

Riesgo de contaminación en aguas superficiales en la microcuenca La Soledad, Honduras¹

Alex Javier Cardona

acardona@catie.ac.cr

*Sección de Manejo de Cuencas
AFE COHDEFOR, Honduras*

Jorge Faustino

CATIE. faustino@catie.ac.cr

Francisco Jiménez

CATIE. fjimenez@catie.ac.cr

Sergio Velásquez

CATIE. svelasqu@catie.ac.cr

En la microcuenca existe un alto riesgo de contaminación de las aguas superficiales, lo cual, combinado con prácticas inadecuadas de cultivo, está causando limitaciones en el acceso al agua para uso humano debido a la alteración de su calidad. De acuerdo con la información analizada, el plaguicida más frecuentemente usado en los cultivos de la microcuenca es el Endosulfan.



Fotos: Alex Cardona.

¹ Basado en Cardona, AJ. 2003. Calidad y riesgo de contaminación de las aguas superficiales en la microcuenca del río La Soledad, Valle de Ángeles, Honduras. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 158 p.

Resumen

Este estudio describe una metodología cualitativa para identificar las áreas donde el uso de pesticidas pone en riesgo de contaminación a las aguas superficiales en la microcuenca del río La Soledad, Honduras. Mediante un SIG se procesó y analizó la información primaria de campo y secundaria, con el fin de evaluar la intensidad de uso y destino ambiental de los plaguicidas usados. Así, se combinaron las variables seleccionadas hasta obtener un mapa de riesgo de contaminación. Para validar la metodología se analizó el agua para detectar pesticidas organoclorados. Los resultados indican un alto uso de plaguicidas; de hecho, el 60% del área evaluada presentó riesgos de contaminación de moderados a altos. Un patrón de uso atípico, relacionado con altas dosis y frecuencias de aplicación, el uso de productos altamente hidrofóbicos y un alto potencial erosivo del suelo fueron los factores que más influyeron en el riesgo de contaminación. El mapa de riesgo obtenido fue congruente con los análisis de laboratorio. Se encontraron altas concentraciones de Endosulfan en el agua, las cuales exceden en 3183 veces el valor máximo admitido para agua potable y en 6,8 veces para toxicidad acuática. La metodología resultó efectiva para identificar áreas de riesgo como fuentes no localizadas de contaminación agrícola.

Palabras claves: Cuencas hidrográficas; recursos hídricos; agua superficial; polución del agua; residuos de plaguicidas; calidad del agua; río La Soledad, Honduras.

Summary

Contamination risk of surface water in La Soledad micro-watershed, Honduras. This study describes a qualitative methodology to identify areas where a higher risk of water contamination by pesticides is expected in La Soledad micro-watershed, Honduras. Through GIS analysis, the primary field information and secondary information obtained was processed and analyzed to evaluate the use intensity and environmental destiny of pesticides. The selected factors were combined at every location to obtain the contamination risk map. An analysis in sample water to detect organochlorine pesticides was done to validate the methodology. Results demonstrate a high use of plaguicidas. In fact, 60% of the study area showed a risk of contamination from moderate to high. An unusual use pattern, related to high doses and frequencies of application, extremely hydrophobic pesticides, and a high erosive potential of soil, were, apparently, the factors that most influenced the contamination risk. The risk map obtained matched the laboratory analysis. High concentrations of Endosulphan were detected in surface water, exceeding at least 3183 and 6,8 times the maximum threshold admitted for human consumption and aquatic toxicity, respectively. This methodology proves to be efficient to identify risk areas, such as non-focused agricultural sources.

Keywords: Watershed; water resources; superficial water; pollution of water; pesticide residues; water quality; La Soledad River, Honduras.

En Valle de Ángeles, Honduras, la producción hortícola es una importante actividad económica. Los productores aplican pesticidas de manera sistemática y excesiva, debido a la alta proliferación de insectos (Oyuela 1987), el desconocimiento del uso y manejo adecuado de pesticidas (Sandia *et al.* 1999) y el temor al rechazo del producto vegetal por parte del consumidor (Pomerleau 1998). Se han encontrado residuos

de pesticidas en el 13% de los vegetales listos para su comercialización en Tegucigalpa (CESCO 1997).

Las aguas superficiales no escapan al impacto de esta actividad, ya que los procesos de erosión y lixiviación dispersan los contaminantes. Así, los plaguicidas persistentes se asocian a partículas de suelo (Ongley 1997), mientras que los solubles se lixivian a través del suelo (Elliott *et al.* 2000). La posibilidad de que los ambientes acuá-

uticos sean contaminados depende de las propiedades físico-químicas de los pesticidas (Ongley 1997), del tipo de cultivo, la forma de preparar el suelo (Gardi 2001), la humedad del suelo, la pendiente (Rice *et al.* 2001), la capacidad de infiltración (Louchart *et al.* 2001) y obras de drenaje conectadas a fuentes de agua (Brevé *et al.* 1996, Hunt *et al.* 1999).

No obstante, la escorrentía es la forma más frecuente de transporte

de plaguicidas desde áreas agrícolas. Louchart *et al.* (2001) estiman que entre el 84% y 94% del peso anual de algunos herbicidas son removidos del suelo por el 10% de la escorrentía anual. En Valle de Ángeles, casi todas las áreas de cultivo son irrigadas y fumigadas intensamente, y por su proximidad a los cauces es probable que los residuos de plaguicidas contaminen las aguas superficiales de la microcuenca del río La Soledad.

La determinación del riesgo de contaminación por pesticidas es tarea compleja debido a su dinámica espacial y temporal. Los análisis de laboratorio son una forma usual de determinar pesticidas en el agua, pero su costo es elevado. Este estudio aplica una metodología cualitativa, mediante el uso de Sistemas de Información Geográfica (SIG), basada en la relación de las propiedades físico-químicas de los plaguicidas y características del suelo, la cual permite identificar áreas con 'riesgo de contaminación de aguas superficiales por pesticidas' (RICASP), y demostrar que un método cualitativo es suficiente para ubicar la distribución espacial del riesgo. Esta metodología puede contribuir a planificar el ordenamiento del uso hídrico para la toma de decisiones.

Metodología

El estudio se realizó en la microcuenca del río La Soledad, municipio de Valle de Ángeles, Honduras (Fig. 1). El área total de la microcuenca es de 4603 ha. El 95% del área es de vocación forestal y la cobertura boscosa alcanza el 71,7% (Cardona 2003). La temperatura media anual es de 18°C y la precipitación varía entre 1500 y 2500 mm anuales. La mayor parte de la microcuenca posee suelos bien drenados, de textura mediana y fina y estructura blocosa angular.

Para determinar el RICASP se tomaron en cuenta tres fuentes de datos: a) información suministrada por 29 productores hortícolas (100%) con áreas de cultivos mayo-

res a 0,25 ha, en cuanto a cantidad, tipo y frecuencia de aplicación de pesticidas; b) un modelo de elevación digital (MED) generado a partir de curvas de nivel digitalizadas de hojas cartográficas, en escala 1:50.000; c) una ortofoto georreferenciada de la microcuenca, año 2000 (Proyecto Mitigación a Desastres Naturales, CATIE-PMDN) y un sistema de posicionamiento global (SPG) para ubicar y digitalizar cada parcela cultivada. De información bibliográfica se obtuvieron los datos de las características físico-químicas de los pesticidas usados en la microcuenca (BCPC 1997). Se utilizó el SIG PC ArcView 3.3® para procesar, manejar y analizar la información. Las variables y factores seleccionados para determinar el RICASP permitieron analizar la intensidad de uso y destino ambiental de los plaguicidas (Cuadro 1). A cada factor se le asignó un peso cualitativo, según los criterios usados por el Ministerio Ambiental de Ontario, Canadá (MOE, por sus siglas en inglés). La Fig. 2 esquematiza los pasos metodológicos seguidos.

Los factores para determinar el patrón de uso fueron el índice de frecuencia (Cardona 2003) y exceso (Oyuela 1987) y un factor de correc-

ción. Los índices se definieron por la relación entre la frecuencia de aplicación recomendada (días) y la frecuencia utilizada, y la razón de la dosis empleada por aplicación entre la dosis recomendada y el tipo de cultivo. El destino ambiental de los pesticidas se determinó por las variables potencial de transporte, transferencia y emisiones tóxicas. El transporte de plaguicidas a través de suelo se determinó por la pendiente, permeabilidad del suelo y solubilidad del compuesto en agua.

La transferencia del contaminante al agua se determinó de acuerdo a la afinidad de los compuestos con partículas de suelo (coeficiente de partición octanol-agua) y el potencial erosivo del suelo, el cual se determinó mediante la metodología cualitativa de Sáenz *et al.* (1997).

El potencial de emisiones tóxicas se obtuvo a partir de un índice de degradabilidad del compuesto en el suelo y un factor de emisiones tóxicas (TEF, por sus siglas en inglés), modificado de Farr *et al.* (1996), el cual se basa en la toxicidad de los compuestos (LC_{50}) y su concentración en el efluente. Para este estudio, en lugar de efluentes, se consideró la cantidad diaria de pesticida (litros) usada por productor y proyectada

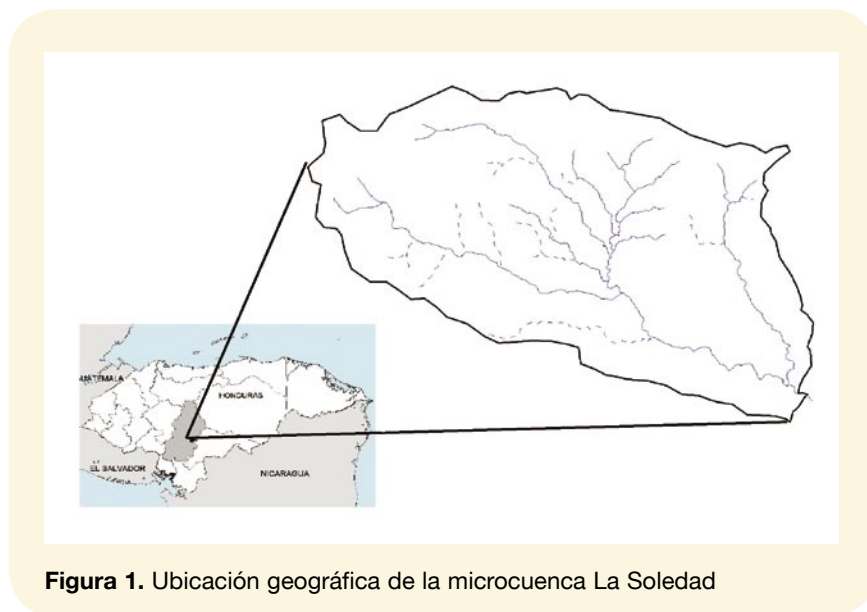


Figura 1. Ubicación geográfica de la microcuenca La Soledad

Cuadro 1.
Variables y factores para determinar el riesgo de contaminación agroquímica

Variables	Factores	Descripción y criterio	Peso de variable	Álgebra de mapas y reclasificación	Peso reclasificación
Patrón de uso (PU)	Índice de frecuencia (IF) (IF = Frec. recom/Frec. usada) FR y FU en días	Extremo (> 3,0) Alto (2,1-3,0) Moderado (1,1-2,0) Uso recomendado (0-2,0) Áreas sin evaluar	10 7 4 1 0	PU=IF+IE+φ	10 7 4 0
	Índice de exceso (IE) (IE = Dosis empl./Dosis recom.)	Extremo (> 3,0) Alto (2,1-3,0) Moderado (1,1-2,0) Uso recomendado (0-1,0) Áreas sin evaluar	10 7 4 1 0		
	Factor de corrección por tipo de cultivo (φ)	Tomate; chile; repollo; papas; ayote; zanahorias; flores	1,0; 0,9; 0,7; 0,5; 0,3; 0,2; 0,2		
Potencial transporte (Tp)	Grado de solubilidad del compuesto (Sb)	Extremadamente soluble (> 9,0) Altamente soluble (7,0-9,0) Moderadamente soluble (4,1-7,0) Ligeramente soluble (2,1-4,0) Insoluble (< 2,0) Áreas sin evaluar	10 7 4 2 1 0	Tp= (Prm+S)*Sb	10 7 4 2 1 0
	Pendiente (S)	Escarpado (> 75%) Muy fuerte (50,1-75%) Fuerte (30,1-50%) Moderada (15,1-30%) Suave (0-15%)	10 7 4 2 1		
	Grado de permeabilidad del suelo (Prm)	Muy alta (> 8,0) Alta (5,1-8,0) Media (3,1-5,0) Baja (1,1-3,0) Muy baja (< 1)	10 7 3 2 1		
Transferencia al medio (Tr)	Grado afinidad al suelo (K _{ow}) K _{ow} = Coeficiente de partición octanol-agua	Muy alta (> 5,0) Alta (3,6-5,0) Media (3,1-3,5) Baja (1,1-3,0) Muy baja (< 1) Áreas sin evaluar	10 7 4 2 1 0	Tr= K _{ow} *Ep	10 7 4 2 1 0
	*Potencial de erosión (Ep)	Muy alta Alta Media Baja Muy baja	5 4 3 2 1		
	* Sáenz <i>et al.</i> 1997				
Potencial emisiones tóxicas (PET _{corr})	Factor de emisiones tóxicas (TEF)	Muy alta (> 18,5) Alta (10,1-18,5) Media (4,6-10,0) Baja (4,1-4,5) Muy baja (0-4) Áreas sin evaluar	10 7 4 2 1 0	PET _{corr} =TEF* IDT ₅₀	10 7 4 2 1 0
	Índice de degradabilidad (IDT ₅₀)	Muy baja (> 0,85) Ligera (0,6-0,85) Moderada (0,4-0,5) Alta (0,2-0,3) Extrema (<0,1) Área sin evaluar	10 7 4 2 1 0		

a la unidad superficial de 1 ha (l/ha/día); en este caso, considerada como fuente no puntual de contaminación. Así, la expresión que explica el TEF y adaptada al presente estudio, está dada por:

$$TEF=(LC_{50}/100)*[(N_d/FU)*((C_q*Bk*n_{bu})/1000)*(1/A_{pc})/365] \quad (1)$$

Donde: TEF= factor de emisiones tóxicas (unidades tóxicas diarias); LC₅₀= toxicidad acuática; N_d = No. total de días cultivados en el

año; FU= frecuencia de fumigación usada (días); C_q= concentración química por bomba en ml por litro de agua o g/l; Bk = capacidad de la

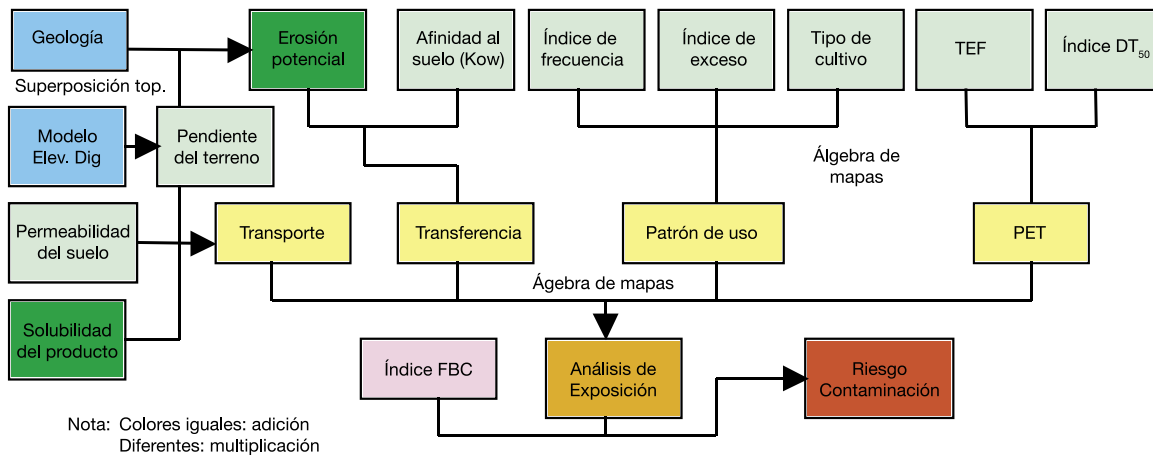


Figura 2. Diagrama general del proceso metodológico para calcular el riesgo de contaminación

bomba (l); n_{bu} = No. bombas por aplicación en la parcela; A_{pc} = área de cultivo (parcela).

Con el propósito de balancear la severidad o tolerancia del TEF, se le aplicó un índice de degradabilidad, definido por la relación de los valores de persistencia en el suelo, del i -ésimo compuesto y el pesticida más persistente; así, valores cercanos a 1 (uno) indicaron menor degradabilidad. La combinación de las cuatro variables anteriormente descritas mediante el procedimiento de álgebra de mapas de ArcView 3.3® determinó el análisis de exposición (AE). Adicionalmente, se definió un índice de bioacumulación (IFBC) a partir del factor de bioconcentración (FBC). Este índice resultó de la relación del FBC (del pesticida "x") y el valor máximo del FBC del plaguicida potencialmente más bioacumulativo en la cadena trófica. Pero antes, el FBC fue transformado a valores entre 0 y 10 para el cálculo del índice.

Las coberturas digitales resultantes del IFBC y el análisis de exposición se multiplicaron para obtener el RICASP. Cabe señalar que, en muchos casos, los coeficientes de las características físico-químicas de los pesticidas presentaron valores extremos, lo que dificultó promediar estos

Cuadro 2.

Criteria para normalizar las características físico-químicas de los pesticidas

Característica físico-química	Descripción	Criterio para normalizar variables	Peso de variable normalizada
Persistencia en el suelo (DT ₅₀) Fuente: UNA 1999	Extrema	> 120 días	10
	Alta	120 - 160 días	7
	Mediana	60 - 30 días	4
	Ligera	30 - 15 días	2
	No persistente	< 15 días	1
Coeficiente de Partición octanol-agua (K _{ow}) Fuente: OPS 1988.	Muy alto	> 5 log Kow	10
	Alto	3,6 - 5,0 log Kow	7
	Mediano	3,1 - 3,5 log Kow	4
	Bajo	1,1 - 3,0 log Kow	2
	Muy bajo	< 1,0 log Kow	1
Toxicidad en peces (CL ₅₀) Fuente: MOE s.f.	Extrema	< 0,1 mg/l	10
	Alta	0,1 - 10,1 mg/l	7
	Moderada	10,0 - 100 mg/l	4
	Ligera	100,1 - 1000 mg/l	2
	Baja	> 1000,1 mg/l	1
Solubilidad en agua Fuente: OPS 1988	Extrema	> 10000 mg/l	10
	Alta	10 - 10000 mg/l	7
	Moderada	1 - 10 mg/l	4
	Baja	1.01 - 1 mg/l	2
	Muy baja	< 0,01 mg/l	1
Factor de Bioconcentración (FBC) Fuente: UNA 1999	Alta	> 1000 FBC	10
	Media	100 - 1000 FBC	7
	Ligera	< 100 FBC	2

para los diferentes pesticidas en cada parcela o polígono analizado.

Los valores respectivos se uniformizaron según se muestra en el Cuadro 2. Posteriormente, se adaptaron las áreas de riesgo identificadas a un índice de riesgo y se correlacionaron estadísticamente con cada variable para

evaluar su influencia individual en la dinámica de contaminación acuática por uso de pesticidas. Finalmente, para validar la metodología se realizaron análisis de muestras de agua para detectar plaguicidas organoclorados en dos puntos de muestreo durante la época seca y lluviosa.

Cuadro 3.

Resumen de uso de pesticidas en la microcuenca La Soledad, Honduras

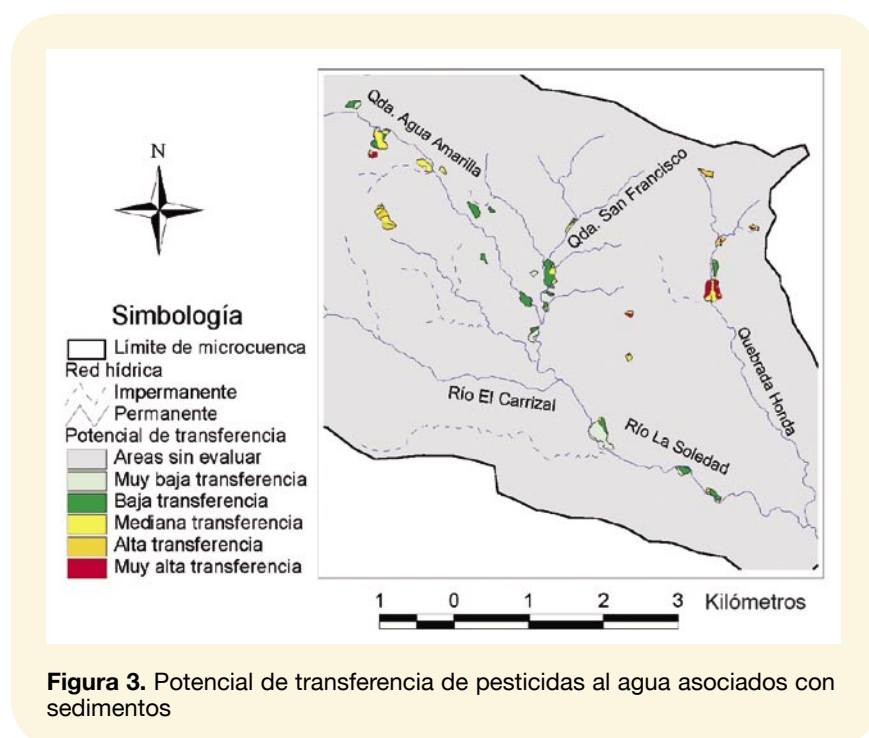
Tipo pesticida	Área cultivada (ha)	Frecuencia aplicación (días)	Frecuencia aplicación recomendada (días)	Dosis empleada/bomba (g/l)	Dosis recomendada/bomba (g/l)	No. bombas por aplicación	Cantidad aplicada/parcela (l ó kg)	Cantidad/ha/año (l ó kg)	IF	IE*
Insecticida	0,9	9,3	15,4	3,0	1,2	27,5	1,4	52,7	1,7	2,4
Fungicida	0,9	6,3	8,0	5,6	3,6	30,4	3,2	147,9	1,3	1,6
Herbicidas	0,9	30,0	30,0	3,7	3,7	40,0	3,0	22,5	1,0	1,0
Promedio general	0,9	7,8	11,7	4,3	2,4	28,9	2,3	100,3	1,5	1,7

* Índice de exceso (adaptado de Oyuela 1987); IF= Índice de frecuencia

Resultados y discusión

Aproximadamente el 7,4% del área de la microcuenca es de uso agrícola, aunque solamente el 1% corresponde a cultivos hortícolas (46,6 ha). A pesar de ello, se evidencia un alto uso de pesticidas (Cuadro 3). En total, se identificaron 27 plaguicidas (la mayoría insecticidas) y en menor proporción fungicidas y herbicidas. Ninguno de los productores aplicó dosis menores a la recomendada. El índice de exceso más bajo fue 1,12 (ligeramente excedido), mientras que el máximo fue de 3,86 (casi tres veces más de lo especificado). Esta situación tiene que ver con el desconocimiento sobre el uso de pesticidas, ya que los productores distinguen muy bien los insectos, pero no los hongos ni las bacterias; por lo tanto, utilizan fungicidas indistintamente para tratar cualquier ataque.

En cuanto a la frecuencia, la mayor parte de los productores acortó los tiempos de aplicación en casi cuatro veces. Los productos más usados fueron: Endosulfan, Mancozeb, Cipermetrine y Profenophos. En cuanto al destino ambiental de los plaguicidas, solo el 11% del área evaluada resultó con un potencial de transporte contaminante alto a muy alto hacia cuerpos de agua receptores, lo cual tiene que ver con el uso limitado de pesticidas solubles: Methamidophos, Methomyl, Methalaxyl-M y Dimethoate. En contraste, se evidenció un uso acentuado

**Figura 3.** Potencial de transferencia de pesticidas al agua asociados con sedimentos

de productos con alta capacidad de asociación con partículas del suelo (hidrofóbicos); así, en áreas donde el potencial de erosión es alto, el potencial de transferencia de contaminantes al agua también es alto (Fig. 3). Entre los productos más hidrofóbicos identificados están Cypermethrin, Cyfluthrin, Thiaclopid-beta cyfluthrin, Diafentiuron y Endosulfan.

Se obtuvo un significativo potencial de emisiones tóxicas (51% del área), pero este efecto fue anulado posiblemente por una degradación rápida de los compuestos usados; debido a ello, el área con alto poten-

cial de emisión tóxica se redujo a un 30%. Sin embargo, la proximidad de los cultivos al cauce de los ríos (Fig. 4), combinado con riegos intensivos, sugiere que cantidades significativas de químicos llegan al agua antes de degradarse, lo que afecta la vida acuática.

El análisis de exposición indicó que casi el 58% del área estudiada presenta de media a muy alta exposición, lo cual sugiere que ocurre un proceso sistemático de contaminación por pesticidas en las fuentes superficiales de la microcuenca. De manera similar, el 60% del área

estudiada tuvo un riesgo de contaminación por pesticidas de moderado a muy alto (Fig. 5). Las fuentes más expuestas a riesgo de contaminación resultaron ser las quebradas San Francisco y Agua Amarilla. El riesgo se correlaciona con el uso de productos hidrofóbicos ($p < 0,01$), patrón de uso excesivo ($p < 0,001$) y un alto potencial de transferencia ($p < 0,02$) determinado por la erosión potencial del suelo. El riesgo identificado implica también riesgos de daños a la salud humana, ya que en la época seca varias familias de la microcuenca usan esta agua hasta para consumo humano.

En general, el índice potencial de contaminación fue medio (0,46); sin embargo, en varios puntos fue muy elevado (hasta de 0,82 en la partes baja de la microcuenca), lo que sugiere daños probables al ambiente acuático, principalmente a peces y crustáceos.

En general, el índice potencial de contaminación fue medio (0,46); sin embargo, en varios puntos fue muy elevado (hasta de 0,82 en la partes baja de la microcuenca), lo que sugiere daños probables al ambiente acuático, principalmente a peces y crustáceos. Los resultados de esta metodología fueron congruentes con los obtenidos mediante análisis de laboratorio para determinar pesticidas organoclorados en el agua.

En los dos sitios de muestreo (quebradas Agua Amarilla y San Francisco) y en las dos épocas de



Figura 4. Cultivos hortícolas junto a fuentes de agua

Foto: Alex Cardona.

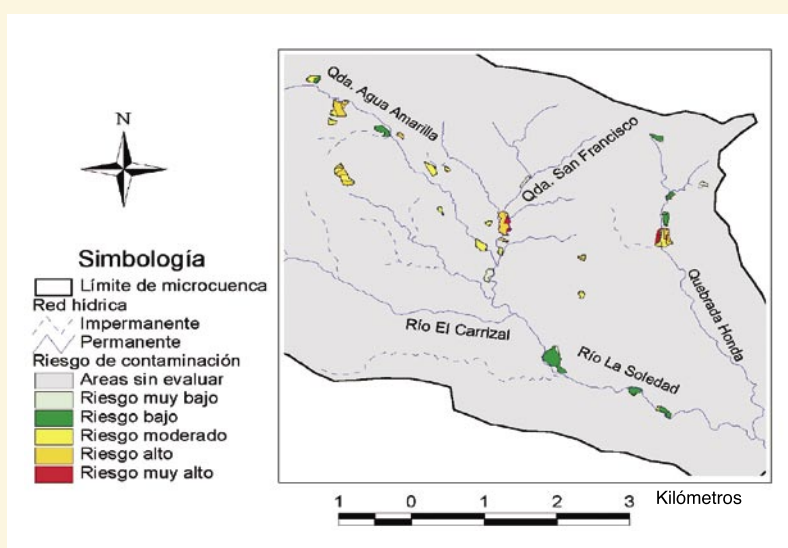


Figura 5. Ubicación de los cultivos con relación al cauce principal y nivel de riesgo potencial de contaminación por uso de pesticidas en las fuentes superficiales de agua de la microcuenca La Soledad

muestreo se detectaron plaguicidas en el agua, aunque la quebrada San Francisco fue la más afectada (Fig. 6). Se encontraron tres compuestos: Aldrin, Lindano® (ingrediente activo Beta-BHC) y Endosulfan; este último en concentraciones muy altas durante la época seca, pues excedió en 3183 veces el valor máximo admitido en agua para consumo humano

y 6,8 veces el umbral de toxicidad permitido para peces en aguas superficiales (BCPC 1997).

A pesar de su insolubilidad en agua, la presencia de Endosulfan probablemente se asocia con las obras de drenaje en las parcelas conectadas directamente al cauce y al bajo caudal observado en la quebrada. Por ello, en la época lluviosa no fue

ron detectados, excepto el Lindano® (ingrediente activo Beta-BHC) en concentraciones apenas admisibles.

Conclusiones

En la microcuenca existe un alto riesgo de contaminación de las aguas superficiales, lo cual, combinado con prácticas inadecuadas de cultivo, está causando limitaciones en el acceso al agua para uso humano debido a la alteración de su calidad. De acuerdo con la información analizada, el plaguicida más frecuentemente usado en los cultivos de la microcuenca es el Endosulfan, confirmado en los análisis de laboratorio a muestras de agua. Se encontraron residuos de este compuesto en cantidades muy significativas, lo que sugiere que la producción hortícola está causando impactos negativos en la calidad del agua de la microcuenca.

Esta metodología cualitativa demostró ser una herramienta ver-

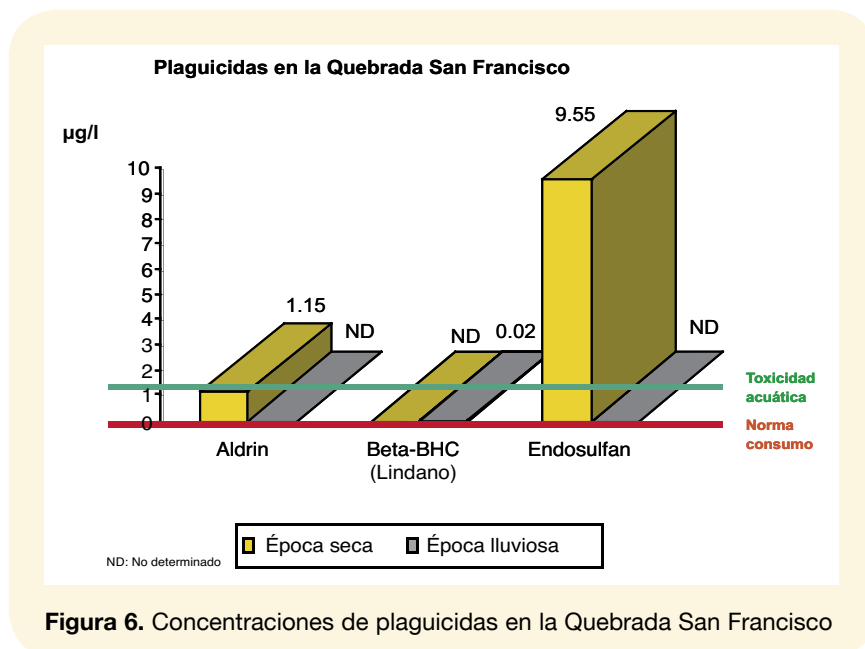


Figura 6. Concentraciones de plaguicidas en la Quebrada San Francisco

sátil y suficiente para identificar y analizar espacialmente las áreas indicadoras de riesgos de contaminación acuática en zonas asociadas a culti-

vos hortícolas. La metodología puede adaptarse o modificarse de acuerdo con las condiciones o características biofísicas de cada microcuenca. 🌱

Literatura citada

- BCPC (British Crop Protection Council). 1997. The pesticide manual. 11 ed. CDS Tomlin, UK. 1606 p.
- Brevé, M; Skaggs, W; Gilliam, W. 1996. Efectos del drenaje agrícola en la hidrología y calidad de aguas. *Aqua Internacional* 5 (12):17-20.
- Cardona, AJ. 2003. Calidad y riesgo de contaminación de las aguas superficiales en la microcuenca del Río La Soledad, Valle de Angeles, Honduras. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 158 p.
- CESCO (Centro de Estudios y Control de Contaminantes). 1997. Informe de residuos de plaguicidas en hortalizas distribuida en mercados y supermercados de Tegucigalpa y Comayagua. Monografía. CESCO-IISE (Instituto de Investigaciones Socioeconómicas). Tegucigalpa, HN. 33 p.
- Elliott, JA; Cessna, AJ; Nicholaichuk, W; Tollefson, LC. 2000. Leaching rates and preferential flow of selected herbicides through tilled and untilled soil. *Journal Environment of Quality* 29:1650-1656.
- Farr, GD; Pinder KL; Galloway, LR. 1996. Toxic Emission Factor determination using median lethal time data. *Bulletin Environmental Contamination and Toxicology* 57:236-241.
- Gardi, C. 2001. Land use, agronomic management and water quality in a small Northern Italian watershed. *Agriculture, Ecosystem and Environment* 87:1-12.
- Hunt, JW; Anderson, BS; Phillips, BM; Tjeerdema, RS; Pucket, HM; Vlaming, V. de. 1999. Patterns of aquatic toxicity in an agriculturally dominated coastal watershed in California. *Agriculture, Ecosystem and Environment* 75:75-91.
- Louchart, X; Voltz, M; Andrieux, P; Moussa, R. 2001. Herbicide transport to surface at field and watershed scales in a mediterranean vineyard area. *Journal Environmental of Quality* 30:982-991.
- MOE (Monitoring Ontario Environment). s.f. Sistema de evaluación de contaminantes ambientales (en línea). Consultado el 09-08-2003. www.unitar.org/cwm/prtr/pdf/cat2/cap_IV.pdf
- Ongley, ED. 1997. Lucha contra la contaminación agrícola de los recursos hídricos. Roma, Italia. 116 p. (Estudio FAO Riego y Drenaje 55).
- OPS (Organización Panamericana de la Salud). 1998. Curso de autoinstrucción en evaluación de riesgos. Consultado el 25-09-2003. www.cepis.ops-oms.org/tutorial/ambientales/anexo4.html
- Oyuela, DO. 1987. Los sistemas de producción agrícola y la determinación de posibles fuentes de contaminación en la subcuenca del Río Guajire, cuenca Río Guacerique, Honduras. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 187 p.
- Pomerleau, T. 1998. Producción y comercialización de hortalizas orgánicas para el área metropolitana de Honduras. Proyecto de Apoyo a la Gestión Sostenible de los Recursos Naturales en Honduras, Tegucigalpa, HN. 95 p.
- Rice, PJ; McConnell, LL; Heighton, LP; Sadeghi, AM; Isensee, AR; Teasdale, JR; Abdul-Baki, AA; Harman-Fetcho, A; Hapeman, CJ. 2001. Runoff loss pesticide and soil: a comparison between vegetative mulch and plastic mulch in vegetable production systems. *Journal Environmental of Quality* 30:1808-1821.
- Sáenz, F; Shultz, S; Hyman, G. 1997. Uso de un Sistema de Información Geográfica (SIG) en la identificación de degradación de tierras y recursos hídricos. *Revista Forestal Centroamericana*. 18(18-22).
- .Sandia, LA; Cabeza, M; Arandia, J; Bianchi, G. 1999. Riesgos sobre la salud asociados a las actividades agrícolas: un caso de estudio de la geografía rural. *Revista Geográfica Venezolana* 40(2):281-295.
- UNA (Universidad Nacional Autónoma). 1999. Manual de plaguicidas: guía para América Central. 2 ed. Heredia, CR, Universidad Nacional-Instituto Regional de Estudios en Sustancias Tóxicas. 395 p.