

EVALUACION DEL SERVICIO DE REGULACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA EN LA CUENCA DEL RÍO LA ANTIGUA, VERACRUZ.

Pierre Mokondoko, Robert H. Manson y Octavio Pérez-Maqueo

Instituto de Ecología A.C., Carretera Antigua a Coatepec 351, Col. El Haya, CP 91070, Xalapa,
Veracruz. email: pierre.mokondoko@gmail.com

Resumen: Los bosques son importantes en el mantenimiento de muchos servicios ecosistémicos, los cuales son importantes para el mantenimiento del bienestar humano. Sin embargo, el estado crítico de los ecosistemas boscosos y sus recursos hídricos en México, amenazan cada vez más la provisión de los servicios hidrológicos y la salud de sus habitantes. Nuestro objetivo fue el cuantificar el servicio de regulación de la calidad del agua, a través de la evaluación de la capacidad de los bosques, particularmente aquellos adyacentes a los cauces de los ríos, en regular la calidad del agua y así, mitigar los efectos de las enfermedades relacionadas a la mala calidad del agua, en la cuenca alta del Río la Antigua en Veracruz, México. Para ello, determinamos el patrón de distribución espacial de enfermedades hídricas, mediante el uso de herramientas de estadística espacial y geoestadística. Fueron seleccionados 10 ríos en zonas de alta y baja prevalencia de enfermedades. Se midieron varios parámetros para determinar calidad del agua. GIS y análisis de regresión múltiple fueron usados para determinar la correlación entre calidad del agua y usos de suelo a diferentes escalas. La relación entre calidad del agua y enfermedades, se evaluó mediante una función de producción en salud, tomando como factor ambiental la concentración de *E.coli* en el agua y variables socioeconómicas. Los bosques riparios ubicados en buffer de 100 metros a la orilla de los ríos, mostraron mayor influencia sobre la calidad del agua. Encontramos una fuerte relación entre la concentración de *E.coli* y la tasas de morbilidad en las comunidades aledañas. La reducción en la concentración de *E.coli* en el agua, significaría una reducción en las tasas de enfermedades.

Introducción: Los servicios ecosistémicos (SE), brindados por los procesos e interacciones ecológicas de los ecosistemas (Daily, 1997; Costanza *et al.*, 1997; Pagiola *et al.*, 2004), están cada vez más amenazados a nivel mundial (Pagiola *et al.*, 2002; *Millennium Ecosystem Assessment*, 2005). Estos procesos mantienen el bienestar de las sociedades humanas (Daily *et al.*, 1997; Costanza, 2000; Heal, 2000). La degradación de los ecosistemas y la pérdida de SE tanto a nivel mundial como en México, están relacionadas principalmente con las actividades económicas, que no han podido asignar un valor a estos procesos. En parte, es resultado de los cambios en el uso de suelo, dada la subvaloración de los bosques y la falta de información científica sobre la provisión de los SE. En los últimos años la valoración de estos servicios ha recibido una especial atención en la literatura científica (Daily *et al.*, 2000; De Groot *et al.*, 2002; Hein *et al.*, 2006). Impulsando la creación de diversos mecanismos de valoración basados en mercados hipotéticos y no convencionales (Farber *et al.*, 2002; Barzev, 2002; Azqueta, 2002; Muñoz-Piña *et al.*, 2008). Estos instrumentos buscan cuantificar y asignar un valor económico a los SE para asegurar la conservación de la cobertura boscosa (Daily *et al.*, 2000).

Los bosques, brindan muchos servicios relacionados a la provisión de agua. Los servicios hidrológicos (SH), son aquellos ligados a los procesos biofísicos involucrados en el ciclo hidrológico. Los SH, incluyen: la recarga de mantos acuíferos, provisión superficial del agua, regulación de calidad del agua y erosión hídrica. En México, el programa federal de Pago por Servicios Hidrológicos (PSH) impulsado por la CONAFOR (Pérez-Maqueo *et al.*, 2005; Alix- Garcia *et al.*, 2005; Muñoz-Piña *et al.*, 2008), y las demás iniciativas que involucran a los distintos niveles gubernamentales, han tendido a ignorar o simplificar las relaciones biofísicas entre el uso de suelo y sus efectos sobre el ciclo hidrológico y la calidad del agua (Porrás, 2003; Cruz, 2003; Estrada, 2003; Manson, 2004; Muñoz-Piña *et al.*, 2008). Generalmente asumen la existencia de una relación directa entre la presencia de bosques y la provisión del agua, sin tomar en cuenta la calidad del agua (Bruijnzeel, 2004; Jackson *et al.*, 2005). Bajo este contexto, urgen estudios ecológicos que cuantifiquen los SH, evalúen el impacto antropogénico sobre la calidad del agua y determinen las escalas espaciales apropiadas para su estudio (Kremen and Ostfield, 2005), respaldados en el conocimiento científico de los procesos ecológicos, y asegurando la continuidad de estos esquemas (Pérez-Maqueo *et al.*, 2007).

Los servicios hidrológicos son cada vez más importantes dado el estado crítico de los recursos hídricos (Bruijnzeel, 2004). El 73% de toda el agua del país, incluyendo el 95% de los ríos, está contaminada y requiere tratamiento antes de su consumo (Carabias y Landa, 2005). El impacto sobre los ecosistemas, indirectamente afecta la salud de la población, por la contaminación de cuerpos de agua (Nigenda *et al.*, 2002). La calidad del agua es un factor crucial para la población, su salud depende en gran medida del agua que consume. En los últimos años se ha observado que el deterioro de la calidad del agua se ha convertido en el principal agente de propagación de enfermedades (Gleick, 2002; Jaramillo *et al.*, 2007; Nigenda *et al.*, 2004; Pattanayak and Wendland, 2007). La Secretaría de Salud (2012), afirma que los principales problemas que enfrenta el país son aquellos relacionados con un deficiente saneamiento básico y mala calidad del agua. La falta de bosques a la orilla de los ríos, favorece la contaminación difusa de estos, debido a su capacidad en detener y filtrar los contaminantes provenientes de escurrimientos de tierras agrícolas y ganaderas (Anbumozhi *et al.*, 2005; FEA, 2006).

Si no se considera la calidad del agua en los esquemas de PSH, se están dejando fuera costos públicos importantes en cuanto a la salud y tratamiento del agua, generados por la disminución de la calidad del agua. En este proyecto exploramos el impacto de la degradación de la calidad del agua debido al cambio de uso de suelo y la variación espacial de estos, sobre la salud pública. Además, identificamos los efectos en salud pública asociados con dicha contaminación. Este método de cuantificación puede brindar a los tomadores de decisiones información para promover políticas públicas que fomenten un desarrollo sustentable y conservación de los bosques en las cuencas del país.

Desarrollo del proyecto: La cuenca del Río la Antigua (Fig. 1) tiene una superficie de 2,637 km²). Se ubica en la región central montañosa que comparten los estados de Veracruz y Puebla, a una corta distancia del Golfo de México (Vázquez *et al.*, 2008; Muñoz-Villers and López-Blanco, 2007). Durante un año se llevó a cabo un estudio en 10 microcuencas (1,322 km²), de la parte alta de la cuenca, donde habitan aproximadamente 580,714 personas en 286 comunidades. El bosque mesófilo de montaña es el tipo de vegetación dominante (19%; Williams-Linera *et al.*, 2002), los bosques de pino-encino y de coníferas ocupan el 13% de la superficie, los pastos inducidos y cultivos de temporal ocupan el 21 y 19% respectivamente, las plantaciones

de café bajo sombra y los cultivos de caña de azúcar, ocupan el 12 y 8% respectivamente, y las áreas urbanas ocupan el 5.9% de la superficie (Table 1; Muñoz-Villers and López-Blanco, 2007). La vegetación del área de estudio tiene un alto valor hidrológico, y es considerado uno de los grandes suministros de agua de buena calidad (Bruijnzeel, 2001; Williams-Linera, 2007). Además, destaca por ser una de las áreas prioritarias del Banco Mundial, para el fomento de esquemas de PSAH, y también, cuenta con 4 programas de PSAH en aplicación.

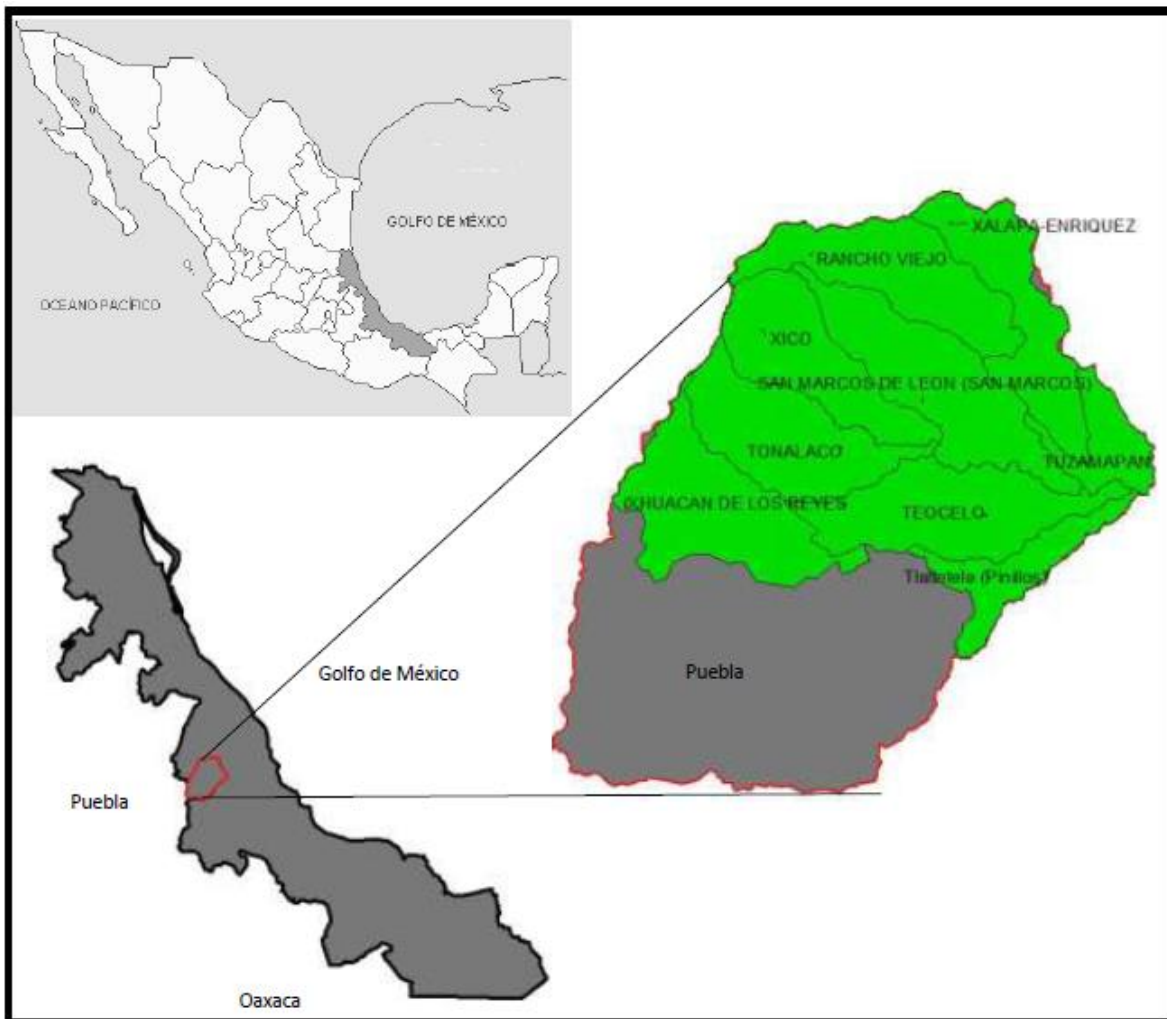


Figura 1. Ubicación geográfica de la zona de estudio. Incluyendo las microcuencas seleccionadas en la parte alta de la cuenca Río la Antigua.

Realizamos un análisis de distribución espacial de enfermedades hídricas, identificamos las zonas de alta y baja prevalencia de enfermedades. Mediante la recopilación de información de 11 municipios, de las bases de datos estadísticos anuales del Sistema

Único para la Vigilancia Epidemiológica (SUIVE), y de las hojas diarias de los Centros de Salud. Registramos todos los casos de enfermedades relacionadas con la mala calidad del agua (enfermedades diarreicas agudas). Tomamos como indicador la base datos epidemiológicos de cólera, para el periodo 2006-2010 (Okoronkwo and Odeyemi, 1985; Ali, *et al.*, 2002; Nigenda *et al.*, 2004). Calculamos la prevalencia de enfermedades para cada localidad en la región (Silva *et al.*, 2002). Las prevalencias fueron estandarizadas para que el tamaño de la población no influyera y fueron analizadas mediante análisis espaciales de patrones puntuales y el método de casos-contrroles, métodos usados en estudios epidemiológicos (López-Albente and Ibañez, 2002; Silva *et al.*, 2002; Siqueira *et al.*, 2004; Baddeley, 2008; Crawley, 2007; Bivand *et al.*, 2008). Delimitamos espacialmente las zonas de valores altos y bajos de prevalencia, mediante el método de índices de distancia, en el software SADIE (Spatial Analysis by Distance Indices; Perry *et al.*, 1999).

Registramos un total de 101,400 casos y la prevalencia de cólera represento el 1.64% del total (1,667 casos). La prevalencia de enfermedades, mostró un bajo número de casos por localidad y un alto número de ceros. La Fig. 2, muestra la distribución espacial de las frecuencias de enfermedades en la población y la presencia de agregaciones, de valores altos en la frecuencia de enfermedades.

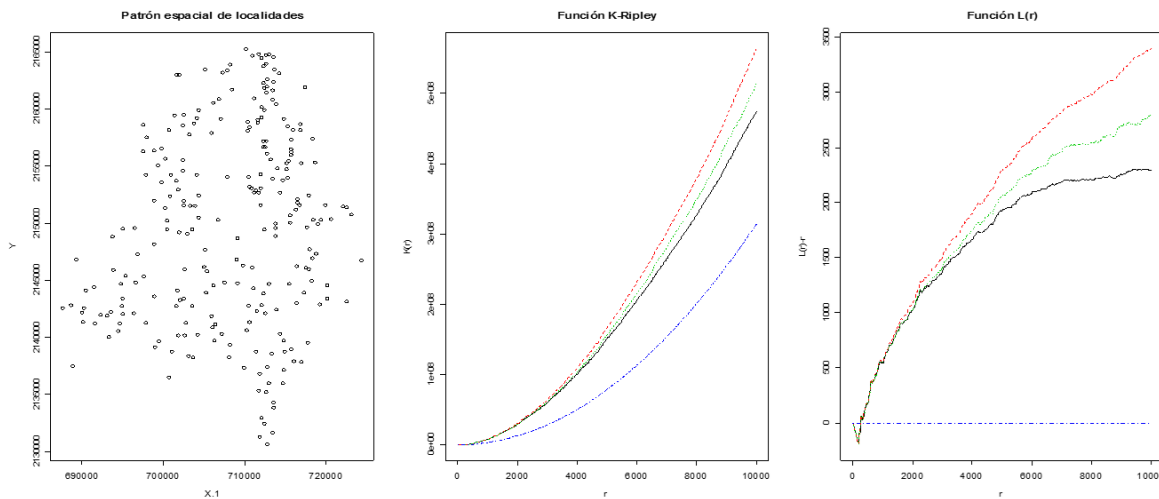


Figura 2. Izquierda. Patrón espacial de las localidades de la cuenca Río la Antigua. Centro. Función $K(r)$ del patrón de localidades. Derecha. La función $L(r)$ del mismo patrón.

El análisis de casos-contrroles, mostró que la distribución de las prevalencias no estuvo sujeta a la distribución espacial de la población, en un 95% de confianza (Figura 3). El análisis espacial mostró agregaciones de valores altos en la prevalencia de enfermedades, agrupados en un radio de 2 km ($K(r) = 2\text{km}$), con un 95% de confianza. Estos resultados confirman que hay una fortísima evidencia de mayor agregación debida al origen medioambiental del brote.

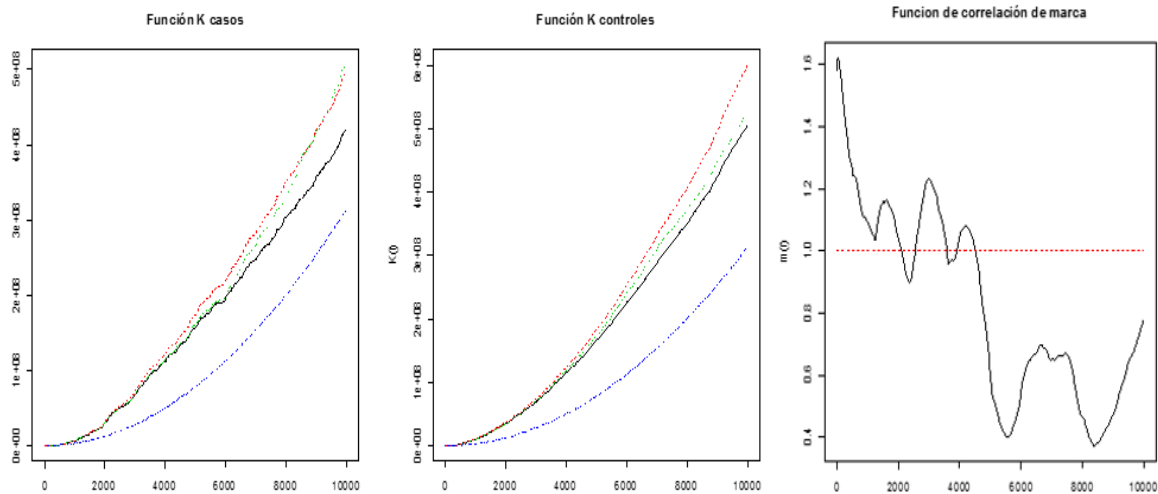


Figura 3. Izquierda, función $K(r)$ para casos. En medio, función $K(r)$, para controles. Derecha, función de correlación de marca para los índices de incidencia de enfermedades.

Con el análisis SADIE, obtuvimos un índice de agrupación para cada localidad, en función de las prevalencias. Este análisis mostró al igual que los análisis espaciales, agregación del patrón de distribución de la enfermedad ($I_a = 1.336$; $P = 0.421 < 0.05$), el cual puede estar sujeto a un factor de contaminación. Tomamos los valores de índice de agrupación mayores a $V_j = 1.5$, los cuales indicaron que comunidades están dentro de una zona de valores altos que tienden a estar juntos. La Fig. 4, muestra la interpolación lineal Kriging de los índices de agrupación, visualizando las zonas donde fue necesario tomar los datos de calidad del agua. La Figura 5, muestra la distribución espacial de los ríos seleccionados para la toma de muestras de agua.

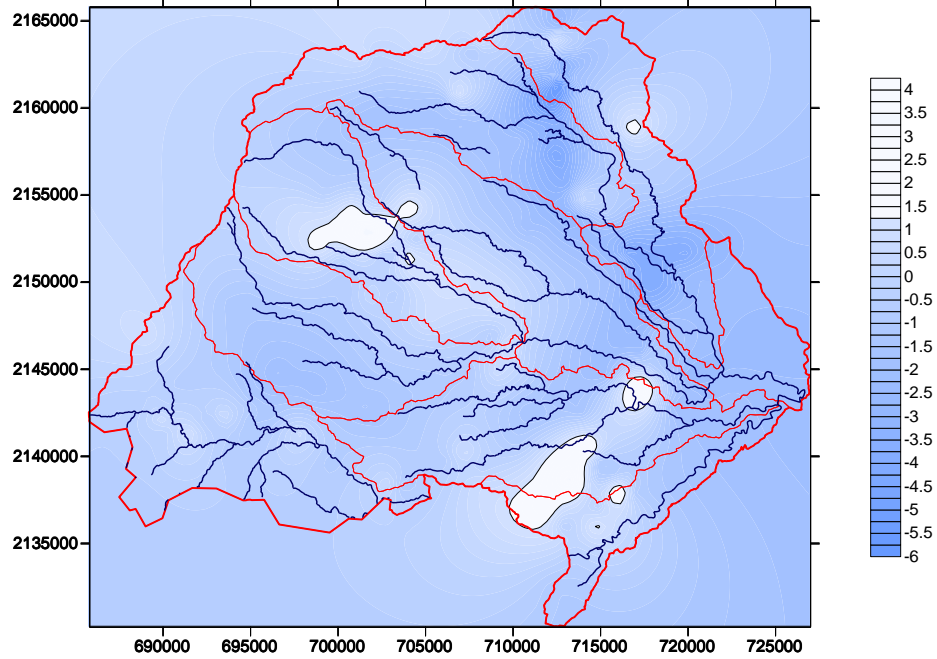


Figura 4. Distribución de las zonas de alta y baja prevalencia de enfermedades. Las zonas claras indican agrupación de altas prevalencias de enfermedades.

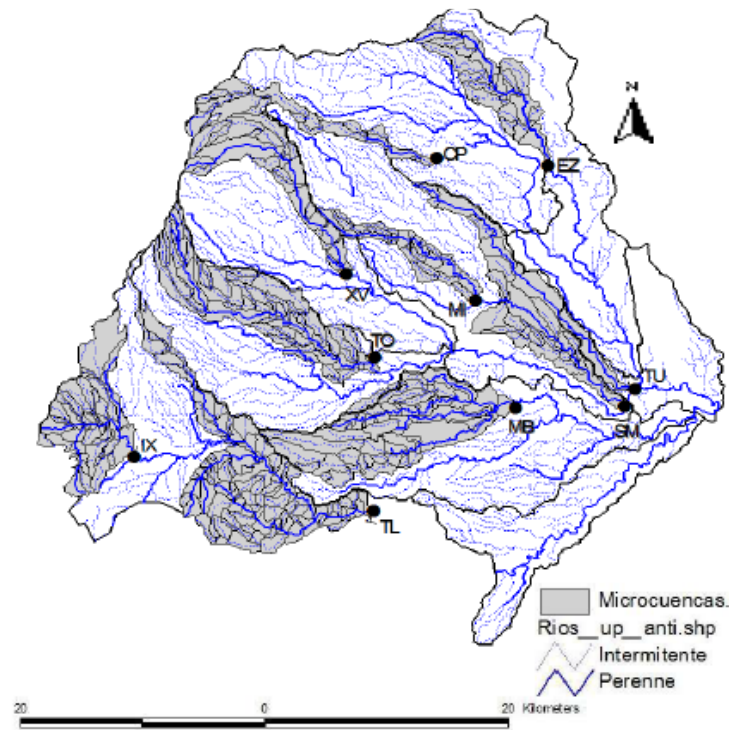


Figura 5. Distribución espacial de ríos de muestreo. Las áreas grises representan cada una de las áreas de influencia de los ríos de muestreo.

Seleccionamos 5 comunidades en cada una de las zonas, con base al registro de concesiones de aprovechamiento de aguas nacionales, así seleccionaron 10 ríos de uso agrícola, pecuario y urbano por parte de estas comunidades. Usamos como herramienta fundamental el software ArcGis 9.3 (ESRI, 2009) en el análisis de GIS, para determinar la estructura de la cobertura vegetal y el porcentaje de usos de suelo en las áreas de influencia de los 10 ríos. Se delimitaron las 10 áreas de drenaje, con el conjunto vectorial de la colección de microcuencas del Programa Nacional de Microcuencas (FIRCO; 1:50, 000). También se usó el conjunto vectorial de ríos de la cuenca alta del Río la Antigua (1: 50, 000; INECOL; 2007). Usamos como base el mapa digitalizado de vegetación y usos de suelo para el año 2003, de Muñoz-Villers and López-Blanco (2007). Para último, se crearon 3 zonas de amortiguamiento en el SIG sobre las líneas de flujo de los 10 ríos seleccionados. Estas zonas buffer fueron de 50, 100 y 250 metros a lado del río (Allan, 2004; Silva and Williams, 2001). Los porcentajes de cobertura vegetal y usos de suelo fueron calculados para cada área buffer y zona de influencia.

En estos ríos, se tomaron muestras mensuales de agua (2009), durante la época de lluvias, donde los escurrimientos permiten observar el efecto deseado (Figura 6). Empleamos la metodología de la organización *Global Water Watch*, GWW (Engel and Voshell, 2002; Deutsh and Busby, 2005). Los parámetros de calidad del agua medidos por GWW son varios, pero nos enfocamos solamente en la temperatura del agua (Temp, °C), la concentración de oxígeno disuelto (OD; mg/L), porcentaje de saturación de oxígeno (%OD; %), sólidos totales en suspensión (SST, mg/L), coliformes fecales (UFC; UFC/100 ml), temperatura del agua y ambiente (°C) y caudal (m³/sec). Se realizaron análisis estadísticos idénticos tanto para las zonas de amortiguamiento y las áreas de influencia de los ríos, para determinar las relaciones entre las variables de uso de suelo y calidad del agua. Primero, se exploró la normalidad de los parámetros de calidad del agua, a través del método Shapiro-Wilks. Las variables que no cumplieron la normalidad, se transformaron logarítmicamente para reducir los efectos de los valores extremos. Los porcentajes de uso de suelo de cada una de las escalas, fueron correlacionados con los parámetros de calidad del agua, en un nivel de significancia de $P < 0.05$. Para reforzar los análisis entre variables de uso de suelo y calidad del agua, se relazaron análisis de regresión múltiple *stepwise* con las variables de los parámetros fisicoquímicos y cada una de las escalas de uso de suelo.



Figura 6. Monitoreo mensual de la calidad del agua y determinación de coliformes fecales en el agua.

Las concentraciones de los parámetros medidos fueron variadas, mostrando medias generales de %OD, OD, SST y *E.coli*; de 70.3 ± 8.1 %, 6.8 ± 0.89 mg/L, 30.98 ± 15.2 mg/L y $8,223 \pm 7,612.2$ UFC/100 ml respectivamente (Cuadro 1). Las normas mexicanas (001-ECOL-1996), establecen un rango para aguas superficiales de 6-9 mg/L en la concentración de OD, sólo un río presentó valores dentro del rango. El 100% de los ríos registraron valores menores de SST a lo establecido por la Norma SSA-127, la cual especifica un máximo permisible de 200 mg/L. El 100% de los ríos están sobre el máximo permisible de *E.coli* para consumo humano, de 0 UFC/100 ml, y el 80% de los ríos estuvo sobre el límite permisible para contacto humano, y para uso agrícola y pecuario (600 y 1,000 UFC/100 ml respectivamente).

Los *E.coli* se correlacionaron significativamente con los bosques (BP) en los buffers de 50 y 100 metros ($r = -0.617$ y 0.613 respectivamente; $P < 0.05$). La correlación entre los bosques secundarios (VS) y los *E.coli*, resultó tener mayor influencia a nivel del área de influencia ($r = 0.618$; $P < 0.05$). Los SST se correlacionaron significativamente con los bosques para todas las escalas ($P < 0.05$), también, se correlacionaron significativamente con la vegetación secundaria y las zonas urbanas para todas las escalas. Para los buffers de 50 y 100 metros los valores de correlación de los SST con los BP y VS fueron más fuertes, y la correlación con las zonas urbanas las correlaciones

fueron más fuertes en el buffer de 250 m y el área de influencia. El %OD se correlacionó positivamente con el porcentaje de cultivos agrícolas para todas las escalas, así mismo, se correlaciono negativamente con los pastizales, las correlaciones fueron mayores para las escalas más grandes. Se realizaron modelos de regresión múltiple stepwise entre los parámetros de calidad del agua y usos de suelo, donde las zonas buffer de 50 y 100 m fueron las que mejor mostraron estas relaciones. En cuanto a los SST, se encontró en el buffer de 50 m, un modelo significativo con los BP ($R^2= 0.382$, $P < 0.05$), este modelo indica que cada vez que incremente la superficie de BP en un 1%, la cantidad de sólidos en suspensión se reducirá en 0.50 mg/L. En el buffer de 100 m el modelo fue, con VS ($R^2= 0.436$, $P < 0.05$), donde un incremento de 1% en VS, la concentración de SST aumentaría en 0.39 mg/L. En el buffer de 50 m, el modelo de regresión encontrado para los *E.coli* fue con BNP ($R^2= 0.382$, $P < 0.05$), donde un incremento en un 1% de BP significaría en una reducción exponencial de 1.9 UFC/100 ml; el buffer de 100 m, dio como resultado el siguiente modelos significativo ($R^2= 0.618$, $P < 0.05$), la relación entre los *E.coli* en los buffers de 50 y 100 m son muy similares, sugiriendo que para mantener los *E.coli* por debajo de 600 UFC/100 ml, se necesitaría más del 80% de la superficie de BP en franjas cercanas a los ríos.

	Ríos	Parámetros físico químico y bacteriológico					
		Temp. (°C)	% OD (% Sat.)	OD (mg/L)	SST (mg/L)	<i>E.coli</i> (UFC/100 ml)	Caudal (m ³ /sec.)
1	EZ	18.2±1.0	51.21±5.0	4.7±0.36	54.60±39.9	25000±0.0	8.32±4.7
2	CP	15.9±1.2	72.53±4.9	7.1±0.40	21.66±6.1	311±183.7	1.79±1.1
3	MI	16.7±0.5	72.53±9.2	7.0±0.99	22.73±15.3	13489±6274	1.22±0.6
4	XV	14.8±1.2	66.17±9.2	6.7±0.89	14.19±4.1	3844±5482	3.19±0.3
5	TO	15.2±0.3	68.97±8.6	6.9±0.90	11.58±4.0	267±120.5	23.68±17.3
6	TU	18.8±2.0	75.35±5.4	7.1±0.96	50.64±36.4	12311±10989	5.05±4.9
7	SI	12.8±1.2	73.46±4.4	7.8±0.40	27.78±22.5	2633±1865	1.31±1.2
8	MB	20.3±1.0	65.33±6.1	5.9±0.53	28.37±11.5	10000±13192	5.20±3.1
9	TL	17.3±1.5	78.48±4.9	7.4±0.20	29.67±8.4	4545±1446	127.57±27.5
10	SM	19.7±0.6	79.44±7.1	7.3±0.72	48.64±54.4	9833±13134	19.37±12.6

Cuadro 1. Resumen de los parámetros fisicoquímicos y bacteriológico del agua.

Para describir el efecto de la calidad del agua sobre la salud pública, se utilizó la función de dosis-respuesta, la cual muestra el daño en la salud pública, que provoca la determinada concentración de algún contaminante en el agua (Filmer and Pritchett, 1999; Pattanayak and Wendland, 2007; Jaramillo *et al.*, 2007). Para desarrollar la función, realizamos análisis de regresión lineal stepwise entre los parámetros de calidad

del agua y la prevalencia (morbilidad); después, tomamos variables socioeconómicas de las localidades y la frecuencia de enfermedades, para determinar las variables que hacen susceptible a la población antes las enfermedades hídricas, mediante la misma regresión. La variable escogida, como indicador de calidad del agua, fueron los *E.coli* (UFC) y las variables económicas fueron el porcentaje de viviendas que tienen acceso al agua entubada (PVCA), drenaje (PCD), porcentaje de población que tienen acceso al servicio médico (PSS) y el nivel de educación (PANALF), variables usadas en algunos estudios (Solhanlle, 2002; Loyola, 2006). La regresión múltiple *stepwise* entre los datos de enfermedades y los parámetros del agua, mostró que la concentración de *E.coli* explica la prevalencia de cólera de manera significativa ($R^2= 0.434$, $P < 0.05$), validando el uso de los *E.coli* como indicador de contaminación del agua. El valor de relación fue bajo, dado que las concentraciones de *E.coli* en los ríos fue muy variada yendo de un mínimo de 67 a un máximo de 25,000 UFC/100 ml. Donde la presencia de 10,000 UFC/100 ml, tendría un incremento de 0.5% en las tasas de prevalencia, además, una reducción de los *E.coli*, significaría en una reducción de 1.49% en las tasas de prevalencia de enfermedades.

El modelo de regresión múltiple encontrado para la relación entre las variables socioeconómicas y la prevalencia de enfermedades, mostro que el mejor modelo es con PVCA y PSS ($R^2= 0.436$, $P < 0.05$). Estas variables fueron usadas en un análisis de regresión múltiple, junto con los *E.coli*. El modelo explico el 83.6% de la variación de los datos, en un intervalo de confianza del 99% ($R^2= 0.83$, $P < 0.01$). Donde un incremento en los *E.coli*, significaría un aumento en la prevalencia de enfermedades, así como, el aumento en el acceso al agua potable entubada por parte de la población significaría en reducciones en la frecuencia de enfermedades. En contra de lo esperado, el que la población tenga acceso al servicio médico, no asegura reducciones en las tasas de enfermedades.

Conclusiones: Encontramos evidencia, de que los diferentes usos de suelo tienen un efecto sobre la calidad del agua particularmente a escalas menores. En franjas menores a los 100m los porcentajes de BP y VS tienen una relación negativa sobre las concentraciones de *E.coli* y una relación positiva en la concentración de *SST*, respectivamente. Los bosques influyen fuertemente en la calidad del agua (Silva and Williams, 2001; Bhat *et al.*, 2006), algunos estudios reportan correlaciones negativas

entre cuencas forestadas y concentraciones de *SST*. El aumento en los porcentajes de VS en las zonas de amortiguamiento tendría un aumento en las concentraciones de *SST*, esto consiste con el reporte de Martínez *et al.* (2009), donde encontraron concentraciones significativamente más altas en los ríos que fluyen a través de plantaciones de café bajo sombra. Algunos estudios reportan un efecto negativo de las zonas urbanas en las zonas de amortiguamiento en los *SST* (Paul and Meyer, 2001; Ahearn *et al.*, 2005; Amiri and Nakane, 2008), contrario a lo reportado en este trabajo. Esto puede deberse a que estos estudios utilizan la densidad poblacional como medida del impacto humano sobre la calidad del agua (Baker, 2003) y no el porcentaje de uso de suelo ocupado por los asentamientos humanos. Los cultivos no se correlacionaron con los *SST*, pero algunos estudios han documentado fuertes relaciones entre estos (Allan *et al.*, 1997; Ehearn *et al.*, 2005). Esto puede deberse a que en tierras agrícolas la infiltración es mayor, y su capacidad de infiltración debe ser superada para que haya efecto de escorrentía superficial (Ehearn *et al.*, 2005; Roy *et al.*, 2003). Amiri and Nakane (2008), al igual que este trabajo mostraron que el incremento en las superficies de pastizales resultaría en una disminución de las concentraciones de OD. Los porcentajes de cultivos tuvieron una influencia positiva en OD. El aumento en los porcentajes de cultivos, tendría un aumento en las concentraciones de OD, haciendo suponer que el sol llega directo a los ríos aumentando la temperatura y descomposición de desechos orgánicos, principal contribuyente de cambios en %OD (Deutsh and Busby, 2005; Naiman and Bilby, 2001). El aumento en los BP en franjas de 50 y 100 m, significaría en una reducción de los *E.coli*, a pesar del efecto de las fuentes puntuales de contaminación por la cercanía de localidades a los ríos. Posiblemente los bosques están llevando un papel como barrera ante la contaminación por efectos de escurrimiento. Los diferentes porcentajes de uso de suelo mostraron tener influencia en los parámetros fisicoquímicos del agua, pero a medida que se aumentó la escala, las relaciones entre estos fueron menos significativas. Sugiriendo que la relación entre uso del suelo y la calidad del agua es espacio dependiente. El efecto de los usos de suelo a diferentes escalas en la calidad del agua de los ríos, ha sido probado en diferentes estudios, pues existe una vasta bibliografía acerca del análisis de estas relaciones (Allan *et al.*, 1997; Silva and Williams, 2001; Tong and Wenli, 2002; Allan, 2004; Abeam *et al.*, 2006; Bhat *et al.*, 2006; Vázquez *et al.*, 2008; Amiri and Nakane, 2008; Dodds and

Oakes, 2008; Jung *et al.*, 2008), mostrando que las relaciones del uso de suelo y la calidad del agua eran más evidentes a escalas menores.

También se mostró una relación significativa entre la concentración de coliformes fecales en el agua y las tasas de prevalencia de enfermedades diarreicas agudas, directamente relacionadas con la mala calidad del agua. Dicho de otro modo, la reducción de la calidad del agua tuvo un efecto positivo en la prevalencia de enfermedades. Donde un aumento en las concentraciones de *E.coli* en los ríos, significaría en un aumento de las tasas de morbilidad. Este resultado, concuerda con los resultados reportados por Cifuentes *et al.* (1993); Nigenda *et al.* (2004); Jaramillo *et al.* (2007). Estos mostraron una relación directa entre las concentraciones de *E.coli* y otros contaminantes en el agua de los ríos para consumo humano y las enfermedades diarreicas agudas en México. Diversos estudios epidemiológicos, también han mostrado una relación directa entre los niveles de contaminación y las tasas de prevalencia de enfermedades observadas (Cifuentes *et al.*, 1993; Abramovich *et al.*, 1997; Prieto *et al.*, 2000; Nigenda *et al.*, 2002; Chamizo *et al.*, 2006; Jaramillo *et al.*; Pattanayak and Wendland, 2007). El valor de asociación entre la morbilidad y la contaminación hídrica por *E.coli* es bajo, debido a que no todos los casos son reportados a los centros de salud, pues algunos casos son atendidos en casa por las familias. En adición, tomamos solamente el número total de casos de cólera por la naturaleza de los datos, de conocer la procedencia exacta de todos los casos, el valor de asociación sería más alto. Esto puede deberse también, a la alta variación en los datos de las concentraciones de *E.coli*, aunado a esto, la población toma medidas defensivas antes del consumo de agua, para evitar enfermarse por agua de mala calidad.

En este contexto, es evidente que se necesitan más investigaciones con un conocimiento entre los procesos ecosistémicos y los servicios ambientales que otorgan; que además, cuantifique el impacto de los servicios subestimados, como la salud, que demuestren el impacto causal de las intervenciones de conservación y que desarrollen modelos conceptuales confiables entre los ecosistemas y servicios ambientales. Para el éxito de los esquemas de PSH, debemos entender las complejas relaciones y dinámica de los usos de suelo y la calidad del agua. Así como, entender las interacciones ecológicas y sus relaciones espacio dependientes. Los resultados de este trabajo, muestran que existen diferencias significativas entre las cuencas con diferentes usos de suelo. El

principal problema de contaminación en los ríos de la cuenca alta del Río la Antigua, se debe a la presencia de coliformes fecales. La contaminación del agua por coliformes es una variable significativa, para explicar la morbilidad por enfermedades asociadas a la mala calidad del agua. La valoración del servicio de regulación de la calidad del agua y la identificación de zonas críticas de conservación, tienen un impacto social directo sobre la población en general. La literatura existente, acerca del impacto que reciben los ecosistemas y como estos indirectamente afectan la salud de las poblaciones humanas, es escasa por lo que su valor en el campo de la definición de la política ambiental es muy alto.

Los usuarios de este estudio son en primer plano los tomadores de decisiones en instancias gubernamentales como la Secretaria de Salud, la Comisión Nacional Forestal y las comisiones municipales de agua potable y saneamiento, así como, los propietarios de tierras y bosques que pueden recibir un pago por la conservación de la cobertura vegetal natural y a la población en general. En adición, es necesario que haya más estudios enfocados en la erosión de suelos y pérdidas de productividad en plantaciones agrícolas, como parte de un conjunto de servicios hidrológicos afectados por los cambios de uso de suelo, y los cuales podrían reforzar los pagos por servicios ambientales y así dar un mejor valor a los bosques para su conservación. Además, Esta información permite seleccionar cursos de acción eficaces y eficientes en el aprovechamiento y manejo del agua superficial, así como en las estrategias para mitigación de enfermedades y conservación de los boques.

Literatura citada

1. Ahearn, D., Sheibley, R., Anderson, R., Dahlgren, R., Johndon, J. and Tate, K. 2005. Land use and land cover influence on water quality in the last free-flowing draining the western Sierra Nevada, California. *Journal of Hydrology* 313: 234-247.
2. Amiri, B. and Nakane, K. 2008. Entire catchment and buffer zone approaches to modeling linkage between eater quality and land cover. A case study of Yamaguchi prefecture, Japan. *Chin. Geogra. Sci.* 18(1): 085-092.
3. Allan, J. A. 2004. Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 35: 257-84.
4. Allan, J., Erickson, D. and Fay, J. 1997. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. *Freshwater biology.* 37: 149-

- 161.
5. Ali, M., Emch, M., Donnay, J.P., Yunus, M. and Sack, R.B. 2002. Identifying environmental risk factors for endemic cholera: a raster GIS approach. *Health & Place* 8, 201-210.
 6. Alix-Garcia, J., Janvry, A., Sadoulet, E., Torres, J., Braña, J. and Ramos, M. 2005. An Assessment of Mexico's Payment for Environmental Services Program. *United Nations Food and Agriculture Organization (FAO)*.
 7. Anbumozhi, V., Radhakrishnan, J., and Yamaji, E. 2005. Impact of riparian buffer zones on water quality and associated management considerations. *Ecological Engineering* 24, 517-523.
 8. Baddeley, A. 2008. Analysing spatial point patterns in R. Workshop Notes Version 3, October 2008. CSIRO.
 9. Baker, A. 2003. *Land use and water* Roy, A., Rosemond, A., Paul, M., Leigh, D. and Wallace, J. 2003. Stream macroinvertebrate response to catchment urbanization (Georgia, USA). *Freshw. Biol.* 48: 329- 346.
 10. quality. *Hydrological Processes* 17: 2499- 2501.
 11. Bhat, S., Jacobs, J., Hatfield, K., Prenger, J. 2006. Relationships between stream water chemistry and military land use in forested watersheds in Fort Benning, Georgia. *Ecological indicators* 6: 458-466.
 12. Bivand, R., Pebesma, E. and Gómez-Rubio, V. 2008. Applied spatial data analysis with R. *Springer*. Pp 311-341.
 13. Bruijnzeel, L.A. 2004. Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the trees? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 104, 185-228.
 14. Chamizo, G. Horacio, A. and Mora, A. 2006. Estudio ecológico de las enfermedades de transmisión hídrica en la cuenca hidrográfica superficial del Río Grande de Tárcoles. *Rev. Costarricense de Salud Pública*, dic. 15(29): 8-23. ISSN 1409-1429.
 15. Cifuentes, E., Blumenthal, U., Ruiz-Palacios, G., Bennett, S., Quigley, M. and Peasey, A. 1993. Problemas de salud asociados al riego agrícola con agua residual en México. *Salud Pública de México* 35(006), 614-619.
 16. Conrad, K., Perry, J., Woiwood, I and Alexander, C.J. 2006. Large-scale temporal changes in spatial patterns during declines of abundant and occupancy in a common moth. *Journal of Insect Conservation* 15, 1733-1742.
 17. Costanza, R., d'Arge, R., deGroot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., Oneill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., vandenBelt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387 (6630), 253-260.
 18. Crawley, J. 2007. *The R Book*. Imperial College London at Silwood Park, UK.

CAP.24.

19. Curtis, T., Mara, D. and Silva, S. 1999. Influence of pH, oxygen, and humic substances on ability of sunlight to damage fecal coliforms in waste stabilization pond water. *Appl Environ Microbiol* 58(4), 1335-1242.
20. Daily, G., Alexander, S., Ehrlich, P., Goulder, L., Lubchenco, P., Matson, P., Mooney, H., Postel, S., Schneider, S., Tilman, D and Woodwell, G. 1997. Ecosystem services: Benefits supplied to human societies by natural ecosystems. *Issue in Ecology* 1(2), 1-8.
21. Daily, G.C. 1997. Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems. Island Press, Nueva York, EUA. 392 p.
22. Daily, G.C., Soderquist, T., Aniyar, S., Arrow, K., Dasgupta, P., Ehrlich, P.R., Folke, C., Jansson, A.M., Jansson, B.O., Kautsky, N., Levin, S., Lubchenco, J., Maler, K.G., David, S., Starrett, D., Tilman, D., Walker, B., 2000. The value of nature and the nature of value. *Science* 289, 395 -396.
23. Daily, G.C.2000. Management objectives for the protection of ecosystem services. *Environmental Science and Policy* 3(6), 333-339.
24. De Groot, R., Wilson, M. and Boumans, R. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41, 293-408.
25. Deutsch, W.; Bushy, A.; Orprecio, J.; Bago-Labis, J.; Cequiña, E. 2005. Community-based hydrological and water quality assessments in Mindanao, Philippines. Forest, water and people in the humid tropics. Cambridge University Press. UNESCO 2005.
26. Dodds, W. and Oakes, R. 2008. Headwater influences on downstream water quality. *Environmental management* 41: 367-377.
27. Engel, S. and Voshell, J. Volunteer biological monitoring: Can it accurately assess the ecological condition of streams?. *American Entomologist* 48(3), 164-177.
28. Gleick, P. 2002. Dirty water: estimated deaths from water-related disease 2000-2020. Pacific Institute Research Report.
29. Grove, N., Edwards, T., Conquest, L. 2001. Effects of scale on land use and water quality relationships: A longitudinal basin- wide perspective. *Journal of American Water Resources Association* 37(6): 1721-1733.
30. INECOL-Landgrave, R. 2005. Microcuenas de la cuenca alta Río la Antigua. IECOL. Información si publicar.
31. INEGI, 2005. Censo poblacional y vivienda 2005. Resultados definitivos. Tabulados básicos. Instituto Nacional de Estadística e Informática.
32. Jaramillo L., Beltrán, L., Aviles, G., Méndez, L., García, J., Urciaga, J. y

- Arguelles, C. 2007. Valoración del daño económico por contaminación de cuerpos de agua nacionales. Una selección de contaminantes y regiones. Instituto Nacional de Ecología.
33. Jung, K., Lee, S., Hwang, H. and Jang, J. The effects of spatial variability of land use on stream water quality in a costal watershed. *Paddy Water Environ* 6, 275-284.
34. Kremen, C. 2005. Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology?. *Ecology Letters* 8, 468- 479.
35. Kremen, C. and Ostfield R. 2005. A call to ecologist: measuring, analyzing and managing ecosystem services. *Front Ecol Environ* 3(10), 540- 548.
36. Little, J.L., Saffran, K.A., and Fren, L. 2003. Land use and water quality relationship in the lower Little Bow River watershed, Alberta, Canada. *Water Qual. Res. J. Can.* 38, 563-584.
37. López-Abente G. e Ibáñez. C. 2002. Aplicación de técnicas de análisis espacial a la mortalidad por cáncer en Madrid. Documentos técnicos de Salud Publica. Instituto de estadística de la Comunidad de Madrid.
38. Maass, J., P. Balvanera, A. Castillo, G. C. Daily, H. A. Mooney, P. Ehrlich, M. Quesada, A. Miranda, V. J. Jaramillo, F. García-Oliva, A. Martínez-Yrizar, H. Cotler, J. López-Blanco, A. Pérez-Jiménez, A. Búrquez, C. Tinoco, G. Ceballos, L. Barraza, R. Ayala, and J. Sarukhán. 2005. Ecosystem services of tropical dry forests: insights from long-term ecological and social research on the Pacific Coast of Mexico. *Ecology and Society* 10(1), 17.
39. Maestre, F., Rodríguez, F., Bautista, S. and Cortina, J. 2003. Análisis del patrón espacial de la vegetación en un espartal semiárido (Alicante, SE España) utilizando distintos métodos de análisis espacial y malla de muestreo. Patrones individuales. Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural (Sección Biológica) 98, 173-185.
40. Manson, R. 2004. Los servicios hidrológicos y la conservación de los bosques de México. *Madera y Bosques* 10(1), 3-20.
41. Millennium Ecosystem Assessment. 2005. Ecosystems and human well- being synthesis. Island Press, Whashington, D. C., USA.
42. Moreno-Altamirano, A., López-Moreno, and Corcho-Berdugo, A. 2000. Principales medidas en epidemiología. *Salud Pública de México* 42(4).
43. Muñoz-Piña, C., Guevara, A., Torres, J., and Braña, J. 2008. Paying for the hydrological services of Mexico's forests: Nalysis, negotiations and results. *Ecological Economics* 65, 725-736.
44. Muñoz-Villers, L. and López-Blanco, J. 2007. Land use/cover changes using Lansat TM/ETM images in a tropical biodiverse mountainous area of central-

- eastern Mexico. *Internacional Journal of Remote Sensing* 29, 71-93.
45. Nigenda, G., Cifuentes, E. and Duperval, P. 2004. Estimación del valor económico de reducciones en el riesgo de morbilidad y mortalidad por exposiciones ambientales. Instituto Nacional de Ecología. www.ine.gob.mx
 46. Okoronkwo, N. and Odeyemi, O. 2003. Effects of a sewage lagoon effluent on the water quality of the receiving stream. *Environmental Pollution series A, Ecological and Biological*, Volume 37, Issue 1, 71-86.
 47. Pagiola, S., Bishop, J. and Landell-Mills, N. 2002. Selling forest environmental services: Market based mechanisms for conservation and development. Earthscan Publications Ltd., London.
 48. Pagiola, S., Von Ritter, K., and Bishop, J. Assessing the Economic Value of Ecosystem Conservation. 2004. *Environment department paper* No. 101.
 49. Pattanayak, S. and Wendland, K. 2007. Nature's care: diarrhea, watershed protection, and biodiversity conservation in Flores, Indonesia. *Biodiversity Conservation* 16, 2801-2819.
 50. Paul, S. and Meyer, J. 2001. Stream in the urban landscape. *Annu. Rev. Syst.* 32: 333-365.
 51. Pérez-maqueo, O., Delfín, C., Fregoso, A., Cotler, H. and Equihua, M. 2005. Modelos de simulación para la elaboración y evaluación de los programas de servicios ambientales hidrológicos. *Gaceta Ecológica*. 76, 47-66.
 52. Perry, J. 1999. Spatial Analysis by Distance Indices. AFRC Farmland ecology group. *Journal of Animal Ecology* 64: 303-314.
 53. Porras, I. 2003. Valorando los servicios ambientales de protección de cuencas: consideraciones metodológicas. International Institute for Environment and Development. Congreso Latinoamericano de Protección de Cuencas.
 54. Roy, A., Rosemond, A., Paul, M., Leigh, D. and Wallace, J. 2003. Stream macroinvertebrate response to catchment urbanization (Georgia, USA). *Freshw. Biol.* 48: 329- 346.
 55. Silva, A. et al. 2002. Análisis especial de la mortalidad en áreas geográficas pequeñas. El enfoque bayesiano. Instituto superior de Ciencias medicas de la Habana.
 56. Silva, L. and Williams, D. 2001. Buffer zone versus whole catchment approaches to studying land use impact on river water quality. *Wat. Res.* 35(14): 3462-3472.
 57. Siqueira, J.B., Martelli, C.M.T., Maciel, I.J., Oliveira, R.M., Ribeiro, M., Amorim, F.P., Moreira, B., Cardoso, D., Souza, W.V. and Andrade, A.L. 2004. Household survey of dengue infection in central Brazil: Spatial point pattern analysis and risk factors assessment. *Am. J. Trop. Med. Hyg.*, 71(5), 646-651.

58. Tong, S. and Chen, W. 2003. Modeling the relationship between land use and surface water quality. *Journal of environmental management* 66: 377-393.
59. Vázquez, G.. 2008. Informe Final. Proyecto “Análisis y modelación del efecto del uso del suelo sobre la calidad del agua de los ríos en la cuenca alta del Río la Antigua (Veracruz-Puebla)”. Instituto de Ecología, A.C. CONACyT. INECOL. Xalapa, Ver., México.
60. Williams-Linera, G., 2007. El bosque de niebla del centro de Veracruz: Ecología, historia y destino en tiempos de fragmentación y cambio climático. Instituto de Ecología A.C. Primera Edición 191 pp.
61. Williams-Linera, G., Manson, R and Insuza, E., 2002. La fragmentación del bosque mesófilo de montaña y patrones de uso de suelo en la región oeste de Xalapa, Veracruz, México. *Madera y Bosques* 8, 73-79.