campo, sugiere que el sistema de modelación presentado en nuestro estudio podría ser adecuado para la evaluación ambiental de riesgos, no obstante se recomienda su validación en campo. Los principales aspectos sobre la evaluación de riesgos se abordan en el capítulo 3 (para más detalle, ver el artículo correspondiente en el capítulo 6). En este apartado se discute el uso del sistema de modelación presentado en nuestro estudio como una opción para evaluar de forma preliminar los riesgos ambientales, que en combinación con métodos experimentales pueda fortalecer el análisis de riesgo ambiental por uso de plaguicidas en México. Para abordar esta discusión, primeramente describimos diferentes modelos utilizados en estudios realizados en Latinoamérica para evaluar los riesgos ambientales por plaguicidas, y los contrastamos con el método de modelación propuesto en nuestro estudio. Posteriormente se discute la confiabilidad de los métodos de modelación.

Muy pocos estudios en Latinoamérica proponen el uso de herramientas de modelación para disminuir los análisis e información requerida para evaluar el riesgo (Hansen y Juarez, 2011). Varios de los modelos que han sido utilizados en estudios en Latinoamérica proporcionan información muy específica y que aporta información para la discusión académica. No obstante, estos modelos no están dirigidos a apoyar la toma de decisiones, y por lo tanto, sus resultados pueden ser poco relevantes para el diseño de políticas pública en materia de riesgo por uso de plaguicidas. Por ejemplo, los resultados de estos modelos no permiten identificar fácilmente situaciones de alto riesgo respecto al uso de estas sustancias en el área de estudio y la mayoría de ellos no son fáciles de comunicar a los tomadores de decisiones. Un caso que ilustra el ejemplo anterior es el estudio de Froehner y Maceno (2010) quienes utilizaron un modelo que solamente permite conocer la bioacumulación de plaguicidas en el los

organismos acuáticos. No obstante, el modelo utilizado por Froehner y Maceno (2010) no explica la dinámica y comportamiento de los plaguicidas en el medio ambiente según la aplicación de estas sustancias en la zona de estudio. En el Soconusco, Hernández-Hernández et al. (2007) compararon el riesgo de ecosistemas acuáticos utilizando el indicador SYNOPSIS (Synoptic Model to Evaluate the Crop Protection Products), el cual está conformado por diferentes modelos predictivos del comportamiento de plaguicidas en el medio ambiente. Nuestros resultados señalan que SYNOPSIS es aplicable en el sitio de estudio sin la necesidad de exhaustivos experimentos en campo y permite identificar los plaguicidas que deberían priorizarse en los sistemas de monitoreo. Al igual que en nuestro estudio, el SYNOPSIS estima concentraciones en el ambiente a partir de las cuales se calcula riesgo ambiental. Una ventaja del método de modelación que presentamos en nuestro estudio es referente al manejo del modelo por parte de tomadores de decisiones, por ejemplo en lo que concierne a la facilidad de ingreso de datos (ver figuras 2 y 3.) y la presentación sencilla para la interpretación de resultados. Esto último facilita la interpretación del análisis y apoya la toma de decisiones.

Los modelos propuestos en algunos otros estudios han sido mucho más dirigidos a la toma de decisiones; sin embargo, sus resultados son demasiado genéricos. Por ejemplo, hay estudios que proponen como método para estimar el riesgo por plaguicidas en cuerpos de agua cercanos a zonas agrícolas, el uso de modelos basados en Sistemas de Información Geográfica (GIS –por sus siglas en inglés), como DRASTIC o Hydrus (Gutierrez-Ribon et al., 2010, Ríos-Rojas et al., 2008). Estos modelos son muy prácticos para comunicar el riesgo a los tomadores de decisiones (Lahr en Kooistra, 2010); además permiten, a partir de información existente- es decir, sin datos experimentales- identificar sitios geográficos con alto riesgo por el uso de plaguicidas. Sin embargo, estos modelos se basan en información ambiental del sitio de estudio y toxicidad de los plaguicidas más utilizados en el área; pero, no toman en cuenta datos específicos, tales como dosis y frecuencia de las aplicaciones encontradas en las fincas del área de estudio (Aller et al., 1985). En nuestro estudio de caso presentado en este trabajo de tesis, confirmamos que los esquemas de aplicación de las fincas, como la forma de aplicación, juegan un papel importante a considerar en la evaluación de riesgos por el uso de plaguicidas (capítulo 3 apartado “a”). En este sentido, el uso de modelos como DRASTIC, que describen vulnerabilidad con base a las características ambientales pero sin suficientes datos de aplicación, no son tan veraces para describir el riesgo por el uso de plaguicidas. Para lograr esto último, los modelos basados en GIS deben ser complementados con otros modelos aplicables a nivel de finca, e incluir datos sobre la aplicación de plaguicidas (Lahr en Kooistra, 2010).

Otro ejemplo es un estudio realizado en Argentina que propone el uso del modelo "screening" GENEEC (Tosi et al., 2009). Este modelo está diseñado para formar parte de una primera etapa de detección de riesgos en la toma de decisiones y, por lo tanto, sus resultados se expresan en forma práctica para los tomadores de decisiones y requiere de muy pocos datos. El riesgo es estimado a partir de la información de las etiquetas de aplicación del producto químico y características del plaguicida, partición del plaguicida en suelo y agua, así como su cinética de degradación (EPA, 2001). La gran desventaja de este modelo es que no tiene en cuenta las diferencias en el clima, los suelos, la topografía o los cultivos en la estimación de la exposición potencial a plaguicidas. No obstante, tal como lo confirma nuestro estudio, las características físicas específicas del sitio de estudio juegan un papel importante en el comportamiento y destino de los plaguicidas (capítulo 3 apartado "a")

Por último, uno de los pocos casos en los que un modelo ha sido considerado como método de evaluación de riesgos por el uso de plaguicidas para la toma de decisiones, es el modelo RECAP (riesgo ecológico por aplicación de plaguicidas) en Chile (Jerez et al., 2006). El objetivo del RECAP es evaluar el riesgo ambiental por uso de plaguicidas en tres ecosistemas: suelo superficial, suelo profundo y agua superficial. La evaluación requiere pocos datos y se basa en cinco indicadores: 1. Índice de riesgo ambiental agudo en ecosistema hipogeo, 2. Índice de riesgo ambiental crónico en ecosistema hipogeo, 3. Índice de riesgo ambiental agudo en ecosistema epigeo, 4. Índice de riesgo ambiental crónico en ecosistema epigeo, 5. Índices de riesgo ambiental agudo en ecosistemas de aguas superficiales. Los resultados de estos indicadores se estandarizan en una escala del 0-100 y son categorizados en cinco niveles (nulo, bajo, medio, alto y muy alto). Las características de este modelo lo hacen una herramienta viable para la toma de decisiones porque requiere de pocos datos y arroja resultados fáciles de comprender. Una desventaja del RECAP es que solo toma en cuenta el plaguicida que se dispersa en el agua superficial por aplicación de plaguicidas con aerosol y no toma en cuenta el plaguicida transportado por escorrentías. Esto ocasiona que, dosis de plaguicidas como carbofuran aplicados a suelo, no muestren riesgo alguno. Además el RECAP no incorpora el agua subterránea, y el agua superficial sólo es evaluada en términos parciales (Jerez et al., 2006). El método de modelación que presentamos en este estudio toma en cuenta escorrentías y otros factores ambientales, tales como corriente de agua y precipitaciones que pueden alterar la predicción del riesgo. Tal como ya se mencionó, el PRIMET está diseñado para estimar el riesgo en ecosistemas terrestres, poblaciones de abejas, de artrópodos, así como por el uso de agua subterránea como agua potable. En este estudio solo nos fue posible analizar el riesgo en aguas superficiales; sin embargo, valdría la pena la realización de

estudios que evalúen y validen la aplicación de los demás compartimentos de PRIMET (Peeters et al., 2008).

Debe señalarse que, un método de evaluación de riesgos para la toma de decisiones, requiere no solo de presentar datos en forma práctica, sino también suficientemente confiables. En el análisis de riesgos por el uso de plaguicidas, se asume que un dato es confiable si la incertidumbre es menor. Al respecto, se ha discutido que los métodos de modelación tienen mayor incertidumbre y, por lo tanto, el uso de estos métodos ha sido objeto de polémica (van Leeuwen y Vermeire, 2007). No obstante, en condiciones de recursos económicos limitados, como las de muchos países Latinoamericanos, los métodos de modelación podrían tener ventajas sobre los métodos experimentales, aún en términos de incertidumbre (Goldstein, 200, Van den Meent y De Bruijn, 2007).

En primer lugar, la incertidumbre de medición durante la colecta de datos, durante la identificación de sustancias y en el análisis, podría aumentar en una situación de recursos económicos y tecnológicos limitados (van Leeuwen y Vermeire, 2007). Por ejemplo, los sitios de colecta de muestras ambientales están muy retirados de los laboratorios, frecuentemente las muestras no son almacenadas en condiciones adecuadas y el equipo de análisis no está en óptimas condiciones, entre otros aspectos. Todos estos factores pueden alterar los resultados creando incertidumbre (Hansen y Juárez., 2011). La incertidumbre que se deriva de este tipo de situaciones es difícil de cuantificar (van der Meent y De bruijn, 2007) y, por lo tanto, no se sabe si ésta es mayor a la cuantificable, por lo que las decisiones tomadas con base a estos resultados estarían poco adecuadas a la realidad (Van der Sluijs et al., 2005). En el estudio de caso presentado en este trabajo de tesis, la incertidumbre de medición podría ser menor a los de tipo experimental, debido a que los análisis requeridos son muy sencillos y pueden llevarse a cabo de forma adecuada en la zona de estudio. Un método de laboratorio sencillo como el fotométrico para determinar sólidos suspendidos en agua, como el que se utiliza en los métodos de nuestro estudio de caso, podría tener menor incertidumbre de análisis que un método de determinación de plaguicidas en condiciones no óptimas. Además, una gran cantidad de información utilizada en el análisis, como características de los plaguicidas y efectos en organismos acuáticos, son datos bibliográficos que se basan en experimentos desarrollados en óptimas condiciones técnicas (como por ejemplo, datos incluidos en Tomlin, 2005).

En segundo lugar, los métodos experimentales arrojan datos muy específicos propios de los que provee un análisis experimental, los cuales no necesariamente son representativos de una determinada zona de estudio. En este sentido, resultados muy específicos no son necesariamente aplicables a otros

casos y, por lo tanto, las decisiones tomadas con base a datos muy específicos, pueden ser erróneas en casos diferentes. En contraste, el método utilizado en este estudio se basa en datos más generales, cuyos resultados se pueden extrapolar a diferentes situaciones en una determinada región (Forbes et al., 2002). Estas diferencias muestran que no en todos los casos, los métodos experimentales pueden tener menor incertidumbre que los métodos de modelación.

La mayoría de los estudios de evaluación de riesgos han tratado de cuantificar la incertidumbre que podría existir en el método utilizado para analizar el riesgo por el uso de plaguicidas por medio de modelos probabilísticos (Leeuwen y Vermiere, 2007). En México, se han utilizado este tipo de modelos, específicamente el de Montecarlo para realizar análisis de incertidumbre ante la falta de datos (Torres-Dosal, et al, 2005). Montecarlo es uno de los modelos más utilizados por que permite que a partir de pocos estudios experimentales pueda simularse el riesgo. No obstante los beneficios de este modelo pueden ser aprovechados sólo en la existencia de estudios experimentales. Por otro lado autores como Goldstein (2005) argumentan que aún estos modelos probabilísticos, como Montecarlo, no necesariamente cuantifican la incertidumbre derivada de los procesos de medición y análisis, o incluso de factores sociales que son difíciles de controlar. El análisis de riesgo aquí presentado tiene un enfoque determinístico, es decir, la incertidumbre no es cuantificada, ya que se asume que ésta surge principalmente de procesos sociales y que, por ende, no es cuantificable (Brugnach et al., 2008). Por ejemplo, los resultados del análisis de riesgo presentado en este trabajo de investigación muestran que la decisión de los productores sobre la aplicación de plaguicidas juega un rol muy importante en el riesgo estimado (ver capítulo 3 apartado a: “Primer estudio: Evaluación de riesgo ambiental, o bien capítulo 6 apartado a). La incertidumbre derivada de este proceso social no es cuantificable, y en consecuencia, la medición de la incertidumbre no reflejaría la realidad. En este sentido, nuestro caso de estudio apoya la idea de que la incertidumbre es parte de la realidad y que tratar de cuantificarla convierte al modelo en un método poco real y, por lo tanto, en vez de cuantificarla se debe lidiar con ella (Brugnach et al., 2008, Kuhn et al., 2007).

Una forma de lidiar con la incertidumbre se basa en el principio de que, ante la complejidad y el desconocimiento de la incertidumbre, es mejor evitar la exposición al máximo (Klinke y Renn, 2002). Con base en ello, en el análisis de nuestro caso de estudio incluimos parámetros que favorecen el riesgo por plaguicidas y, en nuestros análisis, se simularon los posibles peores escenarios, lo cual nos permitió estimar un riesgo máximo (Sørensen et al., 2010). En este sentido, la toma de decisiones basada en un riesgo máximo deriva en la toma de decisiones precautorias. Asimismo, en el artículo de

investigación anexo (capítulo 3 apartado “a”) se reportan las fuentes de incertidumbre derivadas de la falta de información técnica, como por ejemplo, datos sobre la cantidad de plaguicida que es lavado de las bolsas impregnadas con chlorpyrifos, entre otros (capítulo 3 apartado “a”).

En resumen, el método de modelación presentado en nuestro estudio de evaluación ambiental de riesgos se muestra como una opción para la realización de estudios preliminares para tal fin. En este sentido en la presente tesis doctoral no propone los modelos predictivos y con enfoques determinísticos como único método en la evaluación de riesgos, sino más bien como un método que fortalezca las limitaciones de los métodos experimentales. El método de modelación utilizado en nuestro estudio de evaluación ambiental de riesgos reúne varias ventajas incluidas en otros modelos antes utilizados en Latino América, tales como: que es fácil de comunicar a tomadores de decisiones; utiliza datos específicos de la zona, como datos de aplicación por diversos tipos de fincas; y, toma en cuenta procesos como escorrentías y lavado de plaguicidas de las hojas. La confiabilidad de nuestro método de modelación podría asumirse como adecuada si consideramos que hace frente a la incertidumbre, a través de la simulación de “peores escenarios” y describe las fuentes de incertidumbre. No obstante, aún es necesario validarlo experimentalmente mediante la comparación de los resultados obtenidos en este estudio, con datos de campo. Asimismo, es necesario insistir que el uso de este método de modelación se recomienda como un primer paso en el reconocimiento de situaciones de riesgo, que debe ser respaldado mediante estudios experimentales en caso necesario.

Por último, es necesario puntualizar que durante el desarrollo de nuestro estudio reconocimos algunas necesidades de investigación, como por ejemplo, el desarrollo de estudios que proporcionen datos necesarios para disminuir la incertidumbre identificada, como por ejemplo, el análisis de la cantidad de plaguicida que es lavado de las bolsas impregnadas con chlorpyrifos, ya mencionada en el párrafo anterior.

b. Análisis de percepción para el diseño de programas de comunicación de riesgos por plaguicidas

Los programas de comunicación de riesgos por plaguicidas poco atienden las necesidades de la población, debido a que son implementados desde la perspectiva de los investigadores o tomadores de decisiones. En el caso de estudio sobre análisis de percepción de riesgos presentado en este trabajo, se analizó la percepción de los diferentes actores involucrados con el uso de plaguicidas desde un enfoque neutral, es decir, sin dar mayor peso a la perspectiva de los investigadores (ver capítulo 2). Los resultados obtenidos mostraron que las actitudes de los actores estudiados ante los plaguicidas son explicadas por factores que describen el contexto de cada persona, a lo que le llamamos modelo de “conocimiento en contexto”. En este modelo se sostiene que, en gran medida, dichas actitudes son influidas por el conocimiento local, la interacción social y la relación entre actores asumidos como “expertos” con aquellos “no-expertos”. Concluimos que la inclusión de estrategias de comunicación de riesgos con un enfoque social, en el que se integre el conocimiento local y las experiencias de los actores, puede tener mayor impacto en la población. Los principales aspectos sobre la percepción de los actores se aborda en el capítulo anterior (para más detalle ver artículo correspondiente en el capítulo 6). En este apartado se discute la implementación del método de análisis seguido en nuestro estudio y del modelo Conocimiento-en-Contexto, como parte de los programas de comunicación de riesgos en México. Para ello, primeramente se contrasta el estudio de caso presentado en este trabajo con otros estudios de percepción de riesgos realizados en Latinoamérica. Posteriormente, se hace una breve revisión del análisis de percepción de riesgos que especifican un enfoque social como parte de metodologías propuestas para la comunicación de riesgos y éstas son analizadas según las recomendaciones hechas en nuestro estudio de caso, a partir del modelo Conocimiento-en-Contexto.

En el capítulo anterior mencionamos muchos de los trabajos de investigación que describen la percepción de riesgos desde métodos cuantitativos que poco se acercan a la complejidad de la percepción de las personas ante el riesgo. Un estudio de percepciones con un enfoque social permite abordar de mejor manera los pensamientos de las personas (Wynne, 1996). En Latinoamérica, como en el resto del mundo, solo algunos estudios abordan el análisis de percepción de riesgos del uso de plaguicidas desde un enfoque social (Fonseca et al., 2007., Peres et al., 2004, 2005). No obstante, el diseño y análisis de estos estudios han sido dirigidos desde el punto de vista del investigador (por ejemplo, las preguntas y el análisis se hace según los criterios del investigador), el cual tiende a

priorizar, desde el punto de vista técnico, la opinión de los “expertos” acerca de lo que es arriesgado (Wynne, 1996), dando por consecuencia que los resultados de estos trabajos, pueden estar alejados de la perspectiva de los “no-expertos”. Al respecto, una ventaja importante de nuestro estudio es que analizamos la percepción de riesgos desde un punto de vista neutral, es decir, sin dar mayor peso al punto de vista del “experto” o al de “no-experto” (ver más detalle en el artículo correspondiente en el capítulo 6). Esto nos permitió superar uno de los principales obstáculos del proceso de comunicación de riesgos: la distancia entre expertos y no expertos (Hunška et al., 2013). En contraste, los trabajos de Fonseca (2007) y Peres (2004 y 2005) fueron abordados desde el punto de vista de “expertos”, lo cual puede limitar el análisis y las estrategias de comunicación basadas en estos trabajos.

En Brasil se han propuesto programas de comunicación de riesgo con un enfoque social, en el que el contexto sociocultural y la percepción de la población ante el riesgo, juegan un papel importante. Peres et al. (2013) proponen que los programas de comunicación contemplen las siguientes etapas: a) Estudio de exposición, en el que, tal como su nombre lo indica, se reconoce la exposición, así como los factores que podrían incidir en la percepción de riesgo de la población. b) Estudio de percepción a través de entrevistas semi-estructuradas. c) Desarrollo de iniciativas de comunicación basadas en los resultados de las etapas anteriores, e) Evaluación de los programas de comunicación con base a grupos focales. La realización de un estudio de exposición y otro de percepción de riesgo como etapas iniciales en la metodología presentada por Peres et al. (2013), permite integrar a la comunidad en el proceso de comunicación. En la evaluación de riesgos se triangula información de: 1) Observaciones en las que se describe las relaciones sociales y de poder de la población, con 2) Entrevistas semi-estructuradas que describen la percepción de riesgo y 3) Evaluaciones del proceso laboral, que describen las prácticas de uso de plaguicidas. La integración de estas estrategias de investigación, permite analizar la percepción desde un enfoque social y contextualizarla según la estructura social de la población. No obstante, esta metodología de Peres et al. (2013) presenta dos desventajas. Por un lado, no aborda la relación con actores externos a la comunidad y que son comunicadores del riesgo (por ejemplo, extensionistas y médicos), lo cual incide de manera importante en los procesos de comunicación de riesgos (Hunška et al., 2013, Frewer, 2004). Por otro lado, en los estudios donde se ha utilizado esta metodología (Peres et al., 2004, 2005, 2013) se han realizado un gran número de entrevistas semi-estructuradas para asegurar representatividad (hasta 91). Lo anterior requiere mucho tiempo, lo cual puede afectar la eficiencia de los programas de comunicación (Frewer, 2004).

Las dos limitaciones de la metodología de Peres y colaboradores son superadas con el método utilizado en el estudio sobre análisis de riesgos por el uso de plaguicidas presentado en este trabajo de tesis. En nuestro estudio, además de analizar la percepción de los varios grupos involucrados, ahonda sobre la relación entre expertos y no expertos, en este caso representada por extensionistas y productores. Asimismo, la combinación de entrevistas semi-estructuradas con cuestionarios tipo Likert, permitió reconocer percepciones de la población y, al mismo tiempo, cuantificar la representatividad de estas creencias, lo cual reduce la necesidad de hacer un gran número de entrevistas semi-estructuradas. Una limitante de nuestro estudio lo constituye el hecho de que, hacer pocas entrevistas semi-estructuradas, podría ocasionar la falta de reconocimiento de creencias o percepciones no expresadas por los entrevistados. No obstante, siempre existe la posibilidad de realizar cuántas entrevistas sean posibles, de acuerdo al tiempo y capacidad económica disponible.

En México también existen trabajos que describen metodologías para implementar programas de comunicación de riesgos ambientales en los que se menciona un enfoque social. Cossío-Torres et al. (2011), presentan una metodología de capacitación y orientación a la comunidad sobre diversos temas, entre ellos los riesgos por exposición a sustancias tóxicas como plaguicidas. Este método de comunicación está enfocado principalmente a población infantil, aunque se incluye a población adulta en las actividades para comunicar riesgos. En esta metodología, Cossío-Torres et al. (2011) remarcaban la importancia de los determinantes sociales en el comportamiento de la población. De acuerdo con lo anterior, en la metodología se incluye a la población infantil y adulta en diversas actividades interactivas como obras de teatro, teatro guiñol y concursos, a las vez que se evalúa la percepción de la población antes y después de estas actividades. Cabe señalar que dentro de estas actividades un elemento muy valioso es el análisis de dibujos infantiles relacionados a tóxicos antes y después de las actividades de comunicación de riesgos, lo cual permite reconocer la percepción infantil (Cox, 2005). No obstante, las actividades y la percepción de las personas son analizadas por profesionales en temas como toxicología o salud, a quienes se les denomina “el cuerpo académico” (asumidos como “expertos”). De esta manera, la percepción de niños y adultos es evaluada a partir de la perspectiva de los “expertos”, quienes juzgan qué tanto la población ha aprendido sobre los mensajes impartidos. Esto último refuerza el esquema vertical y unilateral de transmisión del mensaje, en el que el “experto” enseña a los “no-expertos”, pero no se asegura un cambio en la percepción y, por ende, en el comportamiento de las personas (Lichtenberg y Zimmerman, 1999).

Otras propuestas hechas por Cubillas-Tejeda et al. (2011) y Coronado-Salas et al. (2012) proponen un método de comunicación de riesgos ambientales enfocado en la exposición infantil a metales pesados. En la descripción de este método de comunicación se especifica que los mensajes deben ser diseñados con la consideración de factores sociales y culturales de la audiencia, para que la información recibida logre generar cambios. No obstante, en la práctica esta metodología de comunicación de riesgos poco profundiza en un enfoque social. En el estudio se citan mensajes enviados a niños y padres de familia tales como: “No comas frijoles cocinados en ollas de barro” y a los padres de familia “Debes evitar cocinar con ollas de barro”, “Debes consumir agua purificada”. Sin embargo, una costumbre muy arraigada es cocinar en ollas de barro por la creencia que es más rico. Asimismo, ingerir agua purificada y no agua hervida puede relacionarse en muchos casos con el acceso económico para consumir agua hervida o purificada bajo el supuesto de que la primera es más barata.

Según LePrevost et al. (2011), las creencias de las personas acerca de la salud influyen en la actitud que éstas tienen ante el riesgo por el uso de plaguicidas. Con base en ello, diversos autores han utilizado las creencias populares para explicar el comportamiento de las personas expuestas a los plaguicidas y afirman que a través de ellas, es posible impactar las actitudes ante el riesgo (LePrevost et al., 2011, Elmore y Arcury, 2001., Arcury et al., 2002). En Latinoamérica, algunas de las creencias de trabajadores y personas expuestas a plaguicidas han sido documentadas (Blanco-Muñoz y Lacasaña, 2011., Feola y Binder, 2010). No obstante, se desconoce qué tan representativas puedan ser estas dentro de la población y, por ende, no han sido tomadas en cuenta como una herramienta para comunicar los riesgos. En nuestro estudio de caso describimos, enlistamos y medimos la representatividad de algunas de las creencias de campesinos y trabajadores agrícolas expuestos a plaguicidas sobre los riesgos que esto implica. Estos resultados podrían ser útiles en la exploración de esfuerzos rectores para abordar conceptos erróneos en la población, o bien para reforzar algunas creencias en esta temática (Snipes et al., 2009).

En resumen, en Latinoamérica el análisis de percepciones ha sido abordado desde el punto de vista del investigador, dándole mayor jerarquía al punto de vista de los considerados como “expertos” sobre los “no-expertos”. Aunado a lo anterior en México, a diferencia de Brasil (por ejemplo Peres, 2013), el análisis de percepción ha sido poco abordado desde un enfoque realmente social. El análisis de riesgo desde una perspectiva neutral y social, como se realiza en el método presentado en nuestro

estudio, bien podría ser útil en los programas de comunicación de riesgo por uso de plaguicidas en el país.

Capítulo 5. Conclusiones

En el inicio de este documento planteamos como primera pregunta de investigación: ¿Es posible crear un método de modelación que, de manera práctica y a bajo costo, sea capaz de predecir el riesgo y evaluar los efectos del riesgo en ecosistemas acuáticos en ambientes tropicales? En esta tesis se presenta un método de modelación que, con uso de pocos datos y un análisis sencillo, es capaz de evaluar el riesgo por uso de plaguicidas. Este planteamiento representa un primer paso en el proceso de desarrollo de un sistema de modelación en el que el modelo debe ser validado y, de ser necesario, refinado en estudios futuros.

La similitud entre los resultados obtenidos a partir del método de modelación presentado en el estudio de evaluación de riesgos, con los resultados de otros que han utilizado métodos experimentales, sugeriría que el modelo presenta datos “razonables” para continuar con un proceso de validación. Esto apoya la hipótesis 1, relativa a que el método de modelación puede mostrar un comportamiento lógico y mostrar resultados razonables a ambientes tropicales. No obstante, para dar validez a este método, aún se requiere que la metodología aquí descrita sea validada mediante estudios diseñados para tal efecto. Por ejemplo, los datos obtenidos a través del método de modelación pueden ser comparados con datos experimentales en el mismo sitio de estudio. De ser validado este método, puede servir en términos prácticos a nivel de finca y, en términos de toma de decisiones. A nivel finca, a partir de la información proporcionada por el método de modelación, se podrían diseñar esquemas de aplicación que impliquen menor riesgo ambiental en los que no se incluyan los plaguicidas identificados como de mayor riesgo. Asimismo, a nivel municipal, la no inclusión de carbofuran y carbaryl en granulados, especialmente en época de lluvias, es información que debería ser incluida en los programas de extensión agrícola para el diseño de esquemas aplicación en fincas. Además, a nivel estatal los resultados obtenidos podrían apoyar en la identificación de sitios en los que amerite realizar estudios de riesgos basados en métodos experimentales.

Al respecto de la segunda pregunta de investigación planteada en este trabajo de tesis: A partir de un enfoque de ciencias sociales, ¿podría construirse un modelo conceptual que permita comprender los elementos comunes que influyen en la percepción de riesgo de todos los actores y, de esta manera

acortar las diferencias en la percepción de riesgos? El desarrollo de la tesis muestra que: un análisis con perspectiva social y métodos cualitativos, en combinación con métodos cuantitativos, permitió llegar a la definición del modelo conceptual “Conocimiento-en-Contexto”. Este modelo ayuda a entender los principales factores que inciden en la percepción de riesgo de los actores. Nuestro análisis de percepción de riesgos nos permitió descubrir hallazgos que otros estudios que se abordan desde una perspectiva de “expertos” no han encontrado. Lo anterior nos lleva a aceptar nuestra hipótesis 2, relativa a que un análisis de percepción de riesgo basado en un enfoque social, ayuda a construir un modelo conceptual que indique los factores sociales que determinan la percepción de riesgo y que no han sido identificados en otros estudios de investigación. En consecuencia y, a partir de los resultados obtenidos, se puede recomendar el modelo “Conocimiento-en-Contexto” como base de los programas de comunicación de riesgos. Esto quiere decir que, en el diseño de estrategias de comunicación, debe tenerse en cuenta que: 1) La educación formal y la congruencia entre la percepción expresada y el punto de vista técnico, no son necesariamente las normas idóneas para evaluar los conocimientos de la población sobre los riesgos por el uso de plaguicidas. 2) Las experiencias de las personas inciden de manera importante en sus puntos de vista. 3) La socialización del conocimiento, también influye de alguna manera, en un nivel significativo, en la percepción de riesgo por uso de plaguicidas, e incluso puede conducir a cambios en el comportamiento. Asimismo, recomendamos el método seguido en el estudio de percepción de riesgos presentado en este trabajo, como un método adecuado para el análisis de percepción de riesgos (Ríos et al., 2013) que forman parte de los programas de comunicación de riesgos. Lo anterior debido a que permite superar los principales obstáculos para los programas de comunicación, tales como el uso de un alto lenguaje técnico que es poco entendible para la población, así como las discrepancias de percepción entre expertos y no expertos (Hunska et al., 2013), además de ser rápido y fácil de ampliar, las cuales son características de gran importancia para la toma de decisiones.

Capítulo 6. Artículos de la investigación

- a. **Using fate and effect models to estimate the environmental risk of pesticides in the humid-tropics: the case of three banana plantations with different technification levels in Southern Mexico (enviado a la revista *Chemosphere*).**

Adriana Ríos-Gonzalez¹, Andreu Rico², Ricardo Bello-Mendoza³, Paul J. Van den Brink⁴, Héctor J. Sánchez Pérez¹

1. Society, Culture and Health Academic Area, El Colegio de la Frontera Sur. Carretera Panamericana y Periférico Sur s/n, Barrio de María Auxiliadora cp. 29290 San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México. Tel. +52019679000 (e-mails: Adriana Ríos-González adrianariosg@hotmail.com and Héctor Javier Sánchez Pérez hsanchez@ecosur.mx)

2. Aquatic Ecology and Water Quality Management, Wageningen University, Wageningen University and Research Centre, Droevendaalsesteeg 3a, 6708PB, Wageningen, The Netherlands. Tel. 317 48 62 26 e-mail andreu.rico@wur.nl

3. Environmental Technology Academic Area, El Colegio de la Frontera Sur, Carretera Antiguo Aeropuerto Km. 2.5, Tapachula, Chiapas 30700, Mexico. Tel. +529626289800. e-mail rbello@ecosur.mx

4. Environmental risk assessment subdivision. Alterra, Wageningen University and Research Centre. Droevendaalsesteeg 3a, 6708PB, Wageningen, The Netherlands. Tel 0317-481615. e-mailpaul.vandenbrink@wur.nl

Abstract

Banana's intensive production systems have resulted in an increasing use of pesticides which pose a high environmental risk to aquatic ecosystems. It has been difficult to perform comprehensive pesticide risk assessments in banana production areas due to resource limitations. In this study, we devised a modelling approach that uses easy-to-obtain data to calculate pesticide Predicted Environmental Concentrations (PEC) and to preliminary assess pesticide risks to freshwater ecosystems in the humid tropics. Further, we used this modelling approach to assess the impact of agricultural technology level (high-input, medium-input, low-input) on the ecological risk due to pesticide use in banana plantations in the Soconusco region of Chiapas, Mexico. The PRIMET model, which considers pesticide spray-drift as a main route of exposure for fresh water ecosystems, was extended to calculate pesticide PEC by runoff under reasonable worst-case scenario assumptions. Pesticide application schemes in three farms with different technology levels were described, and ecological risks were calculated using estimated PEC values and toxicity data from standard test organisms and from model ecosystem studies. Differences in the application schemes in the three farms resulted in high risk in HIF and LIF while a lower risk in MIF. These differences were attributed to characteristics of the farm such as economical capacity, training in integrated pesticide control and market were related. High exposure doses ($\mu\text{g/l}$) were identified in high, medium and low-input farms due to runoff of the nematicides carbofuran (13.3) and cypermethrin (0.34), the spray-drift deposition of the insecticides carbaryl (44.0) and chlorpyrifos (2.95), as well as the aerial application of the fungicide mancozeb (160). The probabilities of long-term effects of nematicides and insecticides on microcrustaceans (58.2-87.1%), macrocrustaceans (52.7-88.6%) and insects (60.9-96.8%) were high, whereas slightly lower probabilities (53.0-58.2%) of long-term effects of mancozeb on microcrustaceans, macroinvertebrates and rotifers were estimated. This modelling approach seems to be a suitable decision support tool for preliminary assessment of environmental risk due to pesticide use in the humid-tropics, however further investigation is necessary to assess its applicability by comparing model predictions with field measurements.

Keywords: modelling approach, aquatic ecosystems, ecological risk assessment, spray-drift, run-off.

1. Introduction

The application of pesticides is one of the activities of high-input agricultural systems which have more impact in the environment. In export-oriented cultivations of tropical fruits, mostly bananas, pesticides are used intensively in high-input systems (Barraza, et al., 2011). In countries of middle income, such as México, Brazil, Tailand, are some of the countries with highest intensification of pesticides, where cultivations such as banana are grown. Major of these countries have increased the use of pesticides up to 53% per hectare. This increasing use of pesticides has been attributed to a domination of high-input agricultural systems in these countries (Shrienemanders, et al., 2011) in one hand and to the weak institutional framework on the other hand (Shrienemanders, et al., 2012). However some studies about pesticide use and intensification of agricultural systems have not found significative differences between pesticide risk and intensification (Pacini, et al., 2003) and others argue that in intensive and high-input agricultural systems higher doses of pesticides are used (Cooper y Dobson, 2007). In middle-income countries often there are not only high-input and low-input agriculture systems but also a group of farmers located between these two groups and from which little about the use of pesticides has been known. The situation described above raise the importance to address the use of pesticides at different levels of intensification in middle income countries.

Environmental effects of pesticides in banana plantations has raised serious worldwide concerns and, therefore, international bodies such as Organization for Economic Co-operation and Development have focused their concerns in the risk assessment of these substances. Efforts to harmonizing the risk assessment procedures and regulations of pesticides among countries with high income and middle income have taken place. However, this harmonizing has been not succeeding in great part because of shortage economical resources and weak institutional framework in middle income countries. Mexico, as part of Comission for Environment of North America (CECC) is committed since 1995 to create a risk assessment and monitoring program harmonized with those of United States and Canada. The have not yet implemented mainly because it requires high-tech equipment and large economic investment which are often not available in México as in the two other countries (Vilas-Ghiso, et al., 2007). Until now, inventories of the use of pesticides don't exist in Mexico and the transportation routes, exposure levels, the risk and effects to the environment remain unknown. In 2007 the implementation of a national program of monitoring and evaluation of persistent toxic substances PRONAME, aimed to provide information to decision making regarding

identification of environmental risks of pesticides, has been committed within the next 25 years (INECC, 2010). However the PRONAME is based in the high-tech procedures hardly available, especially in rural areas where pesticides are applied. The latter may affect the effectiveness and continuity of the identification process of pesticides in local areas, for example identification analysis are too often interrupted by the dysfunction or lack of analytical equipment and hence the outcomes are not delivered in time. Given the intensive use of pesticides described above in combination with the lack of material resources to perform risk assessment and monitoring programs in countries as Mexico, risk assessment methods requiring simple data should be proposed.

Several models have been developed for assessing the fate and distribution of pesticides in surface waters near agricultural fields without the need to constantly measure concentrations of pesticides in freshwater ecosystems (e.g. <http://focus.jrc.ec.europa.eu/>). Most of these models however have been developed for scenarios representing agro-ecosystems in temperate regions and are not suited to the conditions in tropical regions where the application rates of pesticides and environmental conditions are different (Daam and Van den Brink, 2010). Moreover many of these models use input data which, again, are generally unavailable in developing countries. Practical modelling tools are required to conservatively predict ecological risk using easy-to-obtain data and considering the local agricultural practices, environmental and climatologic characteristics of the study area (Thorbeck *et al.*, 2010).

PRIMET 2.0 is a model used in preliminary assessment studies of pesticide risk for freshwater ecosystems, terrestrial ecosystems and human health in tropical regions (Peeters *et al.*, 2008; www.primet.wur.nl). The main advantages of this model are its reduced number of input data and its suitability for tropical regions since it considers the effect of high temperature, a characteristic of these regions, on the environmental behaviour of pesticides. PRIMET however considers that pesticides enter watercourses adjacent to agricultural fields solely due to spray-drift deposition of the substance during application and does not consider the pesticide runoff which is also one of the main routes of exposure in watercourses adjacent to agricultural fields (Dabrowski and Schulz, 2003). Pesticide runoff may be an important exposure route in tropical regions where heavy rainfall events can potentiate processes such as pesticide wash-off from the foliar surface of the crop and pesticide runoff from the agricultural fields. In this way, not considering the runoff as exposure route may be one of the main limitations of PRIMET.

Given the high environmental risk of pesticides in aquatic ecosystems due to the technification of banana systems and the lack of conditions to perform efficient risk assessment serving to decision makers of Latin-America, this study have two objectives: First to devise a modelling approach which, using easy-to obtain data, can calculate Predicted Environmental Concentrations of Pesticides (PECs) to serve as a preliminary risk assessment of pesticides in freshwater ecosystems the humid-tropics. Secondly this modelling strategy was used to assess the impact of agricultural technification level on the ecological risk due to pesticide use in banana plantations in southern Mexico. For these purposes the PRIMET model was modified to calculate pesticide Predicted Environmental Concentrations (PECs) by considering pesticide runoff and by applying reasonable worst-case scenario assumptions. Respect the latter it was hypothesized that the PRIMET model present higher risk for high-input technified system than for medium and low-input systems. Besides, the use of pesticides in three farms with different technification levels study farms was described. On the basis of the modelling approach outcomes and data of pesticide use in the three farms, the environmental risks for rivers surrounding studied farms were assessed by using toxicity data derived from standard test organisms and semi-field experiments.

2. Material and methods

2.1 Study area

In Chiapas Mexico the majority of the total banana production is sold in the domestic market under a weak pesticide application control (Jansen and Vellema, 2004). The Banana plantations are concentrated in the coastal area of the Soconusco region of Chiapas (Pacific coast), which is characterized as technified systems in large monocrop extensions where high doses of pesticides are applied. These fields are surrounded by man-made drainage systems and natural water bodies that hold a large diversity of aquatic species and in which residual concentrations of pesticides have been found (Hernández-Hernández *et al.*, 2007, Geissen *et al.*, 2010). The region has a humid sub-tropical climate with an annual average temperature of 28°C and an annual average precipitation of 1593 mm. The majority of the total annual precipitation concentrates during rainy season, which takes place from May to October, and only 10% of the total annual precipitation occurs during dry season (November-April) (SMN, 2000).

Three representative farms were selected from a list of the Association of Banana Producers of Soconusco (APPS) classifying banana farms according to the technification level in: High-Input

Technified Farm (HIF), Medium-Input Technified Farm (MIF), and Low-Input Technified Farm (LIF). This classification considers the size of the plantations (Table 1), access to agricultural inputs, economical investment capacity, use of irrigation system, development of new technologies and annual productivity (the latter information was granted as confidential information of the APPS, not for publication).

2.2. Data collection

To assess the environmental risk for rivers surrounding the studied farms, considering pesticide management and site-specific conditions, it was necessary to calculate the pesticide Predicted Environmental Concentrations (PECs) of spray-drift and runoff. For this, data of pesticide use and physical characteristic of the farms were collected.

2.2.1 Use of pesticides in the banana farms

Information about crop management and pesticide application schemes in the three banana farms was gathered by means of surveys applied to the production manager and an agricultural worker of each plantation. The latter one was conducted in order to cross-check the information provided by managers. The survey included information for each pesticide used in the plantation, i.e. commercial name or the active ingredient, target pest, form, doses, and frequency of application. Besides, data of physico-chemical properties on the pesticides used in the studied farms were collected from the FOOTPRINT pesticide database (www.herts.ac.uk/aeru/footprint/) and Tomlin (2005) (see Annex 1).

2.2.2 Physical characteristics of the banana farms

Measurements and sampling in the studied banana plantations and adjacent river of the studied farms were carried out during September 2009 (rainy season) and February 2010 (dry season) (Table 1). Correspondingly two rivers were studied since the adjacent river for MIF and LIF is the Suchiate and the adjacent river for HIF was the Cahoacan. Three sampling points were defined in a distance of 6000 m (considered the total length of the river for the modelled scenarios). At each point, the river bottom width, depth, slide-slope and water flow were measured. Water samples (250 ml) were collected in PET bottles and stored at 4°C until their analysis in the laboratory (UNEP-WHO, 1996). Total suspended solids and the organic matter content in suspended solids were determined. Top soil samples (60 g at 5 cm depth) of the adjacent agricultural field were also collected in polyethylene bags

and stored at ambient temperature until soil texture and soil density analysis were carried out (DOF, 2003).

2.3 Calculation of pesticide Predicted Environmental Concentration (Modification of PRIMET)

The Predicted Environmental Concentrations (PECs) of pesticides were calculated considering spray-drift deposition on the surface of the river and pesticide runoff from the banana plantation through the drainage system. PECs produced by spray-drift deposition ($PEC_{\text{spray-drift}}$) were calculated with PRIMET using the model scenario parameters and pesticide physicochemical characteristics described above (Peeters et al., 2008). PRIMET assumes that a percentage of the dose sprayed at the edge of the agricultural field reaches the surface of adjacent watercourses and calculates momentary water concentrations of pesticide after partitioning between water and suspended solids. The inputs for PRIMET were the data of pesticides use and the physicochemical properties of these substances as well as the physical characteristics of the study sites. No field data of pesticide drift were found for geographic conditions similar to those of this study; therefore, the spray-drift percentage was estimated according to the mode of application: 3.2% for airplane applications, 2.8% for back-pack spray and 0% for granular pesticides (FOCUS, 2001). The variation of spray-drift according to the characteristics of the area (i.e. water body characteristics, wind velocity, plant shade coverage, drop size, pesticide formulation), may be a source of uncertainty, therefore the higher percentage was selected in order to represent a worst-case scenario.

PECs produced by runoff from the banana plantations through the drainage system was calculated by the addition of several equations as follows. The percentage of the pesticide applied dose that is washed off from the agricultural field due to a water runoff event was calculated according to Eq. (1), which is based on the pesticide runoff formula presented by Reus *et al.* (1999). This equation has been used in several studies aimed at the estimation of pesticide loads in watercourses produced by water runoff events (Dabrowski and Schulz, 2003; Berenzen *et al.*, 2005; Hernández-Hernández *et al.*, 2007). In the present study, the formula described by Reus *et al.* (1999) was further extended by including the fraction of pesticide that is washed off from the plant canopy. It was assumed that the fraction of pesticide washed will reach the soil during a rainfall event and hence will contribute to the total pesticide runoff (Eq. 1). The resulting formula does not consider all dynamic processes of soil washing off because this would require specific data that are hardly available in developing countries such as Mexico. A modelling approach that requires unavailable data input is against the objective of

this study, thus, to find a balance between reduced model inputs and a reasonable certainty on the outcomes, realistic worst-case scenarios were described. Realistic values of rainfall layer (P) and time interval (t) that would likely result in an increase of risk, were considered to describe rainy and dry seasons. For the rainy season, t= 0.041 days (1 hour) and P= 45 mm/day were assumed on the basis of field data reported by Hernandez-Hernandez *et al.* (2007). For the dry season, t= 3 days and P= 15 mm/day were assumed by mimicking the sprinkles irrigation system used in these plantations, according to information acquired by means of the surveys mentioned before. The fraction of pesticide washed-off from plant canopy (WO) was available only for few pesticides including the fungicide mancozeb. Given that the WO of the fungicide mancozeb is one of the highest (.90) among all pesticides (Hunsche *et al.*, 2007); its value was assumed as a worst case scenario for all pesticides.

$$\%_{\text{runoff}} = \frac{Q}{P} \cdot f_1 \cdot f_2 \cdot \frac{100}{1+K_d} \cdot [(1 - PI) \cdot e^{-t \cdot K_{\text{soil}}} + PI \cdot e^{-t \cdot K_{\text{plant}}} \cdot WO] \quad (1)$$

$\%_{\text{runoff}}$ Percentage of pesticide dosage available for runoff (%).

Q Runoff layer (mm) calculated according to Lutz (1984) and Maniak (1992) for bare loamy soil with high moisture ($Q = -1.009 + 0.139 \cdot P + 0.009 \cdot P^2 - 4 \cdot 10^{-5} \cdot P^3$).

P Rainfall layer (mm) assumed according to scenarios described above.

f_1 Soil slope factor (-) calculated according to Beinat and van der Berg (1996). If slope <20%, then $f_1 = 0.02153 \cdot \text{slope} + 0.001423 \cdot \text{slope}^2$. If slope $\geq 20\%$, then $f_1 = 1$. In this study it was assumed that $f_1 = 1\%$ since the studied plantations were located in a rather flat area.

f_2 Buffer zone factor (m) is the surface covered with plants that might function as natural barrier for pesticides runoff. It was calculated by: $f_2 = 0.83^{\text{WBZ}}$, with WBZ = width of the buffer zone (m). In this study we assumed a worst-case with WBZ = 0, since in the studied plantations there was not a natural barrier between the plantation and the watercourse.

K_d Sorption coefficient of pesticide to soil (l/kg): $K_d = K_{\text{oc}} \cdot f_{\text{oc}}$, with: K_{oc} = sorption coefficient of pesticide to organic carbon (l/kg), f_{oc} = mass fraction of organic carbon in soil (kg/kg). In this study $f_{\text{oc}} = 2\%$ for all the scenarios as was measured in previous studies in the region (data not published).

PI Fraction of pesticide dosage intercepted by plants (-). In this study $PI = 0.7$ for backpack and aerial applications as proposed by Linders *et al.* (2000) for crops with large foliar systems. $PI = 0$ for applications made directly to soil (i.e., granulates).

t Time interval between pesticide application and the rainfall event (d) assumed according to scenarios described above.

K_{soil} Dissipation rate coefficient of the pesticide in soil (1/d): $K_{\text{soil}} = \frac{\ln(2)}{DT50_{\text{soil}}}$, with: $DT50_{\text{soil}}$ = half-life

degradation of pesticide in soil (d).

K_{plant}	Total dissipation rate coefficient of the pesticide in the plant canopy (1/d) is calculated according to Leistra (2005): $K_{plant} = K_{penet} + K_{photo} + K_{volat}$ with: K_{penet} : coefficient of pesticide penetration in plants (1/d), K_{photo} : coefficient of pesticide phototransformation on plants (1/d), K_{volat} : coefficient of pesticide volatilization from plants (1/d) (for a detailed explanation see Annex 2 and Leistra, 2005)
WO	Fraction of pesticide wash-off from plant canopy (-). $WO=0.9$ of fungicide mancozeb reported by (Hunsche <i>et al.</i> , 2007)

Given the percentage of pesticide dosage available for runoff (%) by Eq. (1), the nominal pesticide concentration in the watercourse, at the runoff discharge point, was calculated by Eq. (2). Since banana plantations in the region have innumerable parallel drainage canals, the simulated scenario considered that all drainage canals were interconnected and that runoff water reached the river by only one discharge point. In Eq. (2), an immediate complete mixing of the runoff discharge in the river was assumed, similarly to the approach described by Berenzen *et al.* (2005). Besides it was assumed that the entire pesticide load available for runoff from the soil top layer will be washed off during the first 10 minutes of the rainfall event (Hunsche *et a.*, 2007). In this short time, the river flow rate would not be substantially altered by the volume of the runoff discharge so in the simulations only the baseline flow rate of the watercourse was considered.

$$C_{pesticide-runoff}^* = \frac{Dose \cdot \frac{\%runoff}{100} \cdot A}{\Delta t \cdot Q_{watercourse}} \quad (2)$$

$C_{pesticide-runoff}^*$	Nominal pesticide concentration in the watercourse ($\mu\text{g/l}$)
$Dose$	Dose of pesticide application ($\mu\text{g/m}^2$), obtained from the surveys
$\%runoff$	Percentage of pesticide dosage available for runoff(%), obtained from Eq. (1)
A	Area of the banana plantation (m^2), obtained from surveys and maps of the banana farms
Δt	Duration of the pesticide runoff event (s), assumed as 10 min (or 600 s)
$Q_{watercourse}$	Watercourse flow (l/s) $Q_{watercourse}$ is calculated (Annex 3) from data of h, b, s1 v measured in the field (Table 1).

Subsequently, from the nominal pesticide concentration in the watercourse obtained by Eq. (2), the PEC produced by pesticide runoff (PEC_{runoff}) was calculated after partition of the pesticide between water and suspended solids according to Eq. (3) (Peeters *et al.*, 2008).

$$PEC_{runoff} = \frac{C_{pesticide-runoff}^*}{1 + ss \cdot m_{om,ss} \cdot K_{om}} \quad (3)$$

PEC_{runoff}	Momentary water concentration from a single runoff event ($\mu\text{g/l}$)
$C^*_{\text{pesticide-runoff}}$	Nominal pesticide concentration in the watercourse ($\mu\text{g/l}$), obtained from Eq. (2)
Ss	Mass concentration of suspended solids in the watercourse (kg/l), obtained from analysis of samples collected in the field
$m_{om,ss}$	Mass fraction of organic matter in suspended solids (kg/kg) obtained from analysis of samples collected in the field
K_{om}	Sorption coefficient on organic matter (l/kg) were calculated by: $K_{om} = \frac{K_{oc}}{1.724}$, with: K_{oc} = sorption coefficient of pesticide to organic carbon (l/kg) obtained from bibliography.

Eq. (4) was used to calculate the peak pesticide concentration in the watercourse resulting from the spray-drift deposition and the pesticide runoff discharge (PEC_{total}).

$$PEC_{total} = (PEC_{\text{spray-drift}} \cdot e^{-t \cdot k^*}) + PEC_{\text{runoff}} \quad (4)$$

PEC_{total}	Peak water concentration resulting from spray-drift and a runoff event ($\mu\text{g/l}$).
$PEC_{\text{spray-drift}}$	Momentary water concentration resulting from spray-drift ($\mu\text{g/l}$). Calculated with the PRIMET model (Peeters <i>et al.</i> , 2008).
T	Time interval between the pesticide application and the rainfall event. Assumed according to the scenarios as it is described above.
k^*	Overall dissipation rate coefficient accounting for degradation, volatilization and dilution of pesticide in the watercourse ($1/\text{d}$). Calculated with the PRIMET model, which uses the values of degradation, volatilization and dilution coefficients of pesticide in the watercourse ($1/\text{d}$) estimated by eq 11-13 in Peeters <i>et al.</i> (2008).
PEC_{runoff}	Momentary water concentration from a single runoff event ($\mu\text{g/l}$). Obtained from Eq.(3)

2.4 Ecological risk assessment

Pesticide risks for freshwater ecosystems were calculated following a two-tiered approach. Firstly, Exposure Toxicity Ratios (ETRs) were calculated for each pesticide by dividing the highest of either the $PEC_{\text{spray-drift}}$, PEC_{runoff} or PEC_{total} by the No Effect Concentration (NECs) estimated from short-term toxicity data for standard test organisms (i.e., fish, invertebrates and algae) gathered from the European FOOTPRINT pesticide database (www.herts.ac.uk/aeru/footprint/). The NEC for each pesticide was calculated as the lowest value resulting from dividing the EC50 for fish, Daphnia and algae by an uncertainty factor of 100, for fish and daphnia, and 10, for algae, as recommended by the EU pesticide directive (EU, 1997) (see Annex 1). A possible risk was assumed when the ETR was

between 1 and 100, and clear risks were assumed when the ETR was higher than 100. Further, the risk assessment for pesticides that showed clear risks was refined by using the PERPEST model v.3 (Van den Brink *et al.*, 2002; www.perpest.wur.nl), conservatively considering the highest PEC when more than one PEC resulted in clear risk for the same pesticide in different scenarios or under different routes of exposure. The PERPEST model predicts the probability to find effects of a certain pesticide water concentration on eight grouped structural endpoints (i.e., algae and macrophytes, fish, insects, macrocrustaceans, microcrustaceans, other macro-invertebrates and rotifers) and one functional endpoint (i.e., ecosystem metabolism) based on effects of pesticides observed in micro- and mesocosm experiments. The predictions in the PERPEST model were made using the default settings and results were optimized using the default optimization procedure (Van Nes and Van den Brink, 2003). The final results were expressed as the probability to find no, slight (i.e., transient short-term) and clear (i.e., clear short and long-term) effects for each of the studied endpoints.

3. Results

3.1 Pesticide use

The surveys applied to the production manager and an agricultural worker of each plantation revealed the name of pesticides used in the plantations, doses and frequency and form of application in dry and wet season. The applied doses revealed by the survey were compared with recommendations on the labelling of each pesticide (Table 2). It was found that fifteen different active ingredients (8 fungicides, 5 insecticides/nematicides and 2 herbicides) were used in the three studied farms. The total amount of pesticide use was similar at the three technification levels, since the reported total amounts of active ingredients (a.i.) were 48 kg a.i./ha/year in the HIF, 46 kg a.i./ha/year in the MIF and 45 kg a.i./ha/year in the LIF. In contrast, the type of pesticide most applied varied among the three farms. The MIF used the largest amount of fungicides (40 kg a.i./ha/year) followed by HIF (34 kg a.i./ha/year) and LIF (18 kg a.i./ha/year). The HIF used the largest amount of herbicides (13 kg a.i./ha/year) followed by the LIF (8 kg a.i./ha/year) and the MIF (5.4 kg a.i./ha/year). The LIF used the highest amount of insecticides and nematicides (i.e., chlorpyrifos, carbaryl and carbofuran), with 19 kg a.i./ha/year, which is more than 23 and 76 times the amounts used in HIF (0.80 kg a.i./ha/year) and MIF (0.25 kg a.i./ha/year), respectively.

During the interview it was observed that HIF is characterized by having more accessibility to technology, inputs and training in pest management. MIF is characterized by having less accessibility to technology and inputs and to perform alternative management practices (e.g. manual weed removal, use of insect traps). In this farm the production manager expressed that they try to reduce the number of pesticide applications because pesticide costs put a pressure on profit margins. LIF is characterized by very limited access to inputs, no training on alternative pest management and a severe problem of pest resistance, particularly with weevils.

Almost all observed single application doses were equal to or less than the recommended dosages (Table 2), with the exception of bifenthrin, mancozeb and tridemorph in the HIF as well as mancozeb and glyphosate in the LIF. Notably, the number of applications of fungicides per year exceeded the recommendations in all the cases, leading to annual dosages that were between 1.5 and 13 times higher than the annual recommended dosages according to the labelling. Fungicides were sprayed from airplanes, whereas the herbicides and some insecticides/nematicides were applied with back-pack sprayers. Only the insecticide carbaryl and the nematicide carbofuran, applied in the LIF, were reported to be applied in granulate forms.

The results also show seasonality in the application of pesticides related to pest occurrence and pesticide mode of action. Fungicides such as mancozeb were applied during the dry season in order to prevent diseases, whereas during the rainy season different formulas of systemic fungicides were rotated in order to prevent resistance of fungal diseases like the Black Sigatoka. All herbicides were applied more often during the rainy season. Both insecticides and nematicides were applied both during the rainy and dry seasons. In HIF and MIF plastic bags impregnated with insecticides were used to protect the banana brunches from trips (e.g. *Thrips florum*), whereas in LIF insecticides were repeatedly sprayed under plastic bags no containing impregnated insecticides.

3.2 Pesticide Predicted Environmental Concentrations

The calculation of equations 1-4 revealed the values of $PEC_{\text{spray-drift}}$, PEC_{runoff} , and PEC_{total} for each dose of fungicides, herbicides and insecticides-nematicides used in the studied farms during the dry and wet seasons (Annex 3). The results show that for the majority of fungicides, the peak PECs coincided with the $PEC_{\text{spray-drift}}$ resulting in concentrations ranging from 0.65 $\mu\text{g/l}$ for difenoconazole (in the MIF, rainy season) to 323 $\mu\text{g/l}$ for tolclofos-methyl (in the MIF, dry season). The PEC_{runoff} for fungicides ranged between insignificant concentrations ($< 0.001 \mu\text{g/l}$) for mancozeb (in all farms during the dry season) to 2.8 $\mu\text{g/l}$ for tolclofos-methyl (rainy season). However, as expected, mancozeb

had the highest runoff potential for fungicides during the rainy season ($L\%_{\text{runoff}} = 0.04\%$) according to calculations with Eq. (1).

The peak PECs for herbicides coincided with $PEC_{\text{spray-drift}}$ in the model scenarios for dry and rainy seasons. In turn the $PEC_{\text{spray-drift}}$ for glyphosate was 2-28 times higher than the PEC_{runoff} and for paraquat these differences were even larger (97-1306 times).

The peak PECs for some insecticides was produced by the modelled spray-drift deposition process. This was the case of chlorpyrifos (2.95 and 1.34 $\mu\text{g/l}$ in the HIF dry and rainy season scenario, respectively), bifenthrin (0.30 and 0.06 $\mu\text{g/l}$ in MIF dry and rainy season scenario, respectively, and 0.45 and 0.23 $\mu\text{g/l}$ in HIF dry and rainy season scenario, respectively) and cypermethrin (0.34 and 0.15 $\mu\text{g/l}$ in HIF dry and rainy season scenario, respectively). Peak PECs for chlorpyrifos and bifenthrin notably exceeded their PEC_{runoff} in the studied scenarios, whereas for cypermethrin those values were in the same order of magnitude (see annex 3). On the contrary, the peak PECs for the insecticide carbaryl (13.28 and 12.45 $\mu\text{g/l}$) and the nematicide carbofuran (43.97 and 42.00 $\mu\text{g/l}$) for the dry and rainy seasons in the LIF respectively, coincided with the PEC_{runoff} , being the highest peak concentrations for the group of insecticides-nematicides. Both, carbaryl and carbofuran showed the highest calculated $L\%_{\text{runoff}}$ with values of 0.19% in the rainy season and 0.08% in the dry season for carbaryl, and 0.54% in the rainy season and 0.21% in the dry season for carbofuran. The highest PEC corresponded with the PEC_{total} only for 5 pesticides applied by airplane and backpack applications during the rainy season in the HIF (i.e., bitertanol, cypermethrin, glyphosate, mancozeb and tebuconazole).

According to the application form it was observed that pesticides applied by spray applications (i.e., airplane or backpack), the $PEC_{\text{spray-drift}}$ resulted in the highest PEC. For those pesticides reported to be used in both seasons by spray applications, the $PEC_{\text{spray-drift}}$ calculated for the dry season was slightly higher than the $PEC_{\text{spray-drift}}$ in the rainy season. A similar trend was observed for pesticides applied directly to soil (i.e., granulates), with the highest PEC_{runoff} occurring during the dry season (Annex 3).

3.3 Ecological Risk Assessment

To calculate the environmental risk, the Exposure Toxicity Ratios (ETRs) were calculated first considering the peak PEC of each pesticide. The results show that from the 31 pesticide cases of exposure evaluated, 9 showed PECs representing clear risk, 13 possible risk, and 9 no risk (Figure 1).

The clear ecological risks were calculated for five pesticides in different seasons: chlorpyrifos (LIF: $ETR_{dry} = 2950$ and $ETR_{rainy} = 1343$), followed by cypermethrin (HIF: $ETR_{dry} = 582$ and $ETR_{rainy} = 511$), mancozeb (HIF: $ETR_{dry} = 219$), carbaryl (LIF: $ETR_{dry} = 221$ and $ETR_{rainy} = 208$) and carbofuran (LIF: $ETR_{dry} = 220$ and $ETR_{rainy} = 210$). Considering the route of the peak PECs mentioned above for these pesticides ($PEC_{spray-drift}$ or PEC_{runoff}), the highest acute risks for freshwater ecosystems were attributed to spray-drift deposition of chlorpyrifos, cypermethrin and mancozeb, and to pesticide runoff events of carbofuran and carbaryl.

The risk assessment was refined, only to the ETRs representing clear risk. The results of the calculations performed with the PERPEST model (Table 3) show that insecticides and nematicides (chlorpyrifos, cypermethrin, carbofuran and carbaryl) are expected to affect communities of freshwater micro- and macro- crustaceans, and insects. The probabilities of clear effects of the peak PEC for cypermethrin on non-target insects (97%), microcrustaceans (75%) and macrocrustaceans (89%) (Table 3) are slightly higher than the probabilities for the effects in the same communities due to chlorpyrifos exposure (85, 87 and 80% respectively, Table 3), carbofuran and carbaryl (>50% in both cases for these three grouped endpoints). According to PERPEST calculations, primary producers, rotifers and fish communities are not exempt to be eventually impacted by the peak PECs for these insecticides and nematicides, since the probabilities for slight and clear effects exceeded 10% and 25%, respectively. For the PEC of the fungicide mancozeb, microcrustaceans, other macroinvertebrates (e.g. molluscs and worms) and rotifers could be the most affected freshwater communities, with probabilities to find clear effects ranging between 53 and 58%. Furthermore, mancozeb pollution could result in harmful, indirect effects on primary producers and ecosystem metabolism (e.g. water pH, dissolved oxygen) with calculated probabilities for clear effects of 35 and 34%, respectively (Table 3).

4. Discussion

4.1 Pesticide Use

The pesticide application schemes reported in this study are similar to those described for other banana production regions in Latin America (Barraza, et al., 2011., Pedlowski, et al., 2012), with intensive fungicide applications during the rainy season, use of insecticide/nematicide in both dry and wet seasons and application of herbicide in the wet season. Accordingly, the highest single observed dose of mancozeb (2 kg/ha every 10 days in HIF) is similar to the dose applied in banana farms of other regions in southern Mexico (2.5 kg/ha per week) (Geissen *et al.*, 2010). All pesticides applied in the studied banana farms are authorized in Mexico, except for paraquat which has been restricted (CICOPLAFEST, 1991). However some of these pesticides (i.e., carbofuran, carbaryl, paraquat and tridemorph) are banned in European countries (EU, 2003) due to their potential environmental hazard (Table 2). This shows the weak regulations of pesticides applications in the study site (Vilas-Ghiso y Liverman, 2007), which in turn suggests high probability of environmental risk for the use of pesticides as documented in other countries (Castillo *et al.*, 1997, 2000, 2006, Shrienemander, et al 2011. Shrienemander, et al., 2012).

The high use of fungicides and insecticides may represent potential adverse impacts to aquatic ecosystems. Fungicides are applied more intensively in the HIF than in MIF and LIF. There, 51 fungicide applications per year at intervals of 6 days during the rainy season were reported (Table 2). which considerably exceeds the expert recommendations on pest management (maximum of 35 applications/year with an interval between applications of 10-14 days) (Orozco-Santos *et al.*, 2004). This intensive application of fungicides can lead to resistance in the pest organism and to the need of even higher doses of fungicides which could damage aquatic fauna. Likewise, large amounts of insecticides/nematicides are used in the LIF, specially chlorpyrifos (12.5 kg a.i./ha per year) (Table 2) which is applied almost weekly, sprayed under the plastic bags covering the fruit. Considering that chlorpyrifos and carbofuran have been classified by the literature as the most harmful for several aquatic organisms, potential adverse effects due to its application could be expected.

The differences in pesticides application schemes observed among the studied farms (type of pesticides and their management) can be, in part, related to the distinct characteristics of the farms linked to their technification level. The economical issue seems to play an important role in the planning of the application schemes. Assessments of the intensification in the use of pesticides show that the reduction of the 50% in the application of these substances results in a reduction of 80% of the

costs (Boussemart, et al., 2011). In this study the overdoses of fungicides in HIF may relate to their high capacity to invest in production (aerial application is expensive, not all farms can afford too many applications). On the contrary, in the MIF the observance of alternative management practices (e.g. use of insect traps) as an attempt to reduce pesticide costs, may relate to the less use of pesticides. A second issue playing a role is technical training about use of pesticides (Samaleh, et al., 2004). In the LIF the use of insecticides maybe related to the infestation of weevils combined with their limited training on integrated pest management methods and the chlorpyrifos sprayed under plastic bags. In the MIF the observed training on pest management may also related with a more adequate pest control systems. A third aspect related to the use of pesticides in the three farms may be related to the productivity (i.e. maintain high production to collocate in international market). It has been documented that export crops are pesticide intensively (Henriques, et al., 1997). However some studies argue that national market vegetables are more pesticide intensive and are applied under worse conditions due to the lack of regulations in the country (Galt, et al., 2008). In this study the LIF which did not export their products use most of the insecticides not permitted in the exportation products such as carbofuran, while HIF despite use pesticides more intensively do not use products such as carbofuran. The latter indicate that the use of pesticides may not only relate with the intensively use but also with the type of products.

Differences in the application schemes suggest distinct ecological risk. In HIF and LIF and a lower risk in MIF and, as expected, differences in risk and potential effects in aquatic ecosystems were also observed. In the LIF and HIF high risk and potential effects on aquatic ecosystems are attributed to the use of insecticides of high toxicity level (chlorpyrifos, carbofuran and carbaryl and cypermethrin) and the overdoses of the fungicide mancozeb as is found in other studies (Castillo, et al., 2000, 2002, Geissen, et al., ,2010). Is important to note that risk due to the use of bags impregnated with chlorpyrifos was not included in the pesticide use overview due to lack of information, which can mean a variation in the estimated risks for HIF and MIF. The analysis shows that the level of technification is not necessarily have a direct relation with the environmental risk in a positive way, instead many other elements such as training on integrated pest control are relevant on the environmental risk (Tilman, 2002) and strengthen pesticide regulations inside the counties play a role in the decision of farmers to plan the pesticide application scheme (Shrienemanders, et al., 2012).

4.2 Pesticide Predicted Environmental Concentrations

The PECs calculated in this study are in the range of pesticide concentrations measured in aquatic ecosystems of Latin America. Residues of propiconazole in a concentration range of 0.1-1 µg/l were found in a river adjacent to banana plantations in Costa Rica (Castillo *et al.*, 2000), which is in line with the $PEC_{\text{spraydrift}} = 1.6 \mu\text{g/l}$ and $PEC_{\text{runoff}} = 0.2 \mu\text{g/l}$ calculated in the present study. The PECs for carbofuran in the present study (44 µg/l) are also very similar to the maximum concentration (42 µg/l) measured in surface waters of banana plantations in Costa Rica (Mortensen *et al.*, 1998). The calculations performed in the present study however exceeded the highest carbofuran concentration (6.2 µg/l) reported for samples collected after a rainfall event (Castillo *et al.*, 2000). This could be explained because the samples analysed by Castillo *et al.* (2000) were collected from a nature conservation area located down-stream of the banana producing area and, hence, dilution and degradation processes could have occurred since the pesticide was washed from the banana plantation. The calculated PECs also agree with those measured in studies performed in the same study region and under similar conditions. In papaya plantations of the Soconusco region, PEC_{runoff} between 0.5 and 0.8 µg/l were measured in the rainy season (Hernandez-Hernandez *et al.*, 2007), which are close to the value (0.13 µg/L) predicted in this study for the same season. The consistency between the results of this study and data reported in the literature suggests that the modelling approach presented in this paper may reasonably predict levels of pesticide exposure in aquatic ecosystems, however there is need for validating it with field data.

The fact that the environmental peak concentrations coincided with the PEC_{total} only for five of the 31 exposure cases evaluated (see Annex 3), is mainly explained by the large river section and high water flow of the studied watercourses. In the modelled scenario, the high water flow of the rivers results in the de dilution and dispersion between the spray-drift and the pesticide runoff events. All these five cases occurred in HIF, the scenario with the lowest water flow velocity, smallest cross section and, consequently, the lowest dilution rate of pesticides in the watercourse (Table 1). This indicates that the potential of the modelling approach proposed in this work would be better exploited in rather small watercourses or in water bodies with stagnant or low water flow. Therefore it would be more suitable for assessing worst-case ecological risks in drainage canals and/or natural streams nearby to banana plantations rather than in large rivers.

The fact that most peak values of PECs did not coincide with PEC_{total} may be due to the pesticides application form and seasonality. Pesticide runoff was the main source of pesticides applied

in granulates such as carbofuran and carbaryl, resulting in higher PECs during and after heavy rainfall events occurring during the dry season (see Annex 3). In contrast, spray-drift was the main source of pesticide pollution in banana plantations for pesticides applied by airplane or backpack, particularly in the dry season due to the low dilution happening in the watercourse during this period. This because the modelled rainfall event for the dry season was lower than in the rainy season and the time interval between the application and the rainfall event was higher. The latter suggest the importance of dilution in the exposure assessment in banana plantations. Likewise indicates that higher risks of these pesticides may occur after occasional rainfall events during dry season or in the beginning of the rainy season in the drainage system of the banana plantation.

4.2 Ecological risk assessment

Higher risks were identified for the spray-drift deposition of the insecticides chlorpyrifos and cypermethrin in the watercourses (Fig. 1). Cypermethrin and carbofuran showed risk by rainfall events occurring shortly after application in the dry season. The risk level of these substances indicates a potential effect on aquatic insects and crustaceans. Additionally, the risk associated to mancozeb spray-drift deposition suggests there may be an effect on several groups of invertebrates (Table 3). These results are in line with the ecological risk assessment performed by Castillo *et al.* (2000), based on an extensive monitoring of pesticide concentrations in drainage canals of banana plantations and down-stream aquatic ecosystems in the Caribbean coast of Costa Rica. That assessment concluded that insecticides and nematicides are the type of pesticides used in banana plantations with the highest risk, being aquatic invertebrates the most sensitive communities to pesticide pollution. Moreover in a follow-up study, Castillo *et al.* (2006) demonstrated an effect on the macroinvertebrate composition in drainage canals of banana plantations after application of several nematicides (i.e., terbufos, cadusafos, carbofuran). Chemical and biological monitoring studies as the ones performed by Castillo *et al.* (2000, 2006) are recommended for assessing water quality and biodiversity effects in the Soconusco region of Mexico. Those studies should focus on the exposure to insecticides and nematicides by spray-drift and runoff and should also consider the highly hazardous compounds and sensitive aquatic taxa identified in the present study (Table 3). They should also elucidate tropical indigenous species that must be investigated in ecotoxicological experiments and must be considered in refined regional ecological risk assessment studies (see Rico *et al.* 2011 and references therein). Likewise recent studies

investigating new methods for in-situ toxicity testing with sensitive tropical freshwater organisms (e.g. Lopes *et al.*, 2011) could also be considered. For example some new methods have been specifically developed to assess edge-of-field pesticide runoff effects (Moreira *et al.*, 2010) which are ecologically relevant and can be considered as a useful complement to pesticide residue analysis in ecological risk assessments.

Regarding the frequency of fungicide applications in the studied banana plantations, it can be expected that surrounding aquatic ecosystems would be repeatedly exposed to residual concentrations of fungicides entering watercourses by spray-drift or pesticide runoff. This may hamper recovery of affected freshwater communities as well as might disturb the natural species composition leading to a dominance of insensitive organisms. It was observed that doses of mancozeb similar to those applied in HIF, result in concentrations in superficial (15.5-22.5 µg/l) and ground water (4.3 µg/l) above the threshold values for invertebrates (1 µg/l) and algae (1-4 µg/l) (Geissen *et al.*, 2010). This refers only to the presence of the parent compound in the watercourse, however actual risk could be even higher than the one calculated here due to mancozeb degradation and the release of its metabolite ethylenethiourea (ETU) and byproducts Mn and Zn, which can be harmful to local aquatic fauna (e.g. *Hyallolela azteca*) (Melgar-Valdéz *et al.*, 2008). For this reason, it is recommended to take into account the degradation process of this fungicide in further environmental risk assessments. The triazole fungicides (i.e., bitertanol, tebuconazole, epoxiconazole, difenoconazole, propiconazole) are the most relevant group of pesticides in the study area. This group of fungicides are largely used in several banana production areas of Central and South America (Henriques *et al.*, 1997; Castillo *et al.*, 2000; Castillo *et al.*, 2006). Maltby *et al.* (2009) analysed single-species toxicity data for six triazole fungicides, over a long list of fungicides, and concluded that invertebrates and algae are significantly more sensitive than fish to this group of compounds. Furthermore, the literature review performed by Maltby *et al.* (2009) showed that semi-field experiments assessing the effects of these compounds in aquatic communities are not available in the public domain. Therefore, multiple-pulse experiments considering primary producers and aquatic invertebrates simulating drainage canals of banana plantations are recommended for getting a better understanding on the potential ecological effects of these compounds in tropical ecosystems.

Specific environmental conditions of the study sites were seen to influence pesticide risk. Given the high importance of dilution in the exposure assessment in banana plantations as mentioned above, the dimension, water flow and seasonality (rain season) of the rivers may be considered as main

factors influencing pesticide risk. Tropical climate seems to have a lower influence on the predicted pesticide risk. Many studies have documented that sensitivity between freshwater organisms from tropical and temperate regions are not significantly different (Daam and Van den Brink, 2010; Rico *et al.*, 2011 and references therein). In this study, we observed that pesticides applied during dry seasons may result in adverse effects on the aquatic fauna, which does not happen in rainy seasons due to the dilution process (Table 3). Consequently, dilution resulting from the runoff process and heavy rain falls, typical conditions of tropical regions, actually reduces ecological risk. Therefore, the cases of high risk calculated in this study could be attributed more to the intensive application of pesticides than to the tropical climate conditions. There is room for refining these calculations by assessing multiple exposure effects in time and in space considering the high application frequency of certain compounds (e.g. fungicides).

Utility of the modelling approach

One of the main advantages of this model is that it requires easy-to-obtain data in comparison to other models for the assessment of pesticides risk. This feature can mean that the model could be implemented by a wider group of users (i.e. decision makers in developing countries, farmers, citizens, students). Besides facilitating preliminary risk assessments, this approach generates reliable and timely information and simplifies the communication of risk (Van Leeuwen, C.J., 2007). It has been argued that models using few data maybe based on erroneous assumptions and therefore the uncertainty of these models is high. However, the use of worst-case scenarios by rising risk thresholds, as done in this study, can lead to safer regulatory decisions and this is better than trying to be too accurate about actual environmental concentrations. Likewise in this study the source of uncertainties in the different steps of the risk assessment were addressed in order to these uncertainties may be taken into account in the decision making and accordingly precautionary measures could be applied (Van Leeuwen, C.J., 2007). The main sources of uncertainty of the modelling approach developed in this study are: 1) The spray-drift percentages considered in this study (FOCUS, 2001) assume that the whole surface of the aquatic ecosystem receive this percentage of pesticide, however for wide rivers the dose of pesticide present in the water ecosystem may be lower, 2) Not all dynamic processes of pesticide-soil interaction were included, thus runoff concentrations can vary and 3) The model does not predict secondary compounds derived from the degradation of the parent molecules, thus in some cases, such as ETU from mancozeb, the metabolites could represent higher risk than the original substance. By creating the

worst-case scenarios and identified probable sources of uncertainty should be enough to consider this approach as affordable to perform preliminary risk assessment which leads to identify and prioritize zones of risk requiring in-depth investigations.

Another advantage of the modelling approach developed in this paper is the identification of compounds and scenarios at risk with a limited number of field measurements and technical and economic resources at farm level. This allow the application of the modelling approach in study cases assessing the environmental risk of farms in order to give practical recommendations to diminish the risk for each specific case. For example, considering the results of the preliminary risk assessment performed in the farms included in this study, the following risk mitigation measures are recommended: i) to implement training programs aiming at the substitution of highly toxic compounds by more environmentally friendly compounds and/or to encourage the implementation of integrated pest management strategies, especially in low intense production systems (Tilman, et al., 2002), ii) to develop more accurate pesticide sprayers that minimize the drift of pesticides, iii) to create buffer zones densely covered with vegetation between the plantations and the adjacent water bodies and iv) to stock drainage canals with water macrophytes and the construction of ponds or small water reservoirs between the banana plantations and the natural watercourses in order to increase the residence time of runoff water discharges and to allow a higher dissipation of pesticides before reaching the aquatic ecosystems. It would be desirable to discuss how and to what extent farm intensification influences ecological risk.

Thought the modelling approach presented in this study may reasonably predict levels of pesticide exposure in aquatic ecosystems, the authors think that it is necessary to validate the pesticide exposure concentrations calculated in the present study. The comparison of our results with actual concentrations is recommended, preferably considering different scenarios, pesticide application methods and rain intensities under local conditions. Furthermore, it is necessary to perform field studies aimed at investigating the data gaps identified in this study: i) pesticide plant interception and spray-drift values of pesticides applied with different methods, ii) pesticide dissipation rates in the canopy of banana trees and their potential to be washed-off under different rain intensities, iii) leaching rates of chlorpyrifos from plastic bags and fate and distribution in soil and freshwater ecosystems, iv) potential of granulated forms of pesticides to be washed-off from the banana plantations and transported and dissolved in down-stream aquatic ecosystems under different rain intensities.

4. Conclusions

The modelling approach presented in this paper is a practical tool for assessing pesticide exposure levels and ecological risks using easy to obtain data. It does this by combining two important routes of pesticide exposure: pesticides spray-drift and pesticide runoff. The modelling approach should be implemented as a preliminary risk assessment for adjacent freshwater ecosystems of small dimension (small watercourses or in water bodies with stagnant or low water flow) in order to identify situation of risk requiring in-depth investigations. However, further investigations are recommended to validate the applicability of this modelling approach.

The highest ecological risks were identified for the low -input technified farm in the dry season due to the use of highly toxic insecticides/nematicides and to the lower dilution of pesticides in the river. The technification level had not an inverse relation with the ecological risk, i.e. high-input technified farms do not guarantee agricultural practices more or less contaminating. The type of pesticides used and specific environmental characteristics involving dilution (size of water body and seasonality) play an important role in the ecological risk posed by pesticides to the surrounding water courses. The risk assessment of at farm level by applying the modelling approach presented in this study could help to give practical recommendations considering the specific environmental conditions of each farm.

Table 1. Physico-chemical characteristics of the model scenarios collected during the dry and rainy season.

Measured parameters	Dry season			Rainy season		
	HIF	MIF	LIF	HIF	MIF	LIF
Area of the plantation (Has)	581	503	169	581	503	169
Length of water body (m)	6000	6000	6000	6000	6000	6000
Temperature (°C)	26.5	26.5	26.5	26.9	27.9	26.9
Flow velocity (m/s)	0.47	0.58	0.56	0.59	0.68	0.65
Bottom width of the rivers (m)	23.9	87.6	92.1	28.5	100	99.7
Depth of the river (m)	0.42	0.47	0.46	1.05	2.04	1.00
Side slope (-)	0.85	2.82	2.95	0.07	0.17	0.26
Suspended solids in water (kg/L)	$8.0 \cdot 10^{-5}$	$1.0 \cdot 10^{-5}$	$7.7 \cdot 10^{-2}$	$4.9 \cdot 10^{-5}$	$7.9 \cdot 10^{-5}$	$2.4 \cdot 10^{-2}$
Organic matter in suspended soils (kg/kg)	0.05	0.01	0.01	0.02	0.02	0.03

HIF: High- input technified Farm has an extension of 581 Ha

MIF: Medium-input technified Farm has an extension of 502 Ha

LIF: Low-input technified Farm has an extension of 169 Ha

Table 2. Pesticide use data in the studied farms and recommended pesticide dosages collected from the product labels.

Pesticide	S	M	n	Δt	Single dose (g a.i./ha)		Annual dose (g a.i./ha)		HIF: High-input technified Farm; MIF: Medium-input technified Farm; LIF: Low-input technified Farm I: Insecticide N: Nematicide F: Fungicide H: Herbicide S: season in which the pesticide is applied according the application scheme; d: dry season; w: rainy season M: mode of application; a: airplane; s: backpack spray; g: granulates n: number of applications per year (-) Δt: time interval between applications (d)
					Observed	Recommended	Observed	Recommended	
HIF									
Bifenthrin (I)	d/w	s	5	48	100	24-60	500	NA	
Bitertanol (F)	w	a	13	6	150	250	1950	250	
Cypermethrin (I)	d/w	s	5	48	60	75-100	300	NA	
Glyphosate (H)	w	s	6	40	1800	540-2160	10800	NA	
Mancozeb (F)	d	a	12	10	2000	900	24000	5600	
Paraquat (H)	w	s	6	40	400	200-400	2400	NA	
Tebuconazole (F)	w	a	13	6	100	100	1300	100	
Tridemorph (F)	w	a	13	6	510	425	6630	1700	
MIF									
Bifenthrin (I)	d/w	s	5	48	50	24-60	250	NA	
Difenoconazole (F)	w	a	6	8	40	40	240	40	
Epoxiconazole (F)	w	a	6	8	100	62.5-125	600	NA	
Glyphosate (H)	w	s	5	48	1080	720-1080	5400	NA1	
Mancozeb (F)	d	a	10	12	900	900	9000	NA	
Propiconazole (F)	w	a	6	8	100	100	600	200	
Tolclofos methyl (F)	d/w	s	6	8	4500	3750-5250	27000	NA	
Tridemorph (F)	w	a	6	8	425	425	2550	1700	
LIF									
Bitertanol(F)	w	a	7	14	250	250	1750	250	
Carbaryl (I)	d/w	g	2	180	1500	1200-2400	3000	NA	
Carbofuran (N)	d/w	g	2	180	1800	2700-3700	3600	NA	
Chlorpyrifos (I)	d/w	s	26	8	480	480-960	12480	NA	
Glyphosate (H)	w	s	5	48	1350	720-1080	6750	NA	
Mancozeb (F)	d	a	15	8	860	430	12900	3010	
Paraquat (H)	w	s	5	48	240	200-600	1200	NA	
Tridemorph (F)	w	a	7	14	425	425	2975	1700	

Table 3. Predicted probabilities (%) to find no, slight and clear effects for eight grouped ecological endpoints calculated with the expert model PERPEST for 5 selected pesticides.

	PEC	Carbaryl	Carbofuran	Chlorpyrifos	Cypermethrin	Mancozeb
		(I)	(N)	(I)	(N)	(F)
		13.28µg/L	43.97µg/L	2.95µg/L	0.34µg/L	160.1µg/L
1. Algae and macrophytes	No effect	73.4	63.1	62.1	60.3	63.6 ^a
	Slight effect	1.42	7.64	6.30	10.4	1.60 ^a
	Clear effect	25.2	29.2	31.6	29.3	34.8 ^a
2. Community metabolism	No effect	94.3	84.6	80.7	88.6	62.7
	Slight effect	3.83	7.70	8.64	3.77	3.51
	Clear effect	1.92	7.71	10.7	7.62	33.8
3. Fish	No effect	79.2	56.0	51.2	61.7	77.6 ^b
	Slight effect	10.4	16.0	13.6	11.2	0.00 ^b
	Clear effect	10.4	28.1	35.2	27.2	22.4 ^b
4. Insects	No effect	26.6	14.8	9.47	3.23	78.9
	Slight effect	12.4	5.23	5.85	0.00	2.87
	Clear effect	60.9	80.0	84.7	96.8	18.2
5. Macrocrustacea	No effect	34.1	14.9	11.7	4.23	NA
	Slight effect	13.2	8.69	8.64	7.13	NA
	Clear effect	52.7	76.4	79.6	88.6	NA
6. Microcrustacea	No effect	18.1	3.81	4.83	17.1	33.7
	Slight effect	23.6	11.5	8.10	8.39	8.07
	Clear effect	58.2	84.7	87.1	74.5	58.2
7. Other macroinvertebrates	No effect	92.8	68.7	67.7	72.7	44.0
	Slight effect	0.00	8.68	9.79	9.24	2.78
	Clear effect	7.24	22.6	22.5	18.1	53.3
8. Rotifers	No effect	61.5	53.9	58.4	43.4	39.9 ^c
	Slight effect	13.5	19.2	17.2	16.5	7.11 ^c
	Clear effect	25.0	26.9	24.5	40.1	53.0 ^c

I: Insecticide N: Nematicide F: Fungicide H: Herbicide

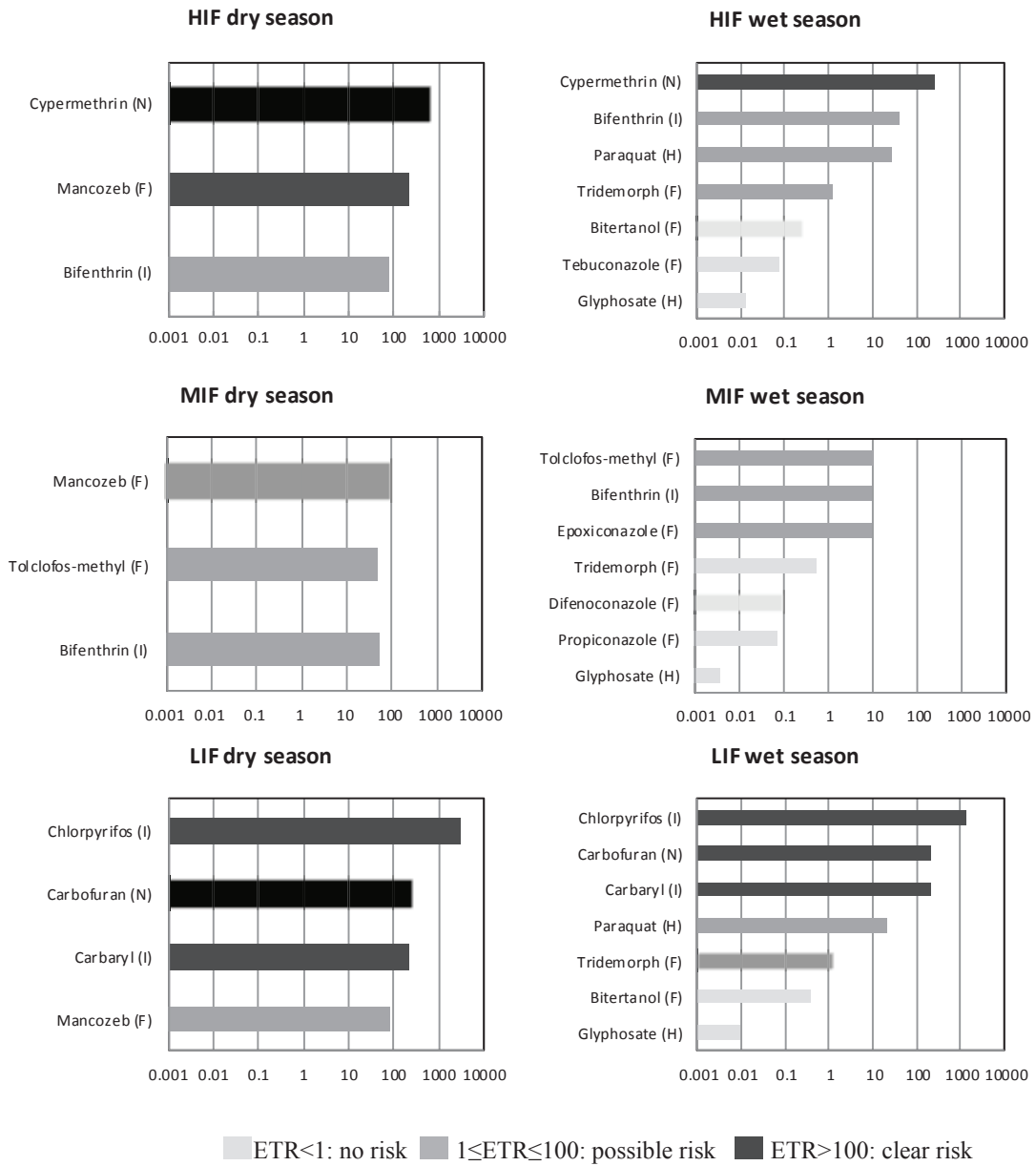
NA: Data not available

^a *Only phytoplankton*

^b *Fish and tadpoles*

^c *Rotifers and other zooplankton taxa*

Fig.1. Exposure Toxicity Ratios (ETRs) for pesticides applied in the studied farms calculated for the dry and rainy season (I: Insecticide N: Nematicide F: Fungicide H: Herbicide).



b. Pesticide risk perceptions and the differences between farmers and extensionists: Towards a knowledge-in-context model (*publicado en: Environmental Research 2013;124:43-53*).

Adriana Ríos-González ^{a, b}, Kees Jansen ^{c*}, Héctor Javier Sánchez-Pérez ^{a, b}

a. Society, Culture and Health Academic Area, El Colegio de la Frontera Sur. Carretera Panamericana y Periférico Sur s/n, Barrio de María Auxiliadora cp. 29290 San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México. Tel. +52019679000 (e-mails: Adriana Ríos-González adrianariosg@hotmail.com and Héctor Javier Sánchez Pérez hsanchez@ecosur.mx)

b. The Africa and Latin America Research Groups Network (GRAAL). Faculty of Medicine, Biostatistics Unit, Barcelona Autonomous University, Edificio M, 08193, Bellaterra, Spain, Tel. +34.93.345811903

c. Knowledge, Technology and Innovation Group, Wageningen University. Hollandseweg 1, 6706 KN Wageningen, The Netherlands. Tel +31.317.484097, e-mail: kees.jansen@wur.nl

*Corresponding author at: Knowledge, Technology and Innovation Group, Wageningen University. Hollandseweg 1, 6706 KN Wageningen, The Netherlands. Tel +31.317.484097, e-mail: kees.jansen@wur.nl (Kees Jansen)

Abstract

A growing body of literature analyzes farmer perceptions of pesticide risk, but much less attention has been given to differences in risk perception between farmers and technical experts. Furthermore, inconsistencies in knowledge have too easily been explained in terms of lack of knowledge rather than exploring the underlying reasons for particular forms of thinking about pesticide risks. By doing this, the division between expert and lay knowledge has been deepened rather than transcended. **Objective:** This study aims to understand differences and similarities among the perceptions of pesticide risks of farmers, farm workers, and technical experts such as extensionists, by applying a social science approach towards knowledge and risk attitudes. **Methods:** Semi-structured interviews and field observations were conducted to smallholders, farm workers, extensionists, health professionals and scientists involved in the use and handling of pesticides. Subsequently, a survey was carried out to quantify the farmers and extensionists' acceptance or rejection of typical assertions expressed previously in the semi-structured interviews. **Results:** Smallholders showed to gain knowledge from their own experiences and to adapt pesticides practices, which is a potential basis for transforming notions of pesticide safety and risk reduction strategies. Though extensionists have received formal education, they sometimes develop ideas deviating from the technical perspective. The risk perception of the studied actors appeared to vary according to their role in the agricultural labor process; they varied much less than expected according to their schooling level. **Conclusions:** Commitment to the technical perspective is not dramatically different for extensionists on the one hand and farmers as well as farm workers on the other hand. Ideas about a supposed lack of knowledge by farmers and the need of formal training are too much driven by a deficit model of knowledge. Further research on risk perceptions of pesticides and training of rural people will benefit from the development of a knowledge-in-context model.

Key words: risk perception, knowledge-in-context, blaming, pesticides, schooling, social perspective

This research was supported by the National Council of Science and Technology of Mexico (Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología CONACyT) and the National Institute of Public Health of Mexico (Instituto Nacional de Salud Pública INSP)

Introduction

The unsafe handling of pesticides in Latin American countries has been widely documented, revealing practices such as users (farmers and farm-workers) not protecting themselves, use of restricted pesticides, and children playing in the farm (Barraza et al., 2011; Polidoro et al., 2008; Blanco-Muñoz et al., 2010). The literature on farmers' knowledge of pesticide risks is steadily growing (for example, Hashemi et al., 2012; Ibitayo et al., 2006; Mokhele, 2011; Palis et al., 2006; Salameh et al., 2004; Sam et al., 2008). Many of these studies attribute mishandling of pesticides to a supposed lack of knowledge of farmers, who may be qualified as 'under trained' and 'illiterate' (Sam et al. 2008). Solutions are formulated as the need for more 'formal education' or 'better education' (Ibitayo et al., 2006; Salameh et al., 2004; Sam et al., 2008). However, in many of these studies farmers' perceptions are mainly interpreted from an expert position (Ibitayo et al., 2006; Salameh et al., 2004; Sam et al., 2008) which may downplay the value of the lay people's conceptualization of risks. Science studies have drawn attention to social processes that disqualify lay peoples' knowledge (Blok et al., 2008) and reinforce the dichotomy between lay and expert (Wynne, 1996). The differences between lay people and expert conceptualization of risk may hinder the implementation of effective risk communication.

In this study we attempt to examine how farmers and farm workers (considered as lay people) differ in their pesticide risk perceptions from technicians who are supposed to be experts in these matters. The case study was carried out in Chiapas in Southern Mexico among people involved in pesticide use in tomato and banana cultivation. Like elsewhere in Mexico, policies do not promote effective safety measures (Idrovo, 2005). Most of the production of this region goes to the national market and is produced under weak regulations for pesticide application, as is more often the case in developing countries (Galt, 2007; Jansen y Vellema, 2004).

Specifically, this study addresses the questions of how pesticide risk perceptions of farmers, farm workers, and extensionists and other experts are different or similar, how these perceptions are related to practices in the field, and how different groups think about how other actors view and handle pesticides. Our research approach to address these questions has several key elements. First, it broadens the focus from farmers (the single focus of most literature) to other actors by comparing farmers' perceptions with those of extensionists who provide advice about how to handle pesticides. Second, it develops an approach in which risk perceptions are first recorded without using an a priori

assessment whether they are correct or not. This differs from most literature on farmers' risk perception which often uses one-sided notions to qualify farmers as 'aware/unaware', 'act incorrectly', and so on. A sociological perspective is taken that assumes that different forms of knowledge can bring useful insights to a particular situation; people's knowledge should be appraised without giving different hierarchy to one or another type of knowledge (Blok et al., 2008). This does not mean that comparison with a technical perspective (to be defined in the next section) is impossible. But such a comparison should be made explicit and is only carried out in a second instance. Third, we investigate how different actors frame pesticide problems (Jansen, 2003, 2008) and blame other actors while talking about pesticide issues. Fourth, we develop a combined qualitative and quantitative approach in order to quantify how representative the various views are and how they relate to other variables (Ton, 2012). This may help to bridge the gap between more interpretative anthropological approaches of local narratives (e.g. Guivant, 2003; Jansen, 2008) and the many quantitative studies on risk perceptions.

Methodology

The term 'technical perspective' is defined in this study as a way of thinking in line with scientific knowledge about how to deal with pesticide risks. It is for example reflected in the good practices as defined in International Code of Conduct on the Distribution and Use of Pesticides managed by the Food and Agriculture Organization of the United Nations. It concerns a set of 'good practices' about how to label the package, store, trade, mix, use, adjust spraying equipment, and use personal protective equipment, among other practices. The technical perspective also includes notions used by health specialists on what to do in case of poisonings.

Local situation

Chiapas is one of the states with the highest production of fruits and vegetables in Mexico. Soconusco and Frailesca, the locations of our study, are the most important agricultural regions of Chiapas. In Soconusco, with its tropical wet climate, coffee and tropical fruits such as papaya, mango, and banana are grown. In Frailesca, with its humid subtropical climate, farmers cultivate vegetables such as tomato (INEGI, 2010). In both regions, large-scale farmers and smallholders compete from an

unequal starting position (Solis, 2005). Large-scale farmers own large plantations, have been trained in technical innovation, have enough resources to hire farm-workers to apply pesticides, and are integrated into a large commercial-network to market their produce. In contrast, smallholders hardly receive training, have small plots, are less mechanized, lack commercial networks, and thus face unfavorable conditions in the market. They mostly use family labor, which implies that they themselves apply pesticides. Many smallholders depend on government support in order to be able to stay active in agriculture. Another relevant group for this analysis is the farm-workers with no access to land. They work in the plantations in exchange of low wages. Commonly they have not received any type of training in agriculture or in any other job, thus agricultural work is crucial for their survival. The mentioned differences result in high incomes for large-scale farmers, low incomes for smallholders, and very low incomes for farm-workers.

Different types of pesticides are used in the study sites: the highest number of applications is with fungicides in banana and tomato (tridemorph, mancozeb and bitertanol: between 35 and 52 applications per year). The most used pesticides are the herbicides glyphosate and paraquat, and the insecticides bifenthrin, carbaryl and carbofuran. Some of them (e.g. carbofuran, carbaryl, paraquat and tridemorph) have been banned in European countries due to their potential environmental hazard (EU, 2003). All pesticides are sprayed, except for carbaryl, which is applied by granulates. In many cases, conditions of applications in Mexico lead to unsafe use. For example, all farmers eat in the field, up to 47% use the pesticides without any personal protective equipment (Tinoco-Ojanguren, et al., 1998), only 28% take a shower after having applied pesticides, and 42% of the farmers store pesticides in their homes (Blanco-Muñoz et al., 2011).

Methods

Unlike many other studies on pesticide risk perceptions that use either qualitative (e.g. Guivant, 2003) or quantitative methods (Isin, et al., 2007) we developed a combination of both methods. First, data on perceptions of pesticide risks and pesticide practices were collected using semi-structured interviews and field observations. Subsequently, we formulated a survey containing a set of typical assertions based on local expressions related to pesticide risks. In the second step we quantified peoples' acceptance or rejection of these assertions through a survey. In this way the survey questions were formulated very much in the local discourse. This not only increased comprehension by

respondents. It also allowed for asking about assertions that a scientist would normally not include in a survey (see for example assertion 1-3 in Table 2).

The field observations of pesticide use practices were carried out during November and December of 2009 in four study sites: one large-scale banana farm and one banana co-operative (collective farm) located in the Soconusco region, and one large-scale tomato farm and one community with smallholder tomato farmers in the Frailesca region. We selected sites that would be instructive for observing different kinds of pesticide use according to researchers knowing the region and key informants from farmer associations.

The semi-structured interviews (n=27) with large-scale farmers (n=8), smallholders (n=4) and farm-workers (n=4), health professionals (physicians, health promoters and employees of the ministry of health) (n=4), scientists (researchers working in agriculture) (n=3) and extensionists (employees of the ministry of agriculture and pesticide companies) (n=4) took place in November 2009 and January 2010. Within each group, we selected those respondents who were involved in pesticide use and management; e.g. farm workers who apply pesticides were selected over those who do other tasks. Interviews with farm-workers were conducted in their house and not in the plantation in order to avoid that interviewees would feel intimidated and reluctant to talk about the different actors around the farm. Except for two tomato smallholders and two farm-workers who stated feeling ashamed of being recorded, all the other interviewees gave their consent to be recorded during the whole conversation. Two large scale farmers and one extensionist asked to stop the recording at one point of the interview. All interviews included similar questions; the questions were formulated in different variations depending on the role of the particular actor interviewed. First, we asked about their work career, e.g. we asked farmers to describe the history of their farms and to the rest of the actors how they started their current job. Subsequently we asked farmers about their methods of pest management, extensionists and scientists about the problems of pests control and health professionals about the health problems in the area. Then we inquired about the advantages and disadvantages of their work in relation to pest management and the use of pesticides. In this part of the interview we asked to actors who do not manipulate pesticides; to health professionals about the principal health risks in the area and to scientists about the main problems in the agricultural production. In many cases interviewees then themselves started to talk about pesticides (not yet introduced as topic by the interviewer). Only in the fourth part of the interview, we asked farmers/farm workers, extensionists, scientists and health

professionals about their views on pesticide risks, for example, if they think that pesticides are harmful or not for environmental and human health. If the interviewee had not previously mentioned any disadvantage of pesticides and health risk of these substances, but now stated that pesticides are harmful, then we asked why they had not mentioned pesticide risks earlier on. Based on this question it was possible to deepen the conversation about pesticides risk. Finally, we asked all interviewees to give their view on what other actors do regarding pesticides in order to study any form of blaming.

The survey used a Likert scale and was conducted face to face to 99 smallholders and 96 extensionists during February and March 2010. Respondents specified their level of agreement or disagreement with 30 items according to a five-point scale; 1=strongly disagree, 2=disagree, 3=neither agree nor disagree, 4=agree, 5=strongly agree. Each item corresponded to an assertion. The assertions that in the analysis were most remarkable and could be further interpreted by triangulation with data from the semi-structured interviews and observations are listed in Table 2. To reduce possible gender influence during interviewing the female interviewer was mostly accompanied by a male assistant.

Type of analysis

Analysis of the interviews: The semi-structured interviews and behavior were transcribed and coded (using NVivo 8.0, software for qualitative analysis), interesting assertions were identified, and differences between the various actor groups were explored. We did a preliminary analysis to design the survey (see a longer discussion in the results section). In this phase we did not use the technical perspective as the standard from which to formulate the assertions and instead of this, we took a more neutral position, not giving more authority to either the farmer or the extensionist's view (we hypothesized that the extensions' view would more or less follow the technical perspective). The technical perspective already prioritizes the expert view of what is risky (Wynne, 1996). We consider that our approach gives more insight into the origins and dynamics of the different types of knowledge. However, we do not think that a fully neutral or agnostic position regarding whether a particular view on risk is more or less correct and can be maintained throughout the analysis (drinking a pesticide is likely to cause more harm than keeping it in the bottle). Hence, in the later stage of the analysis we used the technical perspective as a yardstick when necessary. For the discussion below, we classified first the respondents' answers in three groups. The first two are expressions meaning "there is risk" and expressions meaning "there is no risk" or "there is little risk". Then we found a category of people who in one interview expressed "there is risk" in one moment while in other moments "there is little risk". Secondly, these expressions were checked with field observations, in particular the practices of

respondents who had asserted that pesticide use involves risks, for example a pesticide user who expressed that there is risk but does not protect himself. In the case of actors who do not handle pesticides (scientists and health professionals) we observed behavior and interviewed them during field visits about their own possible exposure and the exposure of others (e.g. regarding any kind of protection they used when going to farmer fields).

The interviewees who only used expressions of ‘there is risk’ in the interview and showed practices confirming this, were considered to have a *risk aware* attitude. Those who only used expressions downplaying the risk or did not find them important and showed practices confirming this were considered to have a *risk disregarding* attitude. Then we found people who expressed ‘there is risk’ but whose practices did not coincide. We also found people who in a single interview expressed different perceptions: in one moment as risk aware while in other moments disregarding risks. These last two categories we call the risk dissonant attitude.

We looked how these three categories of attitudes were distributed over the different actors, grouped in various ways: type of actor (large-scale farmer, smallholder, farm worker, extensionists, health-professionals and scientists), exposure to pesticides (exposed=to have contact with the substance, non-exposed= not having or little contact with the substance) and school level of the actors. The latter ranged from farm-workers without elementary school and smallholders with elementary school and in few cases with high school to large-scale farmers, extensionists with a university degree and scientists with a postgraduate studies (‘low-schooling’= high school or less, and ‘high-schooling’= university degree).

Analysis of the survey: The level of agreement of the respondents with the various assertions in the survey was analyzed for different groups using crosstab and chi-square tests (using SPSS v. 15). Relevant variables were type of actor (farmer or extensionists), exposure and the schooling level of farmers. Considering that having completed elementary school is a minimum requirement for more remunerated jobs (as alternative to agricultural work), the schooling level of farmers were classified into ‘elementary school not completed’ and ‘elementary school completed’ (the latter includes higher education).

Results

This section presents separately the results of the semi-structured interviews and the observations (qualitative, interpretive study), and of the survey (quantitative study). In the discussion section we will make cross-links. In Each sub-section we will successively discuss perceptions that people have about the risk attributed to the pesticides itself (risk nature of pesticides), the risk perceptions that relate to the role of pesticides in agriculture, and the perceptions of people about who is to blame for possible problems with pesticides (blaming).

Results of semi-structured interviews and observations (the interpretive study)

From 28 actors approached for this study, 27 accepted to be interviewed. The smallholders and farm-workers (n=8) were exposed and had low-schooling, while other actors (n=19) were non-exposed and had high-schooling, with the exception of three large-scale farmers who have low-schooling (Table 1).

Perceptions of the risk nature of pesticides

The interview data reveal that smallholders gained knowledge about the health risks of pesticides from different sources. One important source was their own experiences, which often led to adaptations in pesticides practices, risk prevention or locally-rooted views on how to treat pesticide contaminations. For example, we discovered that smallholder tomato farmers had stopped using carbofuran (an insecticide/nematicide), which had been used for years in those communities. Asked about why they had stopped, a smallholder in a group conversation stated: *“After many years of applying this pesticide, we realized that many of us feel nausea and dizziness after mixing or applying this pesticide, thus we know that pesticides are not good for our health”* (Interview 1, [21-12-2009] all translations of quotes and interview questions from Spanish to English by the authors). They link these bodily experiences in the field to their decision to reduce the use of carbofuran. Likewise idiosyncratic treatments may also be based on local experiences. For example, the oldest smallholder tomato farmer stated: *“Once I became sick due to the pesticides, I came home with dizziness and nausea, my wife gave me water with lemon and that relieved me. That is a good remedy to relieve the effects of pesticide, thus I advise my friends to relieve the symptoms with water and lemon”* and later he stated *“drinking a glass of milk before applying [pesticides] is good to prevent intoxication”* (Interview 2, [22-12-2009]). During the field work, we encountered many smallholders who drink a glass of milk before applying and stated to drink lemon with water when they feel nausea. We observed women

soaking clothes impregnated with pesticides after applications in water with lemon before they wash it. They explained that the lemon removes the toxicity of pesticides (short personal communication in the field, [10-12-2009]). These practices evidence that for smallholders one source of knowledge is their own experiences, often, as the second quote suggests, shared with friends and thus subject to social interaction at the local level.

This does not mean that all perceptions about health risks that differ from the technical perspective originate among smallholders themselves. Some come from people with higher schooling levels. One of the interviewed farm-workers, when asked if pesticides imply risks to human health, answered: *“Some of us have already been adapted; I have been growing tomato for a long time, thus I do not cry and I am not afraid, but there are people who are quickly affected. (..) Pesticides do not affect equally the people. It depends on how we are made; those who are adapted are stronger. All pesticides are toxic but there are people who resist and others who do not resist”*. When asked how he knew that pesticides do not affect people equally, he replied: *“I have heard it from an extensionist, we were talking about it”* (Interview 3, [21-12-2009]). Although this quote is not by itself sufficient evidence for considering extensionists as the source of such ideas, it raises the question about how different or similar the views are between farm workers and smallholders on the one hand, and extensionists on the other hand (to be discussed later).

Another issue revealed by the data concerns on how actors read the label on the package. Interview data suggest that users interpret the labels differently from the official message that they contain. For example, some people believe that the shift from red-labeled pesticides to pesticides with a green or blue label (indicating a lower acute human toxicity) has reduced the health problems. *“I wonder it is because of the liquids they spray; my mother in law died of cancer, my father in law too, [like] most of the people here. (..) The current [pesticides] arrive diluted for the human: the labels indicate it and tell ‘no toxic’ or ‘slightly toxic’ and the letters of the product are green or blue: formerly the labels were red and with a big skull”* (Interview 4, [15-11-2009]). The farm-worker related the red label to higher levels of cancer. However, the colors on the labels refer to acute toxicity and not to cancer. Although the simplicity of the color system has had its function in pesticide risk management, it has introduced new meanings not foreseen in the design of the labeling system. In the same way we found that farmers sometimes considered the colors to be an indication of effectiveness,

whereby red labeled pesticides were considered more effective (see the discussion below about the survey). Again this goes against the technical perspective: the color is not a measure of effectiveness.

Risk perceptions related to pesticides in agricultural practice

By means of classifying the expressions and observed practices of actors we identified the type of risk attitude (Table 1). A small proportion of the interviewees (6 out of 27) showed a 'risk aware' attitude. An example of this attitude is the interview and observations of one smallholder tomato farmer who, even when we have not yet introduced pesticide risk as topic, stated: *"Formerly there were no such terrible diseases as nowadays. I think that it [sickness such as cancer] is due to the amount of pesticides we use in tomato. (...) I even do not want to eat my own tomato. (...) All of us want someone to teach us how to produce organic tomato; I think that every tomato farmer wants to stop using pesticides, because these [pesticides] mean danger for our health"* (Interview 5, [28-12-2009]). Besides his wish to stop using pesticides, expressed during the interview, we also observed him performing adapted practices to prevent pesticide risk. He used a specific set of clothes for applying pesticides composed of a long-sleeved shirt, pants, gloves and a handkerchief, which he normally left in the field. Occasionally he took the clothes home where his wife washed it separately and hung it on a high clothesline to keep them away from the children. Though these and similar practices may not be an adequate protection, the mere intention is an expression of a risk aware attitude.

On the other hand, we also found actors who disregarded pesticide risks, although this was a minority (2 out of 27). One of these two was a physician who seemed to give priority to other types of risk, thereby neglecting what happens in agriculture. When asked if she thinks that the use of pesticides in the farming community presents health risks for the population, she answered *"no"*. Several of her statements can be interpreted as a narrative to minimize the importance of pesticide risk: *"the cases of cancer that have been registered are of women, but they do not even apply pesticides. (...) In Comitán the production of tomato is higher than here, but the population is not sick. (...) If they [the farmers] eat tomato, they wash it but they do not remove the bottom, where the cholera could be present. That is even worse"* (Interview 6, [19-12-2009]). In this answer she referred to the idea that pesticide contamination causes cancer. The shift in her words to cholera as a much higher risk of tomato consumption indicates her prioritization of risk. The second risk disregarder in the sample was an official of the Ministry of Agriculture who strongly stated that pesticides are crucial for agricultural production *"There is no another way to manage pest control; (...) you will not find any alternative [different to pesticides] to manage banana pests because that is not possible; it is like that!"* (Interview

7, [14-12-2009]). This interviewee did not want to talk about pesticide risks. Both cases are examples of people who prioritize other risks (infectious diseases, yield reduction) and deny or neglect pesticide risks.

A larger group of respondents (19 out of 27) combined risk awareness and disregarding risks; we call this the 'dissonant risk' perception. From these respondents 12 out of 19 expressed to be aware of risk during the interviews or did not want to talk about pesticides but exposed practices that reject or neglect that there is risk. For example, a large-scale banana farmer asked us to stop recording the interview and then in many moments showed risk aware attitudes in the interview, such as the following statement: *"They [pesticides] are so toxic! It is necessary to use protection while applying pesticides; therefore in our farm we provide protective equipment to the workers"* (Interview 8, [16-12-2009]). During the field work, employees of this farm assured that they comply with the rules of safe use of pesticides established in the 'agricultural good practices protocol' (SAGARPA, 2002) because they want to obtain a certification that would make market expansion possible. However, we observed that the personal protective equipment and showers are not sufficient for the number of farm-workers who apply pesticides in this farm. This coincided with what one farm-worker of this farm stated: *"No, [in the farm] they have never given protective equipment to me (..) no... they have neither said how I must apply the pesticide"* (Interview 9, [13-11-2009]). This expression can be seen as a rejection of what his employer, the large-scale farmer quoted above, had stated. Likewise another large-scale farmer stated: *"The pesticides cause harm, therefore we are trying to reduce the applications in the farm"* (Interview 10, [14-12-2009]). However, during the fieldwork in his farm, the production manager explained that they try to reduce the number of pesticide applications because pesticide costs put a pressure on profit margins; they had already shifted to using cheaper pesticides (communication during the field work, [17-12-2009]). Hence, the large-scale farmer presented the reduction of pesticide applications as part of a risk aware discourse, while it was basically a strategy to diminish the production costs. We consider this as a dissonance between expressed perceptions in the interview and practical reasons in the farm.

We also found other forms of dissonant risk attitudes. 7 out of 19 interviewees showed contrasting perceptions within an interview (independently of their practices in the field). These statements in particular informed the formulation of the assertions included in the survey for quantitative analysis (Table 2). An example of this form of dissonance is the case of a farm-worker

who shifted his expressions about pesticides from negative while talking about possible health consequences to positive when talking about work load. *“I think that sooner or later the pesticides will affect us”*. Asked about disadvantages and advantages of working in the farm he stated: *“I do not like it because, for example, today I dropped everything and it [the pesticide] splashed on me. (...) The advantage [of applying pesticides in the farm] is that it is only three hours [from 6:00 to 9:00 am]; that is why I like it. Well, it is not that I like it. I mean, I prefer that. Even while I do not like it, I prefer it because it is only three hours and they [the farm owners] pay the whole day [9.2 dollars]. In this way I can do other jobs thus I earn more. (...) My son tells me to stop with this work because it can affect to my health but in this way I am early at home [to do other jobs]. (...) I have sprayed for many years and nothing has happened to me”* (Interview 4, [15-11-2009]). Initially, this interviewee expressed that pesticides can cause harm, which is an indication of a risk aware attitude. When we moved to talk about pesticide use in his work, he indicated to prefer applying pesticides. From this moment in the interview he shifted to giving statements trying to downplay the risk by alleging that he has not got sick. Such a shift in meaning attributed to pesticides within a single interview suggests that when people consider pesticides within the context of agricultural practices and their socioeconomic situation, this leads to the expression of dissonant attitudes of risk.

The collected data on risk perceptions showed clear differences for the type of actor and exposure and less clear differences for schooling level (Table 1). The risk aware attitude was identified for the major proportion of smallholders (3 out of 4) and for all scientists (n=3), whereas dissonant attitude were identified for all large-scale farmers (n= 8), farm-workers (n=4), the major proportion of extensionists (3 out of 4), and the health professionals (3 out of 4). Likewise the risk aware attitude was identified for a larger proportion of directly exposed actors (3 out of 8) than for non-exposed actors (3 out of 19). In contrast, interviewee attitudes according to the schooling level differed slightly. One quarter of the low-schooling actors showed risk aware attitude (3 out of 12) whereas only a fifth of the high-schooling actors showed this attitude (3 out of 15).

Blaming

We also collected data on how interviewees perceive the attitude of other actors towards pesticides (Table 1). The data revealed that 11 out of 19 non-exposed interviewees put all the blame on pesticide users (smallholders and farm workers). Most of them disregard pesticide risks and consider themselves blameless. Expressions to blame users were variations on one idea: *“pesticides are not*

harmful; the problem is not the pesticides but how the people handle the pesticides". For example an extensionist working in a pesticide manufacturer stated *"My product [pesticides] aims and is manufactured to control plagues. (...) [But] who misuses it? [He used an ironical style of expressing] (...) the long term problems that they [smallholders] have in their intestines, genitals and nervous central system could be attributed to pesticides but the problem is not the product, it is rather the doses they use. (...) I have not found any evidence of cancer in our products. I am an environmental engineer, thus if our products are dubious, I would be the first to raise the hand"* (Interview 11, [25-01-2010]). Firstly, this extensionist referred to the idea that if users would apply the recommended doses of pesticides they would not be at risk. This suggests that the misuse of pesticides is perceived as much more risky than the substance itself. Secondly, although he attributed problems with intestines and some other health problems to pesticides, he prioritizes carcinogenic pesticides as the only serious health problem, creating a frame in which pesticides that are not carcinogenic are not really harmful. Thirdly, on the top of this, he hinted to be blameless because he is an environmental engineer, presuming and underlining the superiority of expertise.

One other regularly displayed form of blaming users involved one or another reference to the "Mexican idiosyncrasy", a term which is often used by locals to allude to the stereotype of the Mexican lounging around a cactus, traditionalist, defiant and reckless. Some people attribute this stereotype only to poor and low-schooled people who live in rural areas. Extensionists, large-scale farmers and health professionals regularly use this frame when blaming smallholders and farm-workers. For example a large-scale farmer stated: *"We have to face our idiosyncrasy. (...) People contaminate by throwing away the wrapping of processed food [he referred to plastic in the streets] because formerly they did the same with the traditional products [he referred to the countryside]. (...) Thus, this problem originates in our education"* (Interview 12, [17-12-2009]). In this view coming from rural areas means to be uncivilized and environmentally unconscious. Another example was an extensionist working for a pesticide manufacturer and responsible for risk communication, who stated: *"They [smallholders] do not read the label, they prefer to ask to their friends. (...) We [he and his colleagues] were in a meeting to define the design of labels and we coincided that the problem is cultural. The idea of Mother Nature has taken root among the peasants very strongly. Therefore, like the Spanish who managed to conquer us with the virgin Guadalupe [Maria], we will search for a symbol with which the peasant can feel identified"* (Interview 11, [25-01-2010]). In his analogy between the strategies for communication with smallholders and the establishing of Spanish

dominance during the conquest of Mexico, he presumed to be the dominant part that has the moral right and power to reshape peasant's culture. From this perspective, it is culture rather than the nature of the technology or social relations that is the underlying prime cause of problems related with pesticide use (Jansen, 2008).

Smallholders and farm-workers in their turn blamed the extensionists (3 out of 4), but unlike the latter, pesticide users also considered themselves as blameworthy. One smallholder typically blamed extensionists as follows: *"In the Ministry of Agriculture, they [the engineers] sit cross-legged on their desk, smoking their cigarette. I feel they should come here. (..) We do [apply pesticides] with our understanding, but sometimes we do so wrongly. Once there were farmers who used to spray nitrate mixed with herbicide, some engineers saw that and said to the farmers no to do that because they can cause an explosion, but [mostly] there is nobody who tells us anything (..) We would like that the engineers teach us organic methods. There is a farmer in Agronomos [another farming community] who grows organic maize and has good results"* (Interview 5, [28-12-2009]). This smallholder complained about the lack of attention from extensionists but would also welcome guidance about organic agriculture by an extensionist. A difference between smallholders and farm workers on the one hand and extensionists on the other hand is that the former also blame themselves when considering pesticide-related problems. In the interviews, 3 out of 4 farm-workers and one smallholder expressed such self-blaming. Interestingly, this self-blaming overlapped with the idea expressed by non-exposed actors that it is not the pesticides that are harmful but that the user has to be blamed for any harm caused by pesticide handling. An example of self-blaming was given by a farm-worker: *"Sometimes at the end of the journey my neck and my chest turn red and itch, just like this [he showed us the rash on his chest]. I do not know what it is. I believe that it is because I touch the bags [those impregnated with pesticides] and all that having contact with substances [pesticides] and that kind of stuff. However, it must also be because I do not always use protection [he uses a tone showing shame]. I only use a pair of gloves sometimes, but it hampers my work and makes me sweat even more.* (Interview 13, [13-11-2009]). Such forms of little self-blaming occur often in interviews.

The frame of self-blaming can also be partly incorporated but at the same time ironized. One farm-worker who described an accident in the farm stated: *"A colleague farm-worker became sick, he used to pick up the bags [those impregnated with pesticide], we told him to ask for a mask ...[silence, expressing hhhummm, and continuing with a cynical tone in his voice]: in the farm they give us boots.*

Everybody there uses boots, thus if we get sick it is our fault. I have been years working there and I have never got sick” (Interview 14, [27-11-2009]). This farm worker suggested that it is your own fault when you get sick because you do not wear protective equipment. At the same time he talked ironically about the notion that with the availability of some personal protective equipment the worker will be blamed for accidents and damage, rather than the farm owner.

Table 1. Risk perception and attitude according to type of actor, exposure and schooling level

	Expressions observed during the interviews			Respondents whose daily activities confirmed their expression “there is risk”		Risk attitude			
	<i>n</i>	<i>“there is risk”</i>	<i>“there is no or little risk”</i>	<i>Both expressions</i>	<i>Confirming</i>	<i>No confirming</i>	<i>Aware</i>	<i>Disregarding</i>	<i>Dissonant</i>
Total actors	27*	16	2	7	6	10	6	2	19
Type of actor									
Health-professionals	4	-	1	3	-	-	-	1	3
Extensionists	4	3	1	-	-	3	-	1	3
Scientists	3	3	-	-	3	-	3	-	-
Large-scale farmers	8*	6	-	-	-	6	-	-	8
Smallholders	4	3	-	1	3	-	3	-	1
Farm-workers	4	1	-	3	-	1	-	-	4
Exposure									
Exposed	8	4	-	4	3	1	3	-	5
Non-exposed	19	12	2	3	3	9	3	2	14
Schooling level									
Low-schooling	12	7	-	5	3	4	3	-	9
High-schooling	15	9	2	2	3	6	3	2	10

* Two large scale farmers avoided talking about pesticide use, thus we could not determine their expressions regarding “there is risk” or “there is no or little risk”. In these cases we could through field observations determine their risk attitude as dissonant.

Results of the survey

We did a preliminary analysis of interviews in which we identified the following interesting issues: perceptions that contrast with the technical perspective, the reference to the role of pesticides in agricultural production and the importance of blaming people for negative effects of pesticide use. From the items of the survey we selected the 12 assertions with the most remarkable results (Table 2). Some of these assertions contrast with the typical technical perspective. The schooling level and the exposure to pesticides were very different between the two groups: farmers and extensionists. All

extensionists had university degree whereas most smallholders barely finished the elementary school (63% had not finished elementary school and 36% had entered, though not necessarily finished high school). Whereas extensionists are occasionally exposed to pesticides (once per month), all smallholders are exposed almost daily during the growing season of tomatoes. In an initial analysis we noticed that the distribution of responses showed clear tendencies. For many assertions the majority of the respondents chose for “disagree” (option 2) or “agree” (option 4), a minor proportion chose “strongly disagree” (option 1) and “strongly agree” (option 5) and only few respondents chose “neither agree nor disagree” (option 3). To show the contrast we eliminated the responses of option 3 and we categorized options 4 and 5 as *agreement* and options 1 and 2 as *disagreement*.

Perceptions contrasting with the technical perspective

We hypothesized that extensionists would have ideas that approximate the technical view considering that they are trained in pesticide toxicity and thus would disagree with assertions that go against the technical perspective. However, an important percentage of extensionists expressed ideas that deviate from the technical perspective (Table 2, assertions 1-4). Agreement with the idea of “*Current pesticides are not as harmful as in the past; nowadays less people die from poisoning*” were almost similar for both groups (43 and 37% respectively, $p = .253$). Although more smallholders than extensionists agreed with “*People exposed to pesticides become resistant to its effects*” (56 and 23% respectively, $p = .000$), the fact that almost a quarter of the extensionists agreed is remarkable. This result coincides with the finding of the semi-structured interviews suggesting that high-schooled actors may support ideas that differ from the technical perspective (e.g. Interview 3).

Just as it was found in the semi-structured interviews (e.g. Interview 4), both extensionists and smallholders appeared to interpret the labeling differently from the original intentions of the designers of the labeling system (Table 2, assertions 3-4). Smallholders agreed more than extensionists with two ideas: “*If a label shows a skull, the pesticide is dangerous. If it does not show a skull it is no so dangerous*” (58% and 39% respectively, $p = .006$) and “*Pesticides with a red band are the most hazardous but also the most effective against pests*” (80% and 64% respectively, $p = .013$). Assuming that the lower percentages for the extensionists is an expression of better technical knowledge (red band and skull only inform about acute toxicity, not overall hazardousness; band color is no indication of effectiveness) it is remarkable that still a high percentage of the extensionists agree with these assertions.

Perceptions regarding the role of pesticides in agricultural production

In the semi-structured interviews the interviewees often expressed dissonant risk perception when they started to talk about the role of pesticides in agricultural production (e.g. Interview 4). Especially smallholders agreed with assertions that justify the risks they take when applying pesticides (assertions 5-6 in Table 2), such as “*Agriculture is more profitable with the use of pesticides than without*” (83 and 66% respectively, $p=.008$) and “*The effect of pesticides on the environment and human health are justified by the benefits that these substances bring to agriculture*” (65 and 46% respectively, $p=.009$). It is noteworthy that both assertions may have a particular meaning for each group of actors. Agriculture is the major source of livelihood for smallholders and increasing yields is an important issue for them. Therefore smallholders may be more eager to seek justification for the use of pesticides than extensionists, who do not depend economically on agricultural production. The position of the actor in the agricultural process seems to be important in shaping risk perception.

Blaming the user and the other

The notion that the problem is not the pesticide but how people handle pesticides (blaming the user for misuse), as identified in the semi-structured interviews, is actually shared by smallholders and extensionists (Table 2, assertions 7 and 8). While this idea means that extensionists put the blame on the other, for smallholders it means self-blaming. Interestingly, the results of the survey showed that a similar percentage of smallholders and extensionists agreed with the idea that “*In case of an accident with pesticides the user is to blame*” (83 and 82% respectively, $p=.446$). Likewise, similar percentages of smallholders and extensionists agreed with the idea “*Pesticides are not harmful if they are applied correctly*” (68 and 63% respectively, $p=.250$). This supports the idea that if harm occurs, the reason is incorrect handling (misuse).

The survey results confirm the finding of the semi-structured interviews that smallholders and extensionists blame each other for the lack of personal protection (Table 2, assertions 9-12). Whereas the majority of extensionists (88%) agreed with the idea “*Pesticides harm the health of farmers, because they do not protect themselves*”, the majority of smallholders (64%) agreed with “*Extensionists think that we do not use protection because we do not want to and we do not know the harm it can cause, but the truth is that anybody gives us protective equipment*”. Likewise, we found that both groups questioned the knowledge of the other. A majority of extensionists (78%) agreed with

the “*The producers do not apply pesticides correctly because they do not know; they lack training*”. A majority of the smallholders (73%) agreed with “*Extensionists think they know better than us how to control pests because they have studied, but they do not have the experience in the field as we have*”. These results not only show that extensionists and smallholders blame each other, but also indicate that they have different views on who has better knowledge and no confidence in what the other actor knows.

The smallholders and extensionists in this study have very different schooling levels and levels of exposure to pesticides, so the differences between both groups corresponded also to the differences according to schooling level and exposure. To deepen the analysis of schooling we also compared the schooling level of smallholders. In almost all assertions smallholders who did not complete elementary school and smallholders with elementary school completed showed similar levels of agreement, with exception of assertions 6 and 8. Smallholders with elementary school not completed agreed more with “*The effect of pesticides on the environment and human health are justified by the benefits that these substances bring to agriculture*” (83% and 52% respectively, $p=.003$) and with “*Pesticides are not harmful if they are applied correctly*” than smallholders with elementary school completed (77 and 61% respectively, $p=.080$). A low-schooling level coincides with smallholders justifying the use of pesticides and expressing self-blame.

Table 2. Assertions included in the survey and percentage of extensionists and farmers agreeing with a particular assertion

	Type of actor		Schooling of farmers		p	
	Extensionists	Smallholders	Elementary school completed	Elementary school not completed		
	% (n)	% (n)	% (n)	% (n)		
Perceptions contrasting with technical perspective						
1	Current pesticides are not as harmful as in the past; nowadays less people die from poisoning	37 (92)	43 (91)	38 (45)	50 (44)	.172
2	People exposed to pesticides become resistant to its effects	23 (90)	56 (90)	51 (23)	58 (25)	.327
3	If a label shows a skull, the pesticide is dangerous. If it does not show a skull it is no so dangerous	39 (91)	58 (93)	60 (47)	59 (44)	.566
4	Pesticides with a red band are the most hazardous, but also the most effective against pests.	64 (88)	80 (89)	73 (45)	86 (42)	.123
Perceptions regarding place of pesticides within the agricultural context						
5	Agriculture is more profitable with the use of pesticides than without.	66 (92)	83 (97)	83 (48)	81 (47)	.481
6	The effect of pesticides on the environment and human health are justified by the benefits that these substances bring to agriculture.	46 (89)	65 (88)	52 (46)	83 (40)	.003
Blaming						
7	In case of an accident with pesticides, the user is to blame.	82 (73)	83 (78)	83 (48)	84 (43)	.593
8	Pesticides are not harmful if they are applied correctly.	63 (91)	68 (98)	61 (49)	77 (47)	.080
9	Pesticides harm the health of the farmers, because they do not protect themselves.	88 (95)				–
10	Extensionists think that we do not use protection because we do not want to and we do not know the harm it can cause, but the truth is that nobody gives us protective equipment *		64 (89)			–
11	The producers do not apply the pesticides correctly because they do not know; they lack training	78 (96)				–
12	Extensionists think they know better than us how to control pests because they have studied, but they do not have the experience in the field as we have.		73 (92)			–

* The expression "anybody gives us protection" is used by smallholders to refer to the idea that institutions do not provide economical support to buy protective equipment nor advises them on how to protect themselves.

Discussion

Risk communication is seen as a key element to promote the safe handling of pesticides, whereby much emphasis is given to labeling and education as instruments for improving such communication (Hashemi et al., 2012; Lichtenberg and Zimmerman, 1999). The results of our research provide new insights about such communicative activities. In this section we first discuss the issue of labeling and then the role of formal education in understanding risk information. After that we discuss the relationship between experts and lay people, focusing on the constraining role of blaming as discursive strategies. Finally, this discussion helps us to formulate an alternative model for the classical model of thinking about the knowledge deficit of pesticide users.

This study offers insight into the discussion of how to compose pesticide labels. Several studies have documented that users often do not read the information; one reason for this is that information is often too technical and not understandable (Damalas, 2006; Waichman et al., 2011). Particularly in conditions of developing countries with illiterate users or users with less formal education, one has tried to solve this problem by using simplifying symbols, e.g. as pictograms or the color of the label. The use of a red band on the label of highly hazardous pesticide with a high acute toxicity is well known. Our study confirms Rother's (2008) finding that also the simple pictograms may be misunderstood. The results of our study suggest that simplification may lead to new misunderstandings and false images of safety and risks (e.g. that red labels are more effective for pest control). There is no simple solution to this dilemma. Some studies attribute farmers' lack of understanding of the label to a low schooling level or lack of training (Damalas, 2006; Mokhele, 2011). In contrast, this study found that label interpreters with a higher schooling level such as extensionists who have received training in pesticide use, also misunderstand the pesticide labeling in unexpected ways.

This study also provides data that reflects the relationship between the level of formal education (schooling level) and a correct interpretation of pesticide information. The results show that an unexpected high number of extensionists express attitudes that are dissonant with the mainstream technical perspective. Like smallholders, many extensionist share views that can be considered incorrect from a technical perspective (although the percentage that deviates from the technical perspective is different for smallholders and extensionists). This study demonstrated that the schooling level is not necessarily related with a more correct risk perception of pesticides, reflected in the little

difference in risk perception of high-schooled and low-schooled actors (Table 1) and the finding that not only farmers but also extensionists have ideas that differ from the technical perspective (assertions 1-4, Table 2). Moreover, there were no significant differences in the opinions of smallholders with elementary school completed and smallholders with elementary school not completed (with the exception of assertion 6). These results differ with other studies that suggest a more direct, linear relationship between schooling level and risk perception (Yassin et al., 2002; Hashemi, 2011; Blanco-Muñoz et al., 2011; Ibitayo et al., 2006; Salameh et al., 2004; Sam et al., 2008; Mokhele, 2011). For example, one study found that in Mexico workers with an education level above elementary school are more aware about pesticide risks than those with a lower level (85.7% versus 52.9%, $p = .04$) (Blanco-Muñoz et al., 2011). One reason for the difference in findings may be that we developed a different methodological approach. Although we compared farmer's expressions with a mainstream technical perspective we did not a priori categorize farmers' expressions from a normative perspective that classifies them as technically 'correct' or 'not correct' (Yassin et al. 2002., Hashemi, 2011, Blanco-Muñoz,, et al. 2011). In our study we used a sociological approach whereby we first just recorded pesticide perceptions from a more neutral position, i.e. formulating assertions based on people's own ways to express the matters rather than following the 'technical correct' approach. More formalized, technical correct questioning in other studies could, instead, privilege the higher-schooled farmers, whereas drawing more 'incorrect' answers from the lower-schooled farmers. Added to this, we also interviewed extensionists in the same way, taking a symmetrical perspective as much as possible (most other studies only interviewed farmers or farm workers). Only at a later stage in the analysis we compared the given expressions with a mainstream technical perspective. If our argument is valid that a more formal education does not lead in a linear way to more 'correct' pesticide perceptions (i.e. in line with the technical perspective), a more dynamic view on pesticide knowledge will have to be developed (in which formal education may just be one element).

If the level of formal knowledge is not the single explaining factor how much of the technical perspective is followed by actors, we have to look at other factors. One major factor that appears to be important in our study is the position of the actor in the labor process. By this we mean how people make a living and the role that pesticides play in this process. Justifying pesticides by smallholders has been attributed to the poor conditions of life and dependence of smallholders on agricultural production (Kishi et al., 1995, Hunt et al., 1999, Recena y Caldas, 2008) and their situation of vulnerability (Fonseca et al., 2007). Our study suggests that many users do not just deny pesticides

risks even if their short term income is dependent on working with pesticides. But we also observed that the latter experiences influence the expressed perceptions. In the qualitative interviews we observed shifts in expressions when the interview evolved from talking about the properties and effects of pesticides to the issue why people apply pesticides. In the first moment, many respondents expressed to be aware about possible health effects, using negative qualifications for pesticides, whereas in the second moment they used less negative qualifications of pesticides or only positive ones, shifting to language expressing the need to apply, either to have the spraying job as farm-worker or to save the harvest as smallholder. Therefore we argue that neglect of pesticide risks in a dissonant risk attitude is less driven by a lack of knowledge as by strategies to make a living in the given conditions. Both smallholders and larger farmer may be locked into the use of pesticides to save the harvest and thus their investments. The role of actors in the labor process also helps to understand the apparently rejection of pesticide risks by the health professionals who displayed a dissonant attitude. Their epidemiological perspective informs them that diarrhea or tract infections are a much larger risk than pesticides as diarrheas frequently reach epidemic proportions.

The research results indicate that attributing a lack of knowledge to a particular group is a discursive strategy to blame the other (humans rather than the technology) for harm resulting from pesticide use. The results have revealed that extensionists and scientists expressed themselves in a more consistent way about pesticide risks and use than the ‘non-experts’ (Table 1). Large-scale farmers also expressed a consistent narrative. We hypothesize that scientist, large-scale farmers and extensionists are used to defend their position in a discussion about pesticides, meanwhile smallholders and farm-workers are not used to express their insights on pesticides linguistically and, thus, may express dissonances. Therefore, smallholders and farm-workers may appear as more inconsistent. This could lead to the suggestion that they need to require more (formal) knowledge. As we have argued above, blaming users by referring to a lack of knowledge is rooted in a reductionist explanation of the nature of pesticide knowledge of smallholders and farm-workers (Blok et al., 2008, refer in this context to the ‘imagined’ lay-person) and a more comprehensive model is needed. The process of boundary setting between those who know, or are supposed to know, and those who lack knowledge relates to the discussion on the public understanding of science and the division and relationships between ‘experts’ and ‘lay people’ (Blok et al., 2002; Jansen, 2008). Our results point at boundary setting processes, in particular by extensionists who blame the users for problems. By doing so, they reproduce the model of a large expert-lay distance. Smallholders also reproduce this distance by

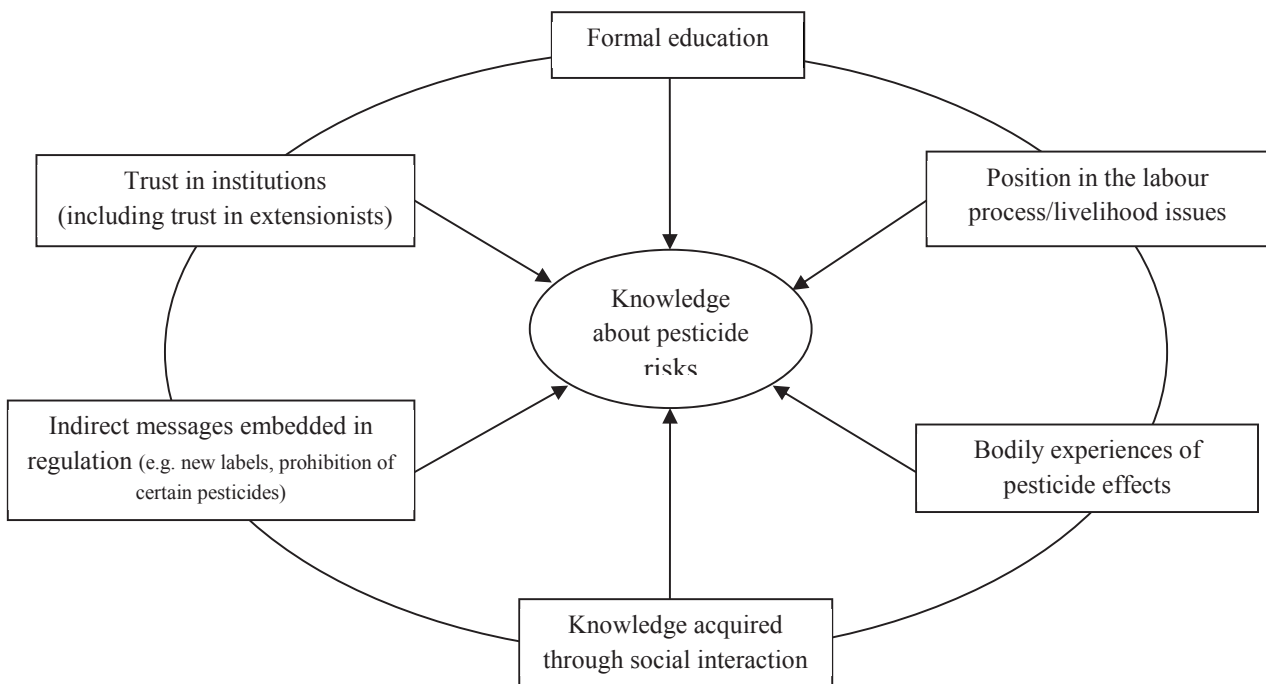
showing mistrust in their own knowledge. But smallholders also tend to point at some typical faults of extensionists, thus developing a double position: extensionist should know and deliver (advice but also protective equipment) but in real life they often fail to do so. Despite farmers' questioning of the role of extensionist, they demanded training from the last actors. It is worth to notice that the concept 'training' can differ from both groups (experts-lay) (Binder y Schöll, 2009). It is likely that existing training concepts will fail as they are based on the classical expert-lay division and the model in which pesticide users are just seen as recipients of formal knowledge and have no knowledge, skills or experiences to tap into.

This discussion brings us to the point where we have to develop a broader and more refined model of knowledge about pesticide risks that goes beyond a simple knowledge deficit model (Jansen et al., 2004) (Figure. 1). We will call this refined model the knowledge-in-context model. The first element is that formal education and the congruence between the expressed perception and the technical perspective are not (or not only) the standards to assess people's knowledge about pesticide risks. Rather an analysis is needed of knowledge in its context in order to understand why people, for example smallholders and farm-workers, express dissonant attitudes. Both individual conditions (e.g. livelihood situation) as well as more systemic factors, such as the organization of the labor process or the dominance of particular risk narratives, shape the knowledge that people express (formal education is just one element of this context). The second element is that experiences of people inform their views. Farmers who have suffered accidents with pesticides perform more safety practices than those who have not suffered accidents (Feola y Binder, 2010). Our study shows that personal experiences, often in combination with social interaction (talking among farmers), led farmers to adapt their pesticide safety practices. Experiences mentioned were not only practical experiences with pesticides (e.g. accidents in the field), but also experiences with 'institutions', such as the distrust of extensionists discussed above. The third element of our knowledge-in-context model is the important role of larger knowledge networks that strongly shape pesticide use perspectives (Toleubayev et al., 2010), and may induce changes in behavior (Barraza et al., 2013; Toleubayev et al., 2011). In our research the current social discourse on organic farming appeared to be a point of reference for many farmers and has produced shifts in their thinking about pesticides (not necessarily in their practices of pesticide use). This element also links individual oriented research on risk perception to approaches that identify and analyze the more collective social processes that shapes peoples thinking. For example, former banana plantation workers in Central America have filed collectively law suits against the manufacturers of

dibromochloropropane (Bohme, 2011; Rosenthal, 2004). Galt (2007, 2008) has analyzed how farmer perspectives of risk emerge and adapt to the concrete political economic situation.

A knowledge-in-context model will have consequences for ideas about training in pesticide safety measures that is now predominantly based in the knowledge deficit/ignorant user model. Calls for more training about risks and safety measures that are uncoupled from further analysis of peoples view on the context of pesticide use, including the social relationships that shape how people practice agriculture, may not change attitudes. Methods based on guiding farmers to share their own experiences and learn from it could be more effective in pesticide risk communication. Our study shows that (similar to the finding of Damalas, 2006) other farmers are a principal source of information about safety measures, rather than extensionists or information on the label. It confirms the notion that to bring about changes in pesticide practices requires multiple actions at different levels, ranging from the intra- and interpersonal level to market and political structures (Cole et al. 2011; Orozco et al., 2011).

Figure 1. Knowledge-In-Context model.



Conclusions

In this study we analyze from a social science perspective the knowledge and risk perception of pesticides of different actors. Smallholders often derive their risk perception from direct experiences with handling pesticides, whereas extensionists draw to a larger extent on formal education. Notwithstanding these differences, risk perceptions of extensionist not always coincide with the technical perspective as taught in formal education. On the other hand, smallholders' knowledge acquired through practical experiences has often resulted in attempts to take safety measures while handling pesticides. Our study shows that blaming is a social practice that creates a difference between experts and lay people regarding who follows good practices. However, despite the social construction of a contrast between these two groups, we found that commitment to the technical perspective is not dramatically different for extensionists on the one hand and farmers and farm workers on the other hand. Finally, we conclude that ideas about a supposed lack of knowledge by farmers and the need for formal training are too much driven by a deficit model of knowledge. In contrast we propose a knowledge-in-context model for analyzing people's risk perception and consider that it will have consequences for training in pesticide risk and risk reduction strategies, for example that training in pesticide risks and safety practices should focus more on real life conditions, people's own experiences, and local forms of knowledge transmission.

Glosario de acrónimos

ADN	Ácido desoxirribonucleico
ATSDR	Agencia para el registro de sustancias Toxicas enfermedades
COFEPRIS	Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios (México)
DDT	Dicloro Difetil Tricloroetano
ETR	Razón exposición/toxicidad
ETU	Etilentiourea
EU	Unión Europea
FOOTPRINT	Base europea de datos sobre plaguicidas
GTT-TLCAN	Grupo de Trabajo Técnico sobre Plaguicidas del Tratado del Libre Comercio de Norte América
INE	Instituto Nacional de Ecología
INECC	Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático
INEGI	Instituto Nacional de Estadística Geografía e Información (México)
INVIVO	Programa para el análisis cualitativo y métodos mixtos
LMR	Límite Máximo de residuos de plaguicidas
OCDE	México Organización para la Cooperación y Desarrollo Económicos
OMS	Organización Mundial de la Salud
PERPEST	Modelo predictivo de riesgos ecológicos por plaguicidas
PIB	Producto Interno Bruto
PNUMA	Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente
PRELUP	Proyecto de exposición laboral por uso de plaguicidas
PRIMET	Modelo de riesgo por plaguicidas en los trópicos al hombre, ambiente y comercio (Pesticides Risks in the tropics to Man, Environment and Trade)
PROCAMPO	Programa para el Campo (México)
PRONAME	Programa Nacional de Monitoreo y Evaluación Ambiental (México)

RECAP	Modelo de Riesgo Ecológico por Aplicación de Plaguicidas
SAGARPA	Secretaría de Agricultura, Ganadería Pesca y Alimentación (México)
SDR	Secretaría de Desarrollo Rural (México)
SMN	Sistema Meteorológico Nacional (México)
SPSS	Paquete Estadístico para las Ciencias Sociales
TLCAN	Tratado de Libre Comercio de Norte América (México, Estados Unidos y Canadá)
UNACH	Universidad Autónoma de Chiapas (México)

Bibliografía

1. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 2006. Toxicological profile for alpha, beta, gamma, and delta-hexachlorocyclohexane. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp43.html>.
2. Alavanja, M. C., Hoppin, J. A., Kamel, F. 2004. Health effects of chronic pesticide exposure: cancer and neurotoxicity. *Annual review of public health*. 25, 155-197.
3. Alavanja, M. C., Samanic, C., Dosemeci, M., Lubin, J., Tarone, R., Lynch, C. F., Knott, C., Kent, T., Hoppin, J.A., Barker, J., Coble, J., Sandler, D.P., Blair, A. 2003. Use of agricultural pesticides and prostate cancer risk in the Agricultural Health Study cohort. *American journal of epidemiology*. 157(9), 800-814.
4. Albert, L. 2005. Panorama de los plaguicidas en México. *Rev. Toxicológica en línea*. <http://www.sertox.com.ar/retel/n08/01.pdf>
5. Alegria, H. A., Bidleman, T. F., Shaw, T. J. 2000. Organochlorine pesticides in ambient air of Belize, Central America. *Environmental science y technology*. 34(10), 1953-1958.
6. Alegria, H. A., Wong, F., Jantunen, L. M., Bidleman, T. F., Figueroa, M. S., Bouchot, G. G., Infanzon, R. 2008. Organochlorine pesticides and PCBs in air of southern México 2002–2004. *Atmospheric environment*. 42(38), 8810-8818.
7. Alegria, H.A., Bidleman, T. F., Figueroa, M. S. 2006. Organochlorine pesticides in the ambient air of Chiapas, Mexico. *Environmental Pollution*. 140(3), 483-491.
8. Aller, L., Bennett, T., Lehr, J. H., Petty, R. 1985. DRASTIC: a system to evaluate the pollution potential of hydrogeologic settings by pesticides. *Evaluation of pesticides in groundwater*, 141-58.
9. Appendini, K., García-Barrios R., De la Tejera, B. 2008. Seguridad alimentaria y calidad de los alimentos: ¿una estrategia campesina?”, en García-Barrios, R, De la Tejera B., Appendini K. (Eds.) *Instituciones y desarrollo: Ensayos sobre la complejidad del campo mexicano*. CRIM-UNAM, Universidad Autónoma Chapingo, El Colegio de México. México D.F. 205-131
10. Arcury, T. A., Quandt, S. A., Russell, G. B. 2002. Pesticide safety among farmworkers: perceived risk and perceived control as factors reflecting environmental justice. *Environmental health perspectives*. 110(2), 233-240.
11. Arnoldi, J. 2009. *Risk*. First ed. Polity. Cambridge, U.K., Malden.
12. Atherton, K. M., Williams, F. M., Egea González, F. J., Glass, R., Rushton, S., Blain, P. G., Mutch, E. 2009. DNA damage in horticultural farmers: a pilot study showing an association with organophosphate pesticide exposure. *Biomarkers*, 14(7), 443-451.
13. Azaroff, L. S. 1999. Biomarkers of exposure to organophosphorous insecticides among farmers' families in rural El Salvador: factors associated with exposure. *Environmental research*. 80(2), 138-147.
14. Barraza, D., Jansen, K., van Wendel de Joode, B., Wesseling, C., 2011. Pesticide use in banana and plantain production and risk perception among local actors in Talamanca, Costa Rica. *Environmental Research*. 111(5), 708-717.
15. Barraza, D., Jansen, K., van Wendel de Joode, B., Wesseling, C., 2013 Social movements and risk perception: unions, churches, pesticides and bananas in Costa Rica. *International Journal of Occupational and Environmental Health*. 19(1),11–21.
16. Beard, J. 2006. DDT and human health. *Science of the total environment*, 355(1), 78-89.
17. Beinat, E., van der Berg, R., 1996. EUPHIDS, a decision support system for admission of pesticides. National Institute of Public Health and the Environment, technical report No. 7124050052, Bilthoven, The Netherlands.
18. Bellon, M. R., Adato, M., Becerril, J., Mindek, D., Meinzen-Dick, R. 2007. Improved maize germplasm, creolization, and poverty: the case of Tuxpeño-derived material in Mexico. En Adato,

- M.;Meinzen-Dick, R. Agricultural research, livelihoods, and poverty: Studies of economic and social impacts in six countries. Johns Hopkins University Press, London. 238-284.
19. Berenzen, N., Lentzen-Godding, A., Probst, M., Schulz, H., Schulz, R., Liess, M. 2005. A comparison of predicted and measured levels of runoff-related pesticide concentrations in small lowland streams on a landscape level. *Chemosphere*. 58 (5), 683-691.
 20. Binder, C.R., Schöll, R., 2009. Structured mental model approach for analyzing perception of risks to rural livelihood in developing countries. *Sustainability* 2, 1-29.
 21. Blanco-Muñoz y Lacasaña, M. 2011. Practices in pesticide handling and the use of personal protective equipment in Mexican agricultural workers. *Journal of Agromedicine*. 16 (2), 117-126.
 22. Blok, A., Jensen, M., Kaltoft, P. 2008. Social identities and risk: expert and lay imaginations on pesticide use. *Public understanding of science*. 17 (2), 189-209.
 23. Bohme, S.R., 2011. Preserving a forum for transnational litigation is a public health imperative. *International Journal of Occupational and Environmental Health* 17 (1), 95-97.
 24. Bossel, H. 1991. Modelling forest dynamics: moving from description to explanation. *Forest Ecology and Management*. 42(1), 129-142.
 25. Brena, B.M., Arellano, L., Rufo, C., Last, M.S., Montaña, J., Egaña, C.E., Gonzalez-Sapienza, G., Last, J.A. 2005. ELISA as an affordable methodology for monitoring groundwater contamination by pesticides in low-income countries. *Environmental Science and Technology*. 1; 39(11), 3896-903.
 26. Bridges, J. 2003. Human health and environmental risk assessment: the need for a more harmonized and integrated approach. *Chemosphere*. 52(9), 1347-1351.
 27. Brugnach, M., Dewulf, A. R. P. J., Pahl-Wostl, C., Taillieu, T. 2008. Toward a relational concept of uncertainty: about knowing too little, knowing too differently, and accepting not to know. *Ecology and Society*. 13(2), 30.
 28. Byrd, T. L., van Derslice, J., Peterson, S. K. 2001. Attitudes and beliefs about environmental hazards in three diverse communities in Texas on the border with Mexico. *Revista Panamericana de Salud Pública*. 9(3), 154-160.
 29. Carlson, R. 2002. Silent spring. Fourthly anniversary ed. Mariner Books. New York.
 30. Castillo, L. E., Martínez, E., Ruepert, C., Savage, C., Gilek, M., Pinnock, M., Solis, E. 2006. Water quality and macroinvertebrate community response following pesticide applications in a banana plantation, Limon, Costa Rica. *Science of the total environment*. 367(1), 418-432.
 31. Castillo, L.E., De la Cruz, E., Ruepert, C. 1997. Ecotoxicology and pesticides in tropical aquatic ecosystems of Central America. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 16 (1), 41-51.
 32. Castillo, L.E., Ruepert, C., Solis, E. 2000. Pesticide residues in the aquatic environment of banana plantation areas in the north atlantic zone of Costa Rica. *Environmental toxicology and chemistry*. 19 (8), 1942-1950.
 33. Ceseña, J. O., Espinosa-Torres, F., López-Carrillo, L. 1994. El control de los riesgos para la salud generados por los plaguicidas organofosforados en México: retos ante el tratado de libre comercio. *Salud Pública de México*. 36, 624-632.
 34. Cole, D., Orozco, F., Pradel, W., Suquillo, J., Mera, X., Chacon, A., Prain, G., Wanigaratne, S., Leah, J., 2011. An Agriculture and Health Inter-sectorial Research Process to Reduce Hazardous Pesticide Health Impacts Among Smallholder Farmers in the Andes. *BMC International Health and Human Rights* 11(Suppl 2), S6.
 35. Comisión Federal de Protección contra Riesgos Sanitarios (COFEPRIS). 2006. Implementación del Proyecto Reducción de Exposición Laboral por el Uso y Manejo de Plaguicidas en el Estado de Sinaloa. *Red sanitaria*. 2(5). 1-8.

36. Comisión Federal de Protección contra Riesgos Sanitarios (COFEPRIS). 2007. Taller de comunicación de riesgos. Los Cabos, B.C. México, 08 de Junio del 2007
<http://ftp.conagua.gob.mx/PlayasLimpias/memorias/Memorias3/Talleres/Taller%20comunicaci%20de%20riesgos.pdf>
37. Comisión Federal de Protección contra Riesgos Sanitarios (COFEPRIS). 2007a. La Comunicación de Riesgos como una herramienta para el manejo de riesgos sanitarios. *Red Sanitaria*. 3(9). 10-14.
38. Comisión Intersecretarial para el control del Proceso y uso de plaguicidas, fertilizantes y sustancias tóxicas (CICOPLAFEST), 1991. Catálogo oficial de plaguicidas. Diario Oficial de la Federación, Ciudad de México, México.
39. Coronado-Salas, C., Díaz-Barriga, F., Moreno-Sánchez, A. R., Carrizales-Yáñez, L., Torres-Nerio, R., Rentería-Guzmán, Y. J., Cubillas-Tejeda, A. C. 2012. La comunicación de riesgos como una herramienta para disminuir la exposición infantil a plomo y arsénico en la zona contaminada de Villa de la Paz-Matehuala, San Luis Potosí, México. *Revista internacional de contaminación ambiental*. 28(2), 167-181.
40. Cortés-Genchi, P., Villegas-Arrizón, A., Aguilar-Madrid, G., Paz-Román, M.P. Maruris-Reducindo, M., Juárez-Pérez, A.C. 2008. Síntomas ocasionados por plaguicidas en trabajadores agrícolas. *Revista Médica del Instituto Mexicano del Seguro Social*. 46(2), 145-152.
41. Cossío Torres, P., Domínguez Cortinas, G., Hernández Cruz, M. T., Morales Villegas, R., Van Brussel, E., Díaz-Barriga Martínez, F. 2011. CHICOS y PIBES, propuestas innovadoras para la atención de la salud ambiental infantil en América Latina. *Acta toxicológica argentina*. 19 (1), 5-15.
42. Cox, S. 2005. Intention and meaning in young children's drawing. *International journal of art y design education*, 24(2), 115-125.
43. Crocker, D.R. 2005. Estimating the exposure of birds and mammals to pesticides in longer-term risk assessments. *Ecotoxicology*. 14, 833-851.
44. Cubillas-Tejeda, A. C., Torres-Nerio, R., Díaz-Barriga Martínez, F., Carrizales-Yáñez, L., Coronado-Salas, C., Nieto-Caraveo, L. M., Moreno-Sánchez A.R., Lomelí, L. 2011. Designing and application of a risk communication program for children environmental health on a lead and arsenic contaminated location. *Ciência y saúde coletiva*. 16 (10), 4115-4126.
45. Cuero, J. M. 2011. Desagrarización del campo chiapaneco. *Encrucijadas: revista crítica de ciencias sociales*. (1), 106-128.
46. Daam, M.A., Van den Brink, P.J. 2010. Implications of differences between temperate and tropical freshwater ecosystems for the ecological risk assessment of pesticides. *Ecotoxicology*. 19, 24-37.
47. Dabrowski, J.M. and Schulz R., 2003. Predicted and measured levels of azinphosmethyl in the Lourens River, South Africa: Comparison of runoff and spray drift. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 22 (3), 494-500.
48. Damalas, C.A., Theodorou, M.G., Georgiou, E.B., 2006. Attitudes towards pesticide labelling among Greek tobacco farmers. *International Journal of Pest Management* 52 (4), 269-274.
49. De Jager, C., Farias, P., Barraza-Villarreal, A., Ávila, M. H., Ayotte, P., Dewailly, E., Dombrowski, C., Rousseau, F., Sanchez, V.D., Bailey, J.L. 2006. Reduced seminal parameters associated with environmental DDT exposure and p, p'-DDE concentrations in men in Chiapas, Mexico: a cross-sectional study. *Journal of andrology*. 27(1), 16-27.
50. Diario Oficial de la Federación, 2003. Norma Oficial Mexicana (NOM-021-RECNAT-2000) que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad muestreo y clasificación de suelos. Diario Oficial de la Federación, Ciudad de México, México.
51. Dinham, B., Malik, S. 2003. Pesticides and human rights. *International journal of occupational and environmental health*, 9(1), 40-52.

52. Durán-Nah, J. J., Colli-Quintal, J. 2000. Intoxicación aguda por plaguicidas. *Salud pública de México*. 42(1), 53-55.
53. El Heraldo de Chiapas. 2009. El PIB de Chiapas se disparara con la reconversión productiva. Tuxtla Gutiérrez Chiapas. 22 de Junio 2009. <http://www.oem.com.mx/esto/notas/n1213984.htm>
54. Elmore, R. C., y Arcury, T. A. 2001. Pesticide exposure beliefs among Latino farmworkers in North Carolina's Christmas tree industry. *American journal of industrial medicine*. 40 (2), 153-160.
55. Environmental Protection Agency (EPA). 2001. Pesticides science and policy: development and use of GENEEC version 2.0 for pesticide. Estados Unidos .
56. Environmental Protection Agency (EPA). 2007. Exposure and fate assessment screening tool V. 2 . Springfield, Estados Unidos.
57. Eskenazi, B., Bradman, A., Castorina, R. 1999. Exposures of children to organophosphate pesticides and their potential adverse health effects. *Environmental health perspectives*. 107 (13), 409.
58. European Union (Ed.), 2003. Regulation of the European Parliament and of the Council no. 304/200. *Official Journal of the European Union*. European Union Parliament. Brussels, Belgium.
59. European Union, 1997. Council Directive 97/57/EC of September 21 1997. Establishing Annex VI to Directive 91/414/EEC concerning the placing of plant protection products on the market. *Official Journal of the European Communities* L265, 87-109.
60. Favari, L., López, E., Martínez-Tabche, L., Díaz-Pardo, E. 2002. Effect of insecticides on plankton and fish of Ignacio Ramirez reservoir (Mexico): a biochemical and biomagnification study. *Ecotoxicology and environmental Safety*. 51(3), 177-186.
61. Feola, G., Binder, C.R., 2010. Why don't pesticide applicators protect themselves? Exploring the use of personal protective equipment among Colombian smallholders. *International journal of occupational and environmental health*. 16 (1), 11-23.
62. FOCUS, 2001. FOCUS Surface Water Scenarios in the EU Evaluation Process under 01/414/EEC. Report, EC Document Reference SANCO/4802/2001-rev.1. Report of the FOCUS Working Group on Surface Water Scenarios, Brussels, Belgium.
63. Fonseca, M. D. G. U., Peres, F., Firmo, J. O. A., Uchôa, E. 2007. Percepção de risco: maneiras de pensar e agir no manejo de agrotóxicos. *Ciência y saúde coletiva*, 12(1), 39-50.
64. Forbes, V. E., Calow, P. 2002. Extrapolation in ecological risk assessment: balancing pragmatism and precaution in chemical controls legislation: extrapolation is a practical necessity in ecological risk assessment, but there is much room for improvement in the extrapolation process. *Bioscience*, 52(3), 249-257
65. Frewer, L. 2004. The public and effective risk communication. *Toxicology letters*. 149(1), 391-397.
66. Froehner, S., Maceno, M. 2010. Assessment of bioaccumulation of biphenyls in the trophic chain of a coastal area of Parana, Brazil. *Environmental monitoring and assessment*, 164 (1-4), 189-198.
67. Galt, R.E., 2007. Regulatory risk and farmers' caution with pesticides in Costa Rica. *Transactions of the Institute of British Geographers* 32 (3), 377-394.
68. García de Llasera, M. P., Bernal-González, M. 2001. Presence of carbamate pesticides in environmental waters from the northwest of Mexico: determination by liquid chromatography. *Water research*. 35(8), 1933-1940.
69. Geissen, V., Ramos, F. Q., de J. Bastidas-Bastidas, P., Díaz-González, G., Bello-Mendoza, R., Huerta-Lwanga, E., y Ruiz-Suárez, L. E. 2010. Soil and water pollution in a banana production region in tropical Mexico. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*. 85 (4), 407-413.

70. Goldner, W. S., Sandler, D. P., Yu, F., Hoppin, J. A., Kamel, F., Levan, T. D. 2010. Pesticide use and thyroid disease among women in the agricultural health study. *American Journal of Epidemiology*. 171(4), 455-464.
71. Goldstein, B. D. 2005. Advances in risk assessment and communication. *Annual Review in public health*. 26, 141-163.
72. González-Andrade, F., López-Pulles, R., Estévez, E. 2010. Acute pesticide poisoning in Ecuador: a short epidemiological report. *Journal of public health*. 18 (5), 437-442.
73. Gonzalez-Farías, F., Estrada, X. C., Ruíz, C. F., González, G. D., Botello, A. V. 2002. Pesticides distribution in sediments of a tropical coastal lagoon adjacent to an irrigation district in northwest Mexico. *Environmental technology*. 23(11), 1247-1256.
74. Guivant, J., 2003. Pesticide use, risk perception and hybrid local knowledge: A case study from Southern Brazil. *International Journal of Sociology of Agriculture and Food* 11 (1), 41-51.
75. Gunnell, D., Eddleston, M., Phillips, M. R., Konradsen, F. 2007. The global distribution of fatal pesticide self-poisoning: systematic review. *Biomedcentral public health*. 7(1), 357.
76. Gutiérrez-Ribón, G., Flórez-Ramos, H., Vergara-Flórez, V. 2010. Evaluación de la vulnerabilidad del acuífero Morroa a contaminación por plaguicidas aplicando la metodología DRASTIC. *Revista científica ingeniería y desarrollo*. 26 (26), 52-64.
77. Hanke, W., Jurewicz, J. 2004. The risk of adverse reproductive and developmental disorders due to occupational pesticide exposure: an overview of current epidemiological evidence. *International journal of occupational medicine and environmental health*, 17(2), 223-243.
78. Hansen, A. M., Juárez, C. C. 2011. Evaluation of the Pollution of Hydrological River Basins: Priorities and Needs. *Hexagon Series on Human and Environmental Security and Peace*. 7, 201-215
79. Hashemi, S.M., Hosseini, S.M., Hashemi, M.K., 2012. Farmer's perceptions of safe use of pesticides: determinants and training needs. *International Archives of Occupational and Environmental Health* 85 (1), 57-66.
80. Heemskerk, M., Wilson, K., Pavao-Zuckerman, M. 2003. Conceptual models as tools for communication across disciplines. *Conservation Ecology*, 7(3), 8.
81. Hellin, J., Groenewald, S., Keleman, A. 2012. Impact pathways of trade liberalization on rural livelihoods: A case study of smallholder maize farmers in Mexico. *Iberoamerican journal of development studies*. 1(1), 59-82.
82. Henriques, W., Jeffers, R.D., Lacher, T.E.Jr., Kendall, R.J. 1997. Agrochemical use on banana plantations in Latin America: Perspectives on ecological risk. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 16(1), 91-99.
83. Hernández-González, M. M., Jiménez-Garcés, C., Jiménez-Albarrán, F. R., Arceo-Guzmán, M. E. 2007. Caracterización de las intoxicaciones agudas por plaguicidas: perfil ocupacional y conductas de uso de agroquímicos en una zona agrícola del Estado de México, México. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 23(4), 159-167.
84. Hernández-Hernández, C.N., Valle-Mora, J., Santiesteban-Hernández, A., Bello-Mendoza, R. 2007. Comparative ecological risks of pesticides used in plantation production of papaya: Application of the SYNOPSIS indicator. *Science of the total environment*. 381, 112-125.
85. Hernández-Romero, A. H., Tovilla-Hernández, C., Malo, E. A., Bello-Mendoza, R. 2004. Water quality and presence of pesticides in a tropical coastal wetland in southern Mexico. *Marine Pollution Bulletin*. 48(11), 1130-1141.
86. Herrera-Portugal, C., Ochoa, H., Franco-Sánchez, G., Yáñez, L., y Díaz-Barriga, F. (2005). Environmental pathways of exposure to DDT for children living in a malarious area of Chiapas, Mexico. *Environmental research*, 99(2), 158-163

87. Hoppin, J. A., Valcin, M., Henneberger, P. K., Kullman, G. J., Umbach, D. M., London, S. J., Alavanja, M.C., Sandler, D.P. 2007. Pesticide use and chronic bronchitis among farmers in the Agricultural Health Study. *American Journal of Industrial Medicine*. 50 (12), 969-979.
88. Hunka, A. D., Palmqvist, A., Thorbek, P., Forbes, V. E. 2013. Risk communication discourse among ecological risk assessment professionals and its implications for communication with non experts. *Integrated environmental assessment and management*. (In press)
89. Hunsche, M., Damerow, L., Schmitz-Eiberger, M., Noga, G. 2007. Mancozeb wash-off from Apple seedlings by simulated rainfall as affected by drying time of fungicide deposit and rain characteristics. *Crop Protection*. 26 (5), 768-774.
90. Hunt, L. M., Tinoco, O. R., Schwartz, N., Halperin, D. 1999. Balancing risks and resources: applying pesticides without using protective equipment in Southern Mexico. En: Hahn, R.A. (ed) *Anthropology in Public Health: Bridging Differences in Culture and Society*. Oxford University Press. New York. 235–254
91. Ibitayo, O.O., 2006. Egyptian farmer's attitudes and behaviors regarding agricultural pesticides: implications for pesticide risk communication. *Risk Analysis*. 26 (4), 989-995.
92. Idrovo, A. 2005. Hacia una salud pública pluralista: el caso de los plaguicidas y la salud humana. *Revista de Salud Pública de México*. 7(3), 349-359.
93. INE, 2000. Comunicación de riesgos para el manejo de sustancias peligrosas con énfasis en residuos peligrosos. Primera edición. Ciudad de México.
94. INECC. 2010. Manual de Organización del Programa Nacional de Monitoreo y Evaluación de Sustancias Tóxicas persistentes y bioacumulables (PRONAME). México, DF.
95. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (INEGI). 2005. Datos estadísticos y geográficos del país. <http://www3.inegi.org.mx/sistemas/mexicocifras/default.aspx?e=07>.
96. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. (INEGI) (Ed.), 2010. Anuario Estadístico 2010. Aguascalientes, México.
97. Isin, S., Yildirim, I., 2007. Fruit-growers' perceptions on the harmful effects of pesticides and their reflection on practices: The case of Kemalpaşa, Turkey. *Crop Protection* 26 (7), 917-922.
98. Jaga, K., Dharmani, C. 2003. Sources of exposure to and public health implications of organophosphate pesticides. *Revista panamericana de salud pública*. 14 (3), 171-185.
99. Jager T. Vermeire T.G., Rikken M.G.J., van der Poel P., 2001. Opportunities for a probabilistic Risk Assessment of Chemicals in the European Union. *Chemosphere*. 43,257-64.
100. Jansen, K., 2003. Crisis discourses and technology regulation in a weak state: Responses to a pesticide disaster in Honduras. *Development and Change* 34 (1), 45-66.
101. Jansen, K., 2008. The unspeakable ban: The translation of global pesticide governance into Honduran national regulation. *World Development* 36 (4), 575-589.
102. Jansen, K., Leeuwis, C., Mani, S., Roquas, E., Skutsch, M., Verschoor, G., 2004. Unpacking and re-packing knowledge in development. In: Kalb, D., Pansters, W., and Siebers, H. (Eds.), *Globalization and Development. Themes and Concepts in Current Research*. Dordrecht: Kluwer, pp. 163-190.
103. Jansen, K., Vellema S., (Eds.), 2004. *Agribusiness and Society: Corporate responses to environmentalism market opportunities and public regulation*. Zed Books, London.
104. Jerez, J. Peralta, J. M.; Tapia, F., Mejías, J., Jerez, A. Encina, F. 2006. Estudio de metodologías para la evaluación de riesgo ambiental de la aplicación de plaguicidas. Ministerio de Agricultura. Servicio Agrícola y Ganadero. Instituto de Investigaciones agropecuarias. Santiago, Chile.
105. Kamrin, M. A. 1997. *Pesticide profiles: toxicity, environmental impact, and fate*. Lewis Publications. Boca Raton. Florida.

106. Kelce W.R., Stone C.R., Laws S.C., Gray L.E., Kemppainen, J. A., Wilson E.M. 1995. Persistent DDT metabolite p,p'-DDE is a potent androgen receptor antagonist. *Nature*. 375, 581 - 585
107. Kishi, M., Hirschhorn, N., Djajadisastra, M., Satterlee, L.N., Strowman, S., Dilts, R., 1995. Relationship of pesticide spraying to signs and symptoms in Indonesian farmers. *Scandinavian Journal of Work, Environment and Health* 21 (2), 124-133.
108. Klinke, A., y Renn, O. 2002. A new approach to risk evaluation and management: risk based, precaution based, and discourse based strategies. *Risk analysis*. 22(6), 1071-1094
109. Kuhn, A., Fantke, P., Klotz, V., Nitter, S., Friedrich, R. 2007. Complex problems, simple models? An integrated and flexible modelling approach to address human health and environmental impacts of anthropogenic emissions. In: *Integrated conference on modelling and simulation (MODSIM 07)*, 2048-2054.
110. Lacassie, E., Marquet, P., Gaulier, J. M., Dreyfuss, M. F., Lachâtre, G. 2001. Sensitive and specific multiresidue methods for the determination of pesticides of various classes in clinical and forensic toxicology. *Forensic science international*. 121(1), 116-125.
111. Lahr, J., Kooistra L. 2001. Environmental risk mapping of pollutants: State of the art and communication aspects. *Science of the total environment*. 408(18-15), 3899-3907.
112. Lebel, J. 2002. Ecosystem Change and Public Health: A Global Perspective. *The Journal of the American Medical Association*. 287(12), 1581-1581.
113. Leistra M., 2005. Estimating input data for computations on the volatilization of pesticides from plant canopies and competing processes. *Alterra report 1256*. Wageningen, The Netherlands.
114. LePrevost, C. E., Blanchard, M. R., Cope, W. G. 2011. The pesticide risk beliefs inventory: a quantitative instrument for the assessment of beliefs about pesticide risks. *International journal of environmental research and public health*. 8(6), 1923-1935.
115. Lichtenberg, E., Zimmerman, R., 1999. Information and farmers' attitudes about pesticides, water quality, and related environmental effects. *Agriculture, Ecosystems y Environment* 73 (3), 227–236.
116. Linders, J., Mensink, H., Stephenson, G., Wauchope, D., Racke, K. 2000. Foliar interception and retention values after pesticide application. A proposal for standardized values for environmental risk assessment. *Pure and Applied Chemistry*. 72 (11), 2199–2218.
117. Lopes, I., Moreira-Santos, M., Rendón-von Osten, J., Baird, D.J., Soares, A.M.V.M., Ribeiro, R. 2011. Suitability of five cladoceran species from Mexico for in situ experimentation. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 74 (1), 111-116.
118. Lutz, W., 1984. Berechnung von Hochwasserabflüssen unter Anwendung von Gebietskenngrößen. *Mittlg. Inst. Hydrologie Wasserwirtschaft, Univ. Karlsruhe, Heft 24*, Germany.
119. Maltby, L., Brock, T.C.M., Van den Brink, P.J. 2009. Fungicide risk assessment for aquatic ecosystems: importance of interspecific variation, toxic mode of action, and exposure regime. *Environmental Science and Technology*. 43 (19), 7556-7563.
120. Maniak, U., 1992. Regionalisierung von Parametern für Hochwasserabflußganglinien. In: *Regionalisierung der Hydrologie* (H.B. Kleeberg), DFG, Mittlg. Senatskomm. für Wasserf. 11, 325-332.
121. Matthews, G.A., 2000. *Pesticide Application Methods*, 3th Ed. Blackwell Science Ltd. Osney Mead, Oxford.
122. Melgar-Valdéz, C.E., Geissen, V. Cram, S., Sokolov, M., Bastidas, P., Ruiz-Suárez, L.E., Que-Ramos, F.K., Jarquín-Sánchez, A. 2008. Occurrence of pollutants in drainage channels after long-term application of mancozeb to banana plantations in southeastern Mexico. *Journal of plant nutrition and soil sciences* 17(4):597–604

- 123.1 Fryer, M., Chris D. Collins , Helen Ferrier , Roy N. Colville , Mark J. Nieuwenhuijsen, 2007. Human exposure modelling for chemical risk assessment: a review of current approaches and research and policy implications *Environmental science and policy. Environmental Science y Policy*, 9(3), 261-274.
124. Mokhele, T.A., 2011. Potential health effects of pesticide use on farmworkers in Lesotho. *South African Journal of Science* 107, 7-8.
125. Moreira, S.M., Moreira-Santos, M., Rendón-von Osten, J., Da Silva, E.M., Ribeiro, R., Guilhermino, L., Soares, A.M.V.M. 2010. Ecotoxicological tools for the tropics: Sublethal assays with fish to evaluate edge-of-field pesticide runoff toxicity. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 73, 893-899.
126. Mortensen, S.R., Johnson, K.A., Weisskopf, C.P., Hooper, M.J., Lacher, T.E., Kendall, R.J., 1998. Avian exposure to pesticides in Costa Rican banana plantations. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 60, 562-568.
127. Murray, D. L. 1994. *Cultivating crisis: The human cost of pesticides in Latin America*. First ed University of Texas Press. Texas.
128. Ochoa Díaz-López, H., Sánchez-Pérez, HJ., Ruiz-Flores, M., Fuller, M. 1999. Desigualdades sociales y de salud en Chiapas, México: Economía agrícola, nutrición y salud infantil en la región Frailesca. *Cuadernos de salud pública*. 15(2):261-270.
129. Ocón, H. B. F., Martínez, F. R., Guzmán, G. O. 2010. Límites de la agricultura comercial y retos para los pequeños productores en el nuevo dinamismo de los mercados agrícolas globales. Una experiencia desde el sur de México. Ponencia presentada en el VIII Congreso Latinoamericano de Sociología Rural, Porto de Gallinas, Brazil.
130. Ocón, H.B.F. 2009. La reinención de una vocación regional agroexportadora. El corredor costero de Chiapas. *Liminar. Estudios Sociales y Humanísticos*, 7(2).
131. Ocón, H.B.F. 2004. Territorio y transformación en la cadena productiva de plátano en el Soconusco, Chiapas. *Carta Económica Regional*. 16 (87), 31-40.
132. Organización Panamericana de la Salud (OPS). 2002. Situación Epidemiológica de las Intoxicaciones Agudas por Plaguicidas en el Istmo Centroamericano 1992-2000. *Boletín Epidemiológico*. 23(3), 67-73.
133. Orozco, F.A., Cole, D.C., Ibrahim, S., Wanigaratne, S., 2011. Health promotion outcomes associated with a community-based program to reduce pesticide related risks among small farm households. *Health Promotion International* 26 (4), 432-446.
134. Orozco-Santos, M. 2006. Cenicilla (*Oidium* sp.) del tamarindo (*Tamarindus indica* L.): un problema recurrente y su manejo integrado en el trópico seco de México. *Revista Mexicana de Fitopatología*. 24(2), 152-155.
135. Orozco-Santos, M., Fariás-Larios, J., Manzo-Sánchez, G. and Guzmán-González, S., 2004. Sigatoka disease (*Mycosphaerella fijiensis* Morelet) in Mexico. *INFOMUSA*. 10 (1), 1-33
136. Pacini, C., Wossink, A., Giesen, G., Vazzana, C., y Huirne, R. (2003). Evaluation of sustainability of organic, integrated and conventional farming systems: a farm and field-scale analysis. *Agriculture, Ecosystems y Environment*, 95(1), 273-288.
137. Palis, F. G., Flor, R. J., Warburton, H., Hossain, M., 2006. Our Farmers at risk: behaviour and belief system in pesticide safety. *Journal of Public Health* 28 (1), 43-48.
138. Pedlowski M.A., Canela, M.C., da Costa Terra, M.A., Ramos de Faria, R.M. 2012. Modes of pesticides utilization by Brazilian smallholders and their implications for human health and the environment. *Crop Protection*. 31: 113–118
139. Peeters, F.M., Van den Brink, P.J., Vlaming, J., Groenworld J.G., Beltman, W.H.J., Boesten, J.J.T.I. 2008. PRIMET version 2.0 technical description and manual, A decision support system for

- assessing pesticide risks in the tropics to man, environment and trade. Alterra Report 1648, pp. 13-20. Wageningen, The Netherlands.
140. Peres, F., de Lucca, S. R., da Ponte, L. M. D., Rodrigues, K. M., Rozemberg, B. 2004. Percepção das condições de trabalho em uma tradicional comunidade agrícola em Boa Esperança, Nova Friburgo. *Cad. Saúde Pública*. 20(4), 1059-1068.
 141. Peres, F., Rodrigues, K. M., da Silva Peixoto Belo, M. S., Moreira, J. C., Claudio, L. 2013. Design of risk communication strategies based on risk perception among farmers exposed to pesticides in Rio de Janeiro State, Brazil. *American journal of industrial medicine*. 56 (1), 77-89.
 142. Peres, F., Rozemberg, B., de Lucca, S. R. 2005. Percepção de riscos no trabalho rural em uma região agrícola do Estado do Rio de Janeiro, Brasil: agrotóxicos, saúde e ambiente Risk perception related to work in a rural community of Rio de Janeiro State, Brazil. *Cadernos de Saúde Pública*, 21(6), 1836-1844.
 143. Perez-Herrera, N., Polanco-Minaya, H., Salazar-Arredondo, E., Solis-Heredia, M. J., Hernandez-Ochoa, I., Rojas-Garcia, E., Alvarado-Mejía, J., Borja-Aburto, V.H., Quintanilla-Vega, B. 2008. PON1Q192R genetic polymorphism modifies organophosphorous pesticide effects on semen quality and DNA integrity in agricultural workers from southern Mexico. *Toxicology and Applied Pharmacology*. 230 (2), 261-268.
 144. Peters, E. C., Gassman, N. J., Firman, J. C., Richmond, R. H., Power, E. A. 2009. Ecotoxicology of tropical marine ecosystems. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 16 (1), 12-40.
 145. Polidoro, B.A., Dahlquist, R.M., Castillo, L.E., Morra, M.J., Somarriba, E., Bosque-Pérez, N.A., 2008. Pesticide application practices, pest knowledge, and cost-benefits of plantain production in the Bribri-Cabécar Indigenous Territories, Costa Rica. *Environmental Research* 108 (1), 98-106.
 146. Programa de las Naciones Unidas para el Medioambiente y Organización Mundial de la Salud (PNUMA-OMS). 1996. *Water Quality Monitoring - A Practical Guide to the Design and Implementation of Freshwater Quality Studies and Monitoring Programmes*. Edited by Jamie Bartram and Richard Balance. TJ Press (Padstow) Ltd, Padstow, Cornwall
 147. Quintanilla-Vega, B., Perez-Herrera, N., Rojas- García, E., Satoh, T., Gupta, R. C. 2010. Epidemiological studies of anticholinesterase pesticide poisoning in Mexico. En Satoh, T., Guptan, R. C. (Eds.) *Anticholinesterase Pesticides: Metabolism, Neurotoxicity, and Epidemiology*. John Willey y Songs Inc. publications. New Jersey. pp 471-480.
 148. Ramírez-Legarreta, M. R., Jacobo-Cuéllar, J. L. 2002. Impacto ambiental del uso de plaguicidas en huertos de manzano del noreste de Chihuahua. *Revista Mexicana de Fitopatología*. 20, 168-173
 149. Recena, M.C., Caldas, E.D., 2008. Risk perception, attitudes and practices on pesticide use among farmers of a city in Midwestern Brazil. *Revista de Saude Publica* 42 (2), 294-301.
 150. Recio, R., Ocampo-Gómez, G., Morán-Martínez, J., Borja-Aburto, V., López-Cervantes, M., Uribe, M., Torres-Sánchez, L., Cebrián, M. E. 2005. Pesticide exposure alters follicle-stimulating hormone levels in Mexican agricultural workers. *Environmental Health Perspectives*. 113(9), 1160.
 151. Reus, J., Lenndertse, C., Bockstaller, C., Fomsgaard, I., Gutsche, V., Lewis, K., Nilsson, C., Pussemier, L., Trevisan, M., Van der Werf, H., Alfarroba, F., Blümel, S., Isart, J., Mc Grath, D., Seppälä, T., 1999. Annex I: run-off submodel. In: *Comparing Environmental Risk Indicators for Pesticides. Results of the European CAPER Project*. Centre for Agriculture and Environment Utrecht, CLM report 426, pp. 80–82. Utrecht, The Netherlands.
 152. Ricci PF, Cox LA Jr, MacDonald TR., 2004. Precautionary principles: a jurisdiction-free framework for decision-making under risk. *Human and Experimental Toxicology*. 23(12):579-600.
 153. Rico, A., Waichman, A.V., Geber-Corrêa, R., Van den Brink, P.J. 2011. Effect of malathion and carbendazim on Amazonian freshwater organisms: Comparison of tropical and temperate species sensitivity distributions. *Ecotoxicology*. 20, 625-634.

154. Ríos Rojas, L., Vélez Otálvaro, M. V. 2008. Vulnerability to the contamination, aquifer south zone of the valley of Cauca, Colombia. *Boletín de ciencias de la tierra*. 23, 69-84.
155. Ríos-González, A., 2005. Efecto de plaguicidas inhibidores de colinesterasa en niños de 8-14 de la región Frailesca, Chiapas. Tesis de Maestría en ciencias de los recursos naturales y desarrollo rural. El Colegio de la Frontera Sur. San Cristóbal de Las Casas, Chiapas.
156. Ríos González A., Jansen K., Sánchez-Pérez H.J. 2013. Pesticide risk perceptions and the differences between farmers and extensionists: Towards a knowledge-in-context model. *Environmental Research*. 124. 43-53
157. Rosenstock, L., Keifer, M., Daniell, W. E., McConnell, R., Claypoole, K. 1991. Chronic central nervous system effects of acute organophosphate pesticide intoxication. *The Lancet*, 338(8761), 223-227.
158. Rosenthal, E., 2004. The DBCP Pesticide Cases: Seeking access to justice to make agribusiness accountable in the global economy. In: Jansen, K. and Vellema, S. (Eds.), *Agribusiness and Society: Corporate Responses to Environmentalism, Market Opportunities and Public Regulation*. London: Zed, pp. 176-199.
159. Rother, M.A., 2008. South African farm worker's interpretation of risk assessment data expressed as pictograms on pesticide labels. *Environmental Research* 108 (3), 419-427.
160. Ruttan, V. W. 1998. Models of agricultural development. En Eicher, C. K., Staatz, J.M. *International Agricultural Development*. The Johns Hopkins Press Ltd., London. pp 155-162.
161. Safe, S. 2004. Endocrine disruptors and human health: is there a problem. *Toxicology*. 205 (1-2), 3-10.
162. Salameh, P.R., Baldi, I., Brochard, P., Saleh, B.A., 2004. Pesticides in Lebanon: a knowledge, attitude, and practice study. *Environmental Research* 94 (1), 1-6.
163. Salas, B. V., Duran, E. I. G., Wiener, M. S. 2000. Impact of pesticides use on human health in Mexico: A review. *Reviews on Environmental Health*. 15(4), 399-412.
164. Sam, K.G., Andrade, H.H., Pradhan, L., Pradhan, A., Sones, S.J., Rao, P.G., Sudhakar, C., 2008. Effectiveness of an educational program to promote pesticide safety among pesticide handlers of South India. *International Archives of Occupational and Environmental Health* 81 (6), 787-95.
165. Sánchez-Bayo, F., Hyne, R.V. 2011. Comparison of environmental risks of pesticides between tropical and nontropical regions. *Integrated Environmental Assessment and Management*. 7(4), 577-586.
166. Sánchez-Peña, L. C., Reyes, B. E., López-Carrillo, L., Recio, R., Morán-Martínez, J., Cebrián, M. E., Quintanilla-Vega, B. 2004. Organophosphorous pesticide exposure alters sperm chromatin structure in Mexican agricultural workers. *Toxicology and applied pharmacology*. 196(1), 108-113.
167. Santacruz de León, E. E., y Pérez-Villalba, E. 2009. Atraso económico, migración y remesas: el caso del Soconusco, Chiapas, México. *Convergencia*, 16(50), 57-77.
168. Santacruz de León, E. E., Pérez-Villalba, E., De León, G. S., Muñoz, V.H. P. 2011. La producción platanera y la reorganización del territorio en el Soconusco, Chiapas. *Observatorio de la Economía Latinoamericana*. 99, 1-23.
169. Savage, E. P., Keefe, T. J., Mounce, L. M., Heaton, R. K., Lewis, J. A., Burcar, P. J. 1988. Chronic neurological sequelae of acute organophosphate pesticide poisoning. *Archives of Environmental Health: An International Journal*. 43(1), 38-45.
170. Schoell, R., Binder, C. R. 2009. System perspectives of experts and farmers regarding the role of livelihood assets in risk perception: results from the structured mental model approach. *Risk analysis*. 29(2), 205-222.
171. Schreinemachers, P., Sringarm, S., Sirijinda A. 2011. The role of synthetic pesticides in the intensification of highland agriculture in Thailand. *Crop Protection*, Volume 30 (11), 1430-1437.

172. Schreinemachers, P., Tipraqsa, P. 2012. Agricultural pesticides and land use intensification in high, middle and low income countries. *Food policy*. 37(6), 616-626.
173. Secretaría de Agricultura Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA) (Ed.), 2002. *Manual de Buenas Prácticas Agrícolas*. México DF.
174. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentación (SAGARPA) 2009. *Anuario estadístico de la producción agrícola en México 2009; cierre de la producción agrícola por estado*. SAGARPA, Mexico DF.
175. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentación (SAGARPA). 2011. *Programa para la Adquisición de Activos Productivos. Informe Completo 2011-2012*. Subsecretaría de Desarrollo Rural. México DF.
176. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), 2002. *Norma Oficial Mexicana que establece las especificaciones de Fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, Estudio, muestreo y análisis. NOM-021-SEMARNAT-2000*. Diario Oficial de la Federación. México, D.F.
177. Sistema Meteorológico Nacional (SMN). 2000. *Normales Climatológicas para el estado de Chiapas por municipio*. SMN. Chiapas, México.
178. Sistema Meteorológico Nacional (SMN), 2011. *Normales Climatológicas 2011 para el Municipio de Suchiate*. SMN. Chiapas, México.
179. Snipes, S. A., Thompson, B., O'Connor, K., Shell-Duncan, B., King, D., Herrera, A. P., Navarro, B. 2009. Pesticides protect the fruit, but not the people: Using Community-based ethnography to understand farmworker pesticide-exposure risks. *Journal information*. 99(S3).
180. Solís, D.V., 2005. Rural Chiapas ten years after the armed uprising of 1994: An economic overview. *Journal of Peasant Studies* 32 (3-4), 461-483.
181. Sørensen, P. B., Giralt, F., Rallo, R., Espinosa, G., Münier, B., Gyldenkerne, S., Thomsen, M. 2010. Conscious worst case definition for risk assessment, part II: a methodological case study for pesticide risk assessment. *Science of the total environment*, 408(18), 3860-3870.
182. Szymczynski, G. A., y Waliszewski, S. M. 2009. Chlorinated pesticide residues in testicular tissue samples pesticides in human testicles. *Andrologia*. 15(6), 696-698.
183. Taylor, P. 2000. Socio-ecological webs and sites of sociality: Levins' strategy of model building revisited. *Biology and Philosophy*, 15(2), 197-210.
184. Tekelenburg, T., y Ríos-González, A. *Vínculos entre pobreza y biodiversidad: Lecciones mesoamericanas sobre patrones de impacto para el desarrollo rural*. The Netherlands Environmental Assessment Agency Ed. Bilthoven, Holanda.
185. Thorbek, P., Forbes, V., Heimbach, F., Hommen, U., Thulke, H-H., Van den Brink, P.J., Wogram, J., Grimm, V. 2010. *Ecological models for regulatory risk assessments of pesticides: Developing a strategy for the future*. Society of Environmental and Chemistry (SETAC) and CRC Press. Pensacola and Boca Raton, first Ed. FL, USA.
186. Thundiyil, J. G., Stober, J., Besbelli, N., Pronczuk, J. 2008. Acute pesticide poisoning: a proposed classification tool. *Bulletin of the World Health Organization*. 86(3), 205-209.
187. Tilman, D., Cassman, K. G., Matson, P. A., Naylor, R., y Polasky, S. (2002). Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature*, 418(6898), 671-677.
188. Tinoco Ojanguren R., Halperin, D.C., 2001. Investigación sobre plaguicidas y la salud en Chiapas, lecciones para compartir. En *daños a la salud por plaguicidas*. Rivero, O., Rizo, P., Ponciano, G., Olaiz, G. *Manual Moderno*. Mexico DF. pp. 93-105.
189. Tinoco-Ojanguren, R., Halperin, D. C. 1998. Poverty, production, and health: inhibition of erythrocyte cholinesterase via occupational exposure to organophosphate insecticides in Chiapas, Mexico. *Archives of Environmental Health: An International Journal*. 53(1), 29-35.

190. Toleubayev, K., Jansen, K., Van Huis, A., 2010. Knowledge and agrarian de-collectivisation in Kazakhstan. *Journal of Peasant Studies* 37 (2), 353-377.
191. Toleubayev, K., Jansen, K., Van Huis, A., 2011. From integrated pest management to indiscriminate pesticide use in Kazakhstan. *Journal of Sustainable Agriculture* 35 (4), 350-375.
192. Tomlin, C., 2005. *The Pesticide Manual*, 13th ed. Crop Protection Publication. British Crop
193. Ton, G., 2012. The mixing of methods: A three-step process for improving rigour in impact evaluations. *Evaluation* 18 (1), 5-25.
194. Torres-Dosal, A., Espinosa-Reyes, G., Ilizaliturri, C., González, D. J., Razo, I., Mejía, J., Díaz-Barriga, F. 2005. Diseño y aplicación de una metodología para la evaluación integrada de riesgos ambientales en sitios peligrosos de México. Instituto Nacional de Ecología (INE) http://devcms.ine.gob.mx/descargas/sqre/2005_inf_final_met_integrada.pdf
195. Tosi, A. P., Pechen de D'Angelo, A. M., Savini, M. C., Loewy, R. M. 2009. Evaluación de riesgo por plaguicidas sobre aguas superficiales de la región norpatagónica argentina. *Acta toxicológica argentina*. 17(1), 1-6.
196. Trejo-Acevedo, A., Rivero-Pérez, N. E., Flores-Ramírez, R., Orta-García, S. T., Pruneda-Álvarez, L. G., Pérez-Maldonado, I. N. 2012. Assessment of the Levels of Hexachlorocyclohexane in Blood Samples from Mexico. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*. 88 (6) 833-837
197. United Nations Environment Programme (UNEP) and World Health organization (WHO), 1996. *Water Quality Monitoring - A Practical Guide to the Design and Implementation of Freshwater Quality Studies and Monitoring Programmes*. Edited by Jamie Bartram and Richard Balance. TJ Press (Padstow) Ltd, Padstow, Cornwall.
198. Valero-Padilla, J; Cortina-Villar, H.S., Vela-Coiffier, M.P. 2011. El proyecto de biocombustibles en Chiapas: experiencias de los productores de piñón (*Jatropha curcas*) en el marco de la crisis rural. *Estudios sociales*. 19(38), 119-144.
199. Van den Brink, P.J., Brown, C.D., Dubus, I.G. 2006. Using the expert model PERPEST to translate measures and predicted pesticide data into ecological risks. *Environmental modelling*. 191 (1), 106-117.
200. Van den Meent, D., De Bruijn, J.H.M. 2007. Environmental exposure assessment. In van Leeuwen C.J. and Vermiere T.G. (eds.). *Risk Assessment of Chemicals: An Introduction*, 156-193. Springer. Dordrecht. The Netherlands.
201. Van der Sluijs, J. P., Craye, M., Funtowicz, S., Kloprogge, P., Ravetz, J., y Risbey, J. 2005. Combining quantitative and qualitative measures of uncertainty in model based environmental assessment: the NUSAP system. *Risk analysis*, 25(2), 481-492.
202. Van Leeuwen, C. J., Vermeire, T. G. 2007. *Risk assessment of chemicals: an introduction*. Second ed. Springer, Dordrecht, The Netherlands.
203. Van Nes, E.H. and van den Brink, P.J., 2003. PERPEST version 1.0, manual and technical description. A model that predicts the Ecological Risks of Pesticides in freshwater ecosystems. Alterra-Report 787, Wageningen, The Netherlands.
204. Varo, I., Serrano, R., Pitarch, E., Amat, F., Lopez, F. J., Navarro, J. C. 2002. Bioaccumulation of chlorpyrifos through an experimental food chain: study of protein HSP70 as biomarker of sublethal stress in fish. *Archives of environmental contamination and toxicology*. 42(2), 229-235.
205. Vilas-Ghiso, S. J., Liverman, D. M. 2007. Scale, technique and composition effects in the Mexican agricultural sector: the influence of NAFTA and the institutional environment. *International Environmental Agreements: Politics, Law and Economics*. 7(2), 137-169.
206. Villafuerte-Solís, D. 2001. *Integraciones comerciales en la frontera sur: Chiapas frente al Tratado de Libre Comercio México-Centroamérica*. Primera ed. Universidad Autónoma de México,

Programa de Investigaciones Multidisciplinarios sobre Mesoamérica y el Sureste (PROIMMSE). México, DF.

207. Von Osten, J. R., Soares, A. M., Guilhermino, L. 2005. Black bellied whistling duck (*Dendrocygna autumnalis*) brain cholinesterase characterization and diagnosis of anticholinesterase pesticide exposure in wild populations from Mexico. *Environmental toxicology and chemistry*. 24 (2), 313-317.
208. Waichman, A.V., Eve, E., Nina, N.S.C., 2007. Do farmers understand the information displayed on pesticide product labels? A key question to reduce pesticides exposure and risk of poisoning in the Brazilian Amazon. *Crop Protection* 26 (4), 576–583.
209. Waliszewski, S. M., Aguirre, A. A., Infanzon, R. M., Silva, C. S., Siliceo, J. 2001. Organochlorine pesticide levels in maternal adipose tissue, maternal blood serum, umbilical blood serum, and milk from inhabitants of Veracruz, Mexico. *Archives of environmental Contamination and toxicology*. 40(3), 432-438.
210. Williams, S. P., Shumway, C. R. 2000. Trade liberalization and agricultural chemical use: United States and Mexico. *American journal of agricultural economics*. 82(1), 183-199
211. Wilson, C., Tisdell, C. 2001. Why farmers continue to use pesticides despite environmental, health and sustainability costs. *Ecological economics*. 39(3), 449-462.
212. Wolff, M. S., Toniolo, P. G., Lee, E. W., Rivera, M., Dubin, N. 1993. Blood levels of organochlorine residues and risk of breast cancer. *Journal of the national cancer institute*. 85(8), 648-652.
213. Wong, F., Alegria, H. A., Jantunen, L. M., Bidleman, T. F., Salvador-Figueroa, M., Gold-Bouchot, G., Infanzon, R. 2008. Organochlorine pesticides in soils and air of Southern Mexico: Chemical profiles and potential for soil emissions. *Atmospheric environment*. 42(33), 7737-7745.
214. Wong, J., Hao, C., Zhang, K., Yang, P., Banerjee, K., Hayward, D., Iftakhar, I., Schreiber, A., Tech, K., Sack, C., Smoker, M., Chen, X., Utture, S.C., Oulkar, D.P. 2010. Development and Interlaboratory Validation of a QuEChERS-Based Liquid Chromatography– Tandem Mass Spectrometry Method for Multiresidue Pesticide Analysis. *Journal of agricultural and food chemistry*. 58(10), 5897-5903.
215. World Health Organization (WHO). 1988. Dithiocarbamate pesticides, ethylenethiourea, and propylenethiourea: A general introduction. *International Programme on Chemical Safety, Environmental Health Criteria Report 78*. Geneva, Switzerland.
216. Wynne, B., 1996. May the sheep safely graze? A reflexive view of the expert-lay knowledge divide. In: Lash, S., Szerszynski, B., Wynne, B. eds. *Risk environment and modernity towards a new ecology*. Sage, London, pp. 44-81.
217. Yassin, M.M, Abu Mourad, T.A., Safi, J.M., 2002. Knowledge, attitude, practice, and toxicity symptoms associated with pesticide use among farm workers in the Gaza Strip. *Occupational and environmental medicine*. 59 (6), 387-393.

Anexos

Anexo 1. Ecuaciones incluidas en el PRIMET para estimar la cantidad de plaguicidas transportados por escorrentías¹¹.

La cantidad de plaguicidas transportada vía escorrentías a los cuerpos de agua adyacentes a sitios de cultivo fue calculada a través de cuatro ecuaciones. La primera se basa principalmente en la ecuación presentada por REUS et al (1999) a través de la cual es posible calcular el porcentaje de plaguicida que potencialmente puede ser transportado del suelo al cuerpo de agua. No obstante, en este estudio, a la fórmula de Reus se le incluyó el cálculo del porcentaje de plaguicida lavado de la superficie de las hojas de las plantas al suelo, calculo que se explica más adelante (ver ecuación 1 K_{plant}). En esta ecuación se asume que la fracción del plaguicida lavado de las hojas, alcanza el suelo durante la lluvia y se suma a la fracción de plaguicida presente en el suelo y que es transportado al cuerpo de agua.

$$\%_{runoff} = \frac{Q}{P} \cdot f_1 \cdot f_2 \cdot \frac{100}{1+K_d} \cdot [(1 - PI) \cdot e^{-t \cdot K_{soil}} + PI \cdot e^{-t \cdot K_{plant}} \cdot WO] \quad (\text{Ecuación 1})$$

$\%_{runoff}$ Porcentaje de plaguicida que potencialmente puede ser arrastrado del suelo al cuerpo de agua (%).

Q Capa de agua escorrentía (mm) calculado según Lutz (1984) y Maniak (1992) para suelos limo-arcillosos, sin cobertura y con alta humedad ($Q = -1.009 + 0.139 \cdot P + 0.009 \cdot P^2 - 4 \cdot 10^{-5} \cdot P^3$).

P Precipitación (mm) asumida según los escenarios especificados anteriormente.

f_1 Factor de pendiente del suelo (-) calculado según Beinat and van der Berg (1996). Si la pendiente fue $< 20\%$, entonces $f_1 = 0.02153 \cdot \text{pendiente} + 0.001423 \cdot \text{pendiente}^2$. Si la pendiente fue $\geq 20\%$, entonces $f_1 = 1$. En este estudio se asumió que la pendiente fue $f_1 = 1\%$ ya que las plantaciones de banano se localizaron en áreas planas.

f_2 Factor de buffer (m) es la superficie cubierta con plantas que podría funcionar como barrera natural contra la escorrentía de plaguicidas. Este factor se calculó de la siguiente manera (Reus et al, 1999) $f_2 = 0.83^{WBZ}$, donde WBZ = ancho de la zona buffer (m). Debido a que en las plantaciones estudiadas no había zona buffer y, considerando el peor escenario, en este estudio se asumió que no hay zona buffer entre las plantaciones y los cuerpos de agua $WBZ = 0$.

¹¹ Para consultar la citas ver bibliografía del artículo "Using fate and effect models to estimate the environmental risk of pesticides in the humid-tropics: the case of three banana plantations with different technification levels in Southern Mexico" en el capítulo 6.

K_d El coeficiente de absorción de plaguicida en el suelo (l/kg): $K_d = K_{oc} \cdot f_{oc}$, donde: K_{oc} = El coeficiente de absorción de plaguicida en el suelo para carbón orgánico (l/kg) y f_{oc} = fracción de la masa de carbón orgánico en el suelo (kg/kg). En este estudio se estimó un $f_{oc} = 2\%$ para todos los escenarios que es lo estimado anteriormente en estudios en zonas tropicales (fuente: Wageningen University and Research centre Department of Aquatic Ecology and Water Quality Management, no publicated data)

PI Fracción de la dosis de plaguicida que es interceptada por las plantas (-). En este estudio estimamos que $PI = 0.7$ para aplicaciones por mochila y por aplicaciones aéreas, y $PI = 0$ para aplicaciones directamente al suelo (por ejemplo granulados). Esto, tal como propone Linders *et al.* (2000) para sistemas de cultivo de plantas con follaje extensor.

t Intervalo de tiempo expresado en días (d) entre la aplicación del plaguicida y el evento de lluvia. En este estudio, este valor se calculó para los escenarios descritos anteriormente (Reus *et al.*, 1999).

K_{soil} Coeficiente de tasa de disipación del plaguicida en suelo (1/d): $K_{soil} = \frac{\ln(2)}{DT50_{soil}}$, donde: $DT50_{soil}$ = vida media de la degradación del plaguicida en suelo (d).

K_{plant} Coeficiente de disipación total del plaguicida en las hojas de la planta (1/d), el cual fue calculado según Leistra (2005): $K_{plant} = K_{penet} + K_{photo} + K_{volat}$ donde: K_{penet} es el coeficiente de penetración de plaguicida en la planta (1/d); K_{photo} : coeficiente de foto transformación de plaguicida en la planta (1/d); K_{volat} : coeficiente de volatilización del plaguicida en la planta (1/d)

En este estudio, K_{penet} : se deriva del coeficiente de partición en octanol; K_{photo} : se obtuvo de la vida media en agua del plaguicida (Leistra, 2005); y, K_{volat} : se obtuvo de la constante de volatilización del plaguicida en la hoja de la planta, según Smit *et al.* (1998), para calcular el porcentaje de dosis que es volatilizado (C_v) 7 días después de la aplicación del plaguicida $C_v = 10^{(1.528 + 0.466 \cdot \log(V_p))}$ donde V_p = presión de vapor a 20°C (mPa). En este estudio, la formula fue modificada para calcular C_v en un periodo de un día, asumiendo que el plaguicida depositado es la diferencia de la dosis total y la fracción volatilizada por:

$$-\frac{C_v}{100} = e^{(-t \cdot K_{volat})}$$

donde:

K_{volat} Es el coeficiente de la volatilización de plaguicida en la planta (1/d)

C_v Volatilización a siete días de la aplicación de plaguicidas (%),

T Intervalo de tiempo en el cual el porcentaje de dosis volatilizada es calculado (valor constante de 1 día)

WO Fracción de plaguicida que es lavado de las hojas de la planta (-). En este estudio se estimó que $WO = 0.9$ considerando el valor reportado por Hunsche *et al.* (2007) para el fungicida mancozeb. Este valor es considerado un peor escenario, ya que el mancozeb es uno de los plaguicidas más fácil de ser lavado de las hojas de la plantas.

En la segunda ecuación se calculó la concentración nominal de plaguicida en el cuerpo de agua a partir del porcentaje de plaguicida que potencialmente puede ser arrastrado del suelo al cuerpo de agua. Esta segunda ecuación se basa en tres supuestos que fueron corroborados en campo y en la literatura especializada sobre el tema: 1) Los canales de drenaje de las bananeras están inter conectados y desembocan en un solo punto del cuerpo de agua. 2) La cantidad de plaguicida transportado por medio de escorrentías se mezcla inmediatamente con el agua del cuerpo de agua Berenzen *et al.* (2005), 3) La cantidad de plaguicida transportado vía escorrentía se lava durante los primeros diez minutos de la lluvia y en este corto tiempo el flujo del cuerpo de agua no se altera substancialmente (Hunsche *et al.*, 2007).

$$C_{\text{pesticide-runoff}}^* = \frac{\text{Dose} \cdot \frac{\%_{\text{runoff}}}{100} \cdot A}{\Delta t \cdot Q_{\text{watercourse}}} \quad (\text{Ecuación 2})$$

$C_{\text{pesticide-runoff}}^*$	Concentración nominal de plaguicida en el cuerpo de agua ($\mu\text{g/l}$)
<i>Dose</i>	Dosis de aplicación del plaguicida ($\mu\text{g/m}^2$) obtenido de los esquemas de aplicación.
$\%_{\text{runoff}}$	Porcentaje de la dosis de plaguicida que está disponible para ser arrastrado por las escorrentías (%), obtenido de la ecuación (1).
<i>A</i>	Área de la plantación (m^2), obtenido de las encuestas y mapas de los sitios de producción estudiados.
Δt	Duración del evento de escorrentía (s). En este estudio se asumió cada evento de diez minutos (o 600 s) ya que según Hunsche, et al. (2007) la carga de plaguicidas disponibles para el escurrimiento de la capa superior del suelo es lavado durante los primeros 10 minutos del evento de lluvia.
$Q_{\text{watercourse}}$	Flujo del cuerpo de agua (l/s) $Q_{\text{watercourse}}$ es calculado a partir de los datos de profundidad, anchura y cuesta lateral del cuerpo de agua, así como velocidad del flujo de agua medidos en campo (ver artículo anexo en el capítulo 6).

En la tercer ecuación, y a partir del valor de la concentración nominal de plaguicida en el cuerpo de agua (ecuación 2), se calculó la concentración momentánea de plaguicida después de la partición del plaguicida entre el agua y los sólidos suspendidos por cada evento de escorrentía (Peeters *et al.*, 2008).

$$PEC_{\text{runoff}} = \frac{C_{\text{pesticide-runoff}}^*}{1 + s_s \cdot m_{\text{om,ss}} \cdot K_{\text{om}}} \quad (\text{Ecuación 3})$$

PEC_{runoff}	Concentración momentánea de plaguicida arrastrado en cada evento de escorrentía ($\mu\text{g/l}$)
$C_{\text{pesticide-runoff}}^*$	Concentración nominal de plaguicida en el cuerpo de agua ($\mu\text{g/l}$), obtenido a partir de la ecuación (2)
<i>Ss</i>	Masa de concentración de sólidos suspendidos en el cuerpo de agua (kg/l), obtenido a partir de los análisis de las muestras obtenidas en campo.

$m_{om,ss}$	Fracción de masa de materia orgánica presente en los sólidos suspendidos (kg/kg) obtenido de un análisis de muestras colectadas en campo
K_{om}	Coefficiente de absorción del plaguicida en el material orgánico (l/kg), el cual fue calculado por: $K_{om} = \frac{K_{oc}}{1.724}$, donde: K_{oc} = es el coeficiente de absorción de plaguicidas en carbón orgánico (l/kg). Datos obtenidos de Tomlin (2005)

Por último, en la cuarta ecuación, tomando en cuenta los resultados de concentración de plaguicidas transportados por escorrentías, se calculó el pico de concentración de plaguicida en el cuerpo de agua en cada evento de escorrentía.

$$PEC_{total} = (PEC_{spray-drift} \cdot e^{-t \cdot k^*}) + PEC_{runoff} \quad (\text{Ecuación 4})$$

PEC_{total}	Pico de concentración de plaguicida resultante de las aplicaciones por aerosol y eventos de escorrentía ($\mu\text{g/l}$).
$PEC_{spray-drift}$	Concentración momentánea de plaguicidas en el cuerpo de agua resultante de las aplicaciones por aerosol ($\mu\text{g/l}$). Valor obtenido del modelo PRIMET (Peeters <i>et al.</i> , 2008).
t	Intervalo de tiempo entre la aplicación de plaguicida y el evento de lluvia. Asumido según el escenario tal como se describe en la sección de metodología.
k^*	Coefficiente de disipación general calculado con el modelo PRIMET, el cual usa los coeficientes de degradación, volatilización y dilución en agua para cada plaguicida (1/d) estimado por las ecuaciones 11-13 en Peeters <i>et al.</i> (2008).
PEC_{runoff}	Concentración momentánea de plaguicida arrastrado en cada evento de escorrentía ($\mu\text{g/l}$). Obtenido de la ecuación (3)

Anexo 2. Fichas de medición en las estaciones de muestreo

Simbología	Variable	Punto	Valor	unidad	Observaciones
1. Pr	precipitación media anual	1			
		2		mm/año	
		3			
		Media			
2. T	temperatura ambiente	1			Se tomó el dato en °C pero se convirtió a grados Kelvin
		2		K	
		3			
		Media			
3. L	longitud del cuerpo de agua	1			Como se explica en la metodología, fue una constante de 6000 m.
		2		m	
		3			
		Media			
4. V	velocidad de flujo del cuerpo de agua	1			
		2		m/d	
		3			

5. h	profundidad del cuerpo de agua	Media	
		1	
		2	m
6. B	anchura inferior del cuerpo de agua	Media	
		1	
		2	m
7. S₁	cuesta lateral, horizontal/vertical	Media	
		1	
		2	(-)
8. S_s	concentración de sólidos suspendidos en agua	Media	
		1	
		2	Kg/L
9. Mom,_{ss}	fracción de materia orgánica	Media	
		1	

Como se explica anteriormente fue una constante de 2%

g/g

en los sólidos suspendidos

2

en agua

3

Media

10. Pb

densidad de tierra en seco

1

Kg/dm³

2

3

Media

11. PECveg

concentración en el vegetal

1

definido

2

3

µg/L

Media

12. PECnwater

concentración momentánea

1

en el agua por n aplicaciones

2

3

µg/L

Media

Simbología: mm/año: milímetros de precipitación al año, K: Grados Kelvin, m: metros, md: metros por día, (-): 2%, Kg/L: Kilogramos de sólidos suspendidos por litro de agua, g/g: gramos de materia orgánica por gramos de sólidos suspendidos, Kg/dm³ Kilogramo de tierra por decímetro cúbico, µg/L: microgramos por litro

Anexo 3. Formato de descripción de los esquemas de aplicación de plaguicidas.

Ahora le haré unas preguntas sobre los plaguicidas que utiliza en su cultivo. Me puede contestar las preguntas para cada uno de ellos?

23. 24.Sustancia activa* 25. ¿Para qué plaga lo ocupa? 26. ¿En qué etapa del ciclo de cultivo aplica...? 27. ¿Cada cuánto lo aplica? 28. ¿De qué forma aplica? 29. ¿Cuánto de este plaguicida disuelve en 1L? 30. ¿Cuántos litros hecha por ha? 31. ¿Cuántas has rocía con la mezcla?

Número de ml/L Número de L Número de Has

P=antes de la siembra Número M= mochila

S=siembra S=sistémico** A=avioneta

C=crecimiento de la planta P/d= en polvo directo al suelo

Fungicidas

Insecticidas

Nematicidas

Herbicidas

Rodenticidas

Anexo 4. Guía de preguntas para la entrevista semi-estructurada aplicada a productores

1. ¿Cuánto tiempo lleva produciendo banano?
2. ¿Cuáles son las razones por las que decidió sembrar banano?
3. ¿Ud. está organizado con otros bananeros?
4. ¿A quiénes vende el banano que Ud. produce?
5. ¿Usted tiene algún comprador cautivo a sus productos, es decir alguien que compre siempre su producto?
6. ¿Cuáles son las razones por las que vende el banano a estos compradores y no a otros?
7. ¿Tienen Ud. que cumplir con ciertas características de producción o de calidad del producto para vender sus productos? En caso de que sí, ¿Qué características?
8. ¿Qué hace Ud. para obtener estas características de producción y de calidad?
9. ¿Cómo controla las plagas que afectan al banano?
10. ¿Cuáles son las principales razones por las que usa esas estrategias de control de plagas?
11. Entre las actividades que Ud. realiza para cumplir con las características de producción y calidad, no mencionó las estrategias de control de plagas, ¿por qué?
12. ¿Cuáles son las principales desventajas de las estrategias de control de plagas que Ud. sigue?
13. ¿Cree Ud. que las estrategias de control de plagas que sigue, tiene efectos negativos en las personas?, ¿por qué sí o por qué no?
14. ¿Entre las desventajas que mencionó de la estrategia de control de plagas que Ud. sigue, no mencionó los efectos negativos de los plaguicidas que acaba de mencionar? ¿por qué?
15. En sus palabras, ¿me puede decir Ud. que es un plaguicida?
16. ¿Ha recibido Ud. capacitación o información acerca del uso de plaguicidas? En caso de que sí, ¿Quién o quienes le han dado esa capacitación? ¿Qué le han dicho?
17. ¿Conoce Ud. estrategias de control de plagas en las que no se utilicen plaguicidas? En caso de que sí, ¿Cuáles son?

18. ¿Qué desventajas tienen estas estrategias en las que no se usan plaguicidas?
19. ¿Ud. ha implementado en su cultivo alguna estrategia de control de plagas en que no se utilicen plaguicidas? ¿Las utiliza ahora?
20. ¿Aplicaría una estrategia de control de plagas sin uso de plaguicidas? En caso de que Sí: ¿Bajo qué condiciones?; En caso de que NO: ¿Por qué no?
21. ¿Me dice tres razones por las que ahora no implementa alguna estrategia de control de plagas sin usar plaguicidas?
22. Ha recibido Ud. capacitación o información sobre técnicas para controlar las plagas sin plaguicidas? ¿Quién o quiénes le han dado esta capacitación? ¿Qué le han dicho?

Anexo 5. Encuesta tipo Likert aplicada a extensionistas.

1. La agricultura es más rentable cuando se usan plaguicidas en los cultivos que si no se usaran
 Totalmente de acuerdo No entiendo la pregunta
 De acuerdo
 Un poco de acuerdo
 En desacuerdo
 Totalmente en desacuerdo

2. Recomiendo a los productores utilizar plaguicidas en sus cultivos porque así se produce más y mejor
 Totalmente de acuerdo No entiendo la pregunta
 De acuerdo
 Un poco de acuerdo
 En desacuerdo
 Totalmente en desacuerdo

3. Los plaguicidas deterioran la calidad el suelo, pero los son necesarios porque disminuyen la cantidad de trabajo en campo y la agricultura es más rentable para el productor
 Totalmente de acuerdo No entiendo la pregunta
 De acuerdo
 Un poco de acuerdo
 En desacuerdo
 Totalmente en desacuerdo

4. Actualmente se usa una mayor cantidad de plaguicidas debido a que los insectos son cada vez más resistentes
 Totalmente de acuerdo No entiendo la pregunta
 De acuerdo
 Un poco de acuerdo
 En desacuerdo
 Totalmente en desacuerdo

5. Las plagas se hacen resistentes al uso de plaguicidas, así también los trabajadores se acostumbran a usarlos
 Totalmente de acuerdo No entiendo la pregunta
 De acuerdo
 Un poco de acuerdo
 En desacuerdo
 Totalmente en desacuerdo

6. Los plaguicidas de ahora no son tan dañinos como antes, pues ahora se muere menos la gente por intoxicación
 Totalmente de acuerdo No entiendo la pregunta
 De acuerdo
 Un poco de acuerdo
 En desacuerdo
 Totalmente en desacuerdo

7. Cuando un bote de plaguicidas tiene el dibujo de una calavera, el liquido es peligroso, si no la tiene es no es tan peligroso
- Totalmente de acuerdo No entiendo la pregunta
- De acuerdo
- Sin comentarios
- En desacuerdo
- Totalmente en desacuerdo
8. Los plaguicidas que tienen etiqueta color rojo son más dañinos al medio ambiente o a la salud, pero más efectivos para la plaga
- Totalmente de acuerdo No entiendo la pregunta
- De acuerdo
- Un poco de acuerdo
- En desacuerdo
- Totalmente en desacuerdo
9. Los plaguicidas que tienen etiqueta color azul son menos dañinos al medio ambiente o a la salud, pero menos efectivos para la plaga
- Totalmente de acuerdo No entiendo la pregunta
- De acuerdo
- Un poco de acuerdo
- En desacuerdo
- Totalmente en desacuerdo
10. Todos los plaguicidas son peligrosos y pueden dañar a la gente aunque no nos demos cuenta día a día
- Totalmente de acuerdo No entiendo la pregunta
- De acuerdo
- Un poco de acuerdo
- En desacuerdo
- Totalmente en desacuerdo
11. Los productores no aplican bien los plaguicidas porque no saben, les falta capacitación
- Totalmente de acuerdo No entiendo la pregunta
- De acuerdo
- Un poco de acuerdo
- En desacuerdo
- Totalmente en desacuerdo
12. Los productores quieren que les demos un plaguicida más fuerte para solucionar el problema de plaga de sus cultivos
- Totalmente de acuerdo No entiendo la pregunta
- De acuerdo
- Un poco de acuerdo
- En desacuerdo
- Totalmente en desacuerdo
13. Los plaguicidas les hacen daño a los productores porque ellos no se protegen

- Totalmente de acuerdo No entiendo la pregunta
- De acuerdo
- Un poco de acuerdo
- En desacuerdo
- Totalmente en desacuerdo
14. Dicen que los plaguicidas hacen daño, pero he visto muchos productores que llevan muchos años aplicando y no se han enfermado
- Totalmente de acuerdo No entiendo la pregunta
- De acuerdo
- Sin comentarios
- En desacuerdo
- Totalmente en desacuerdo
15. Hay personas que son más sensibles que otras a los plaguicidas
- Totalmente de acuerdo No entiendo la pregunta
- De acuerdo
- Sin comentarios
- En desacuerdo
- Totalmente en desacuerdo
16. Si los plaguicidas se aplican correctamente y se usa protección para aplicarlos, no hacen daño a la salud
- Totalmente de acuerdo No entiendo la pregunta
- De acuerdo
- Sin comentarios
- En desacuerdo
- Totalmente en desacuerdo
17. Cuando los productores se intoxican por plaguicidas no quieren ir al médico
- Totalmente de acuerdo No entiendo la pregunta
- De acuerdo
- Un poco de acuerdo
- En desacuerdo
- Totalmente en desacuerdo
18. Los plaguicidas hacen daño a la salud, por eso prefiero que alguien más los aplique
- Totalmente de acuerdo No entiendo la pregunta
- De acuerdo
- Un poco de acuerdo
- En desacuerdo
- Totalmente en desacuerdo
19. No comería productos de los sitios en los que trabajo porque tienen muchos plaguicidas
- Totalmente de acuerdo No entiendo la pregunta
- De acuerdo
- Un poco de acuerdo

- En desacuerdo
 - Totalmente en desacuerdo
20. Es difícil cambiar de agricultura convencional a una orgánica porque baja mucho el rendimiento
- Totalmente de acuerdo No entiendo la pregunta
 - De acuerdo
 - Un poco de acuerdo
 - En desacuerdo
 - Totalmente en desacuerdo
21. No se pueden implementar otros tipos de agricultura porque no hay apoyos de parte del gobierno
- Totalmente de acuerdo No entiendo la pregunta
 - De acuerdo
 - Un poco de acuerdo
 - En desacuerdo
 - Totalmente en desacuerdo
22. El daño al medio ambiente y a la salud humana que ocasionan los plaguicidas se justifica por los beneficios que estas sustancias tienen para la producción agrícola
- Totalmente de acuerdo No entiendo la pregunta
 - De acuerdo
 - Un poco de acuerdo
 - En desacuerdo
 - Totalmente en desacuerdo
23. La agricultura es más rentable cuando se usan plaguicidas en los cultivos que si no se usaran
- Totalmente de acuerdo No entiendo la pregunta
 - De acuerdo
 - Un poco de acuerdo
 - En desacuerdo
 - Totalmente en desacuerdo
24. Recomendaría a mis compadres/amigos utilizar plaguicidas en sus cultivos porque así se produce más y mejor
- Totalmente de acuerdo No entiendo la pregunta
 - De acuerdo
 - Un poco de acuerdo
 - En desacuerdo
 - Totalmente en desacuerdo
25. Los plaguicidas deterioran la calidad el suelo, pero los uso porque disminuyen la cantidad de trabajo en campo y la agricultura es más rentable
- Totalmente de acuerdo No entiendo la pregunta
 - De acuerdo
 - Un poco de acuerdo
 - En desacuerdo

- Totalmente en desacuerdo
26. Actualmente se usa una mayor cantidad de plaguicidas debido a que los insectos son cada vez más resistentes
- Totalmente de acuerdo No entiendo la pregunta
- De acuerdo
- Un poco de acuerdo
- En desacuerdo
- Totalmente en desacuerdo
27. Las plagas se hacen resistentes al uso de plaguicidas, así también los trabajadores se acostumbran a usarlos
- Totalmente de acuerdo No entiendo la pregunta
- De acuerdo
- Un poco de acuerdo
- En desacuerdo
- Totalmente en desacuerdo
28. Los plaguicidas de ahora no son tan dañinos como antes, pues ahora se muere menos la gente por intoxicación
- Totalmente de acuerdo No entiendo la pregunta
- De acuerdo
- Un poco de acuerdo
- En desacuerdo
- Totalmente en desacuerdo
29. Cuando un bote de plaguicidas tiene el dibujo de una calavera, el liquido es peligroso, si no la tiene es no es tan peligroso
- Totalmente de acuerdo No entiendo la pregunta
- De acuerdo
- Sin comentarios
- En desacuerdo
- Totalmente en desacuerdo
30. Los plaguicidas que tienen etiqueta color rojo son más dañinos al medio ambiente o a la salud, pero más efectivos para la plaga
- Totalmente de acuerdo No entiendo la pregunta
- De acuerdo
- Un poco de acuerdo
- En desacuerdo
- Totalmente en desacuerdo
31. Los plaguicidas que tienen etiqueta color azul son menos dañinos al medio ambiente o a la salud, pero menos efectivos para la plaga
- Totalmente de acuerdo No entiendo la pregunta
- De acuerdo
- Un poco de acuerdo
- En desacuerdo
- Totalmente en desacuerdo

32. Todos los plaguicidas son peligrosos y pueden dañarnos aunque no nos demos cuenta
- Totalmente de acuerdo No entiendo la pregunta
- De acuerdo
- Un poco de acuerdo
- En desacuerdo
- Totalmente en desacuerdo
33. Los agrónomos piensan que saben mejor que nosotros cómo controlar la plaga porque tienen más estudios, pero no tienen experiencia en el campo como nosotros los productores
- Totalmente de acuerdo No entiendo la pregunta
- De acuerdo
- Un poco de acuerdo
- En desacuerdo
- Totalmente en desacuerdo
34. Quienes vienen a promocionar los plaguicidas saben más que los agrónomos sobre cómo y qué plaguicidas aplicar
- Totalmente de acuerdo No entiendo la pregunta
- De acuerdo
- Un poco de acuerdo
- En desacuerdo
- Totalmente en desacuerdo
35. Los agrónomos y médicos piensan que no nos protegemos porque no sabemos el daño que hacen los plaguicidas o porque no queremos, pero no nos dan protección
- Totalmente de acuerdo No entiendo la pregunta
- De acuerdo
- Un poco de acuerdo
- En desacuerdo
- Totalmente en desacuerdo
36. Dicen que los plaguicidas hacen daño... llevo muchos años aplicando y nunca me he enfermado por eso
- Totalmente de acuerdo No entiendo la pregunta
- De acuerdo
- Sin comentarios
- En desacuerdo
- Totalmente en desacuerdo
37. Hay personas que son más sensibles que otras a los plaguicidas
- Totalmente de acuerdo No entiendo la pregunta
- De acuerdo
- Sin comentarios
- En desacuerdo
- Totalmente en desacuerdo

38. Si los plaguicidas se aplican correctamente y se usa protección para aplicarlos, no hacen daño a la salud
- Totalmente de acuerdo No entiendo la pregunta
- De acuerdo
- Sin comentarios
- En desacuerdo
- Totalmente en desacuerdo
39. Cuando aplico plaguicidas a veces me siento mal, pero no voy al médico porque no me da ningún remedio
- Totalmente de acuerdo No entiendo la pregunta
- De acuerdo
- Un poco de acuerdo
- En desacuerdo
- Totalmente en desacuerdo
40. Los plaguicidas hacen daño a la salud, por eso prefiero que alguien más los aplique
- Totalmente de acuerdo No entiendo la pregunta
- De acuerdo
- Un poco de acuerdo
- En desacuerdo
- Totalmente en desacuerdo
41. Mi familia no come de la producción que vendemos, por que ésta tiene plaguicidas
- Totalmente de acuerdo No entiendo la pregunta
- De acuerdo
- Un poco de acuerdo
- En desacuerdo
- Totalmente en desacuerdo
42. Me gustaría dejar de usar plaguicidas en mi cultivo, pero con la agricultura orgánica no se produce y no obtendría un buen ingreso
- Totalmente de acuerdo No entiendo la pregunta
- De acuerdo
- Un poco de acuerdo
- En desacuerdo
- Totalmente en desacuerdo
43. Uso plaguicidas porque no hay otra opción, el mismo gobierno nos subsidia los plaguicidas.
- Totalmente de acuerdo No entiendo la pregunta
- De acuerdo
- Un poco de acuerdo
- En desacuerdo
- Totalmente en desacuerdo
44. El daño al medio ambiente y a la salud humana que ocasionan los plaguicidas se justifica por los beneficios que estas sustancias tienen para la producción agrícola
- Totalmente de acuerdo No entiendo la pregunta

- De acuerdo
- Un poco de acuerdo
- En desacuerdo
- Totalmente en desacuerdo