

Efecto del ancho del bosque ribereño en la calidad del agua en la microcuenca del río Sesesmiles, Copán, Honduras.

Uso de comunidades de macroinvertebrados bentónicos¹ como organismos indicadores¹

Inty Arcos

CATIE. iarcos@catie.ac.cr

Francisco Jiménez

CATIE. fjimenez@catie.ac.cr

Celia Harvey

CATIE. charvey@catie.ac.cr

José Joaquín Campos

CATIE. jcampos@catie.ac.cr

Fernando Casanoves

CATIE. casanove@catie.ac.cr

Josué Anibal León

CATIE. josueleonci@yahoo.es

La municipalidad de Copán Ruinas, junto con las organizaciones locales y las instituciones nacionales responsables, deben promover estrategias y acciones para conservar los pocos bosques ribereños que aun quedan en la microcuenca del río Sesesmiles y tratar de recuperar y restaurar los que han sido eliminados o degradados. Velar por el cumplimiento de la normativa vigente con respecto a la franja ribereña que debe ser mantenida a ambos márgenes del cauce de quebradas y ríos debe ser parte de esa gestión integral.

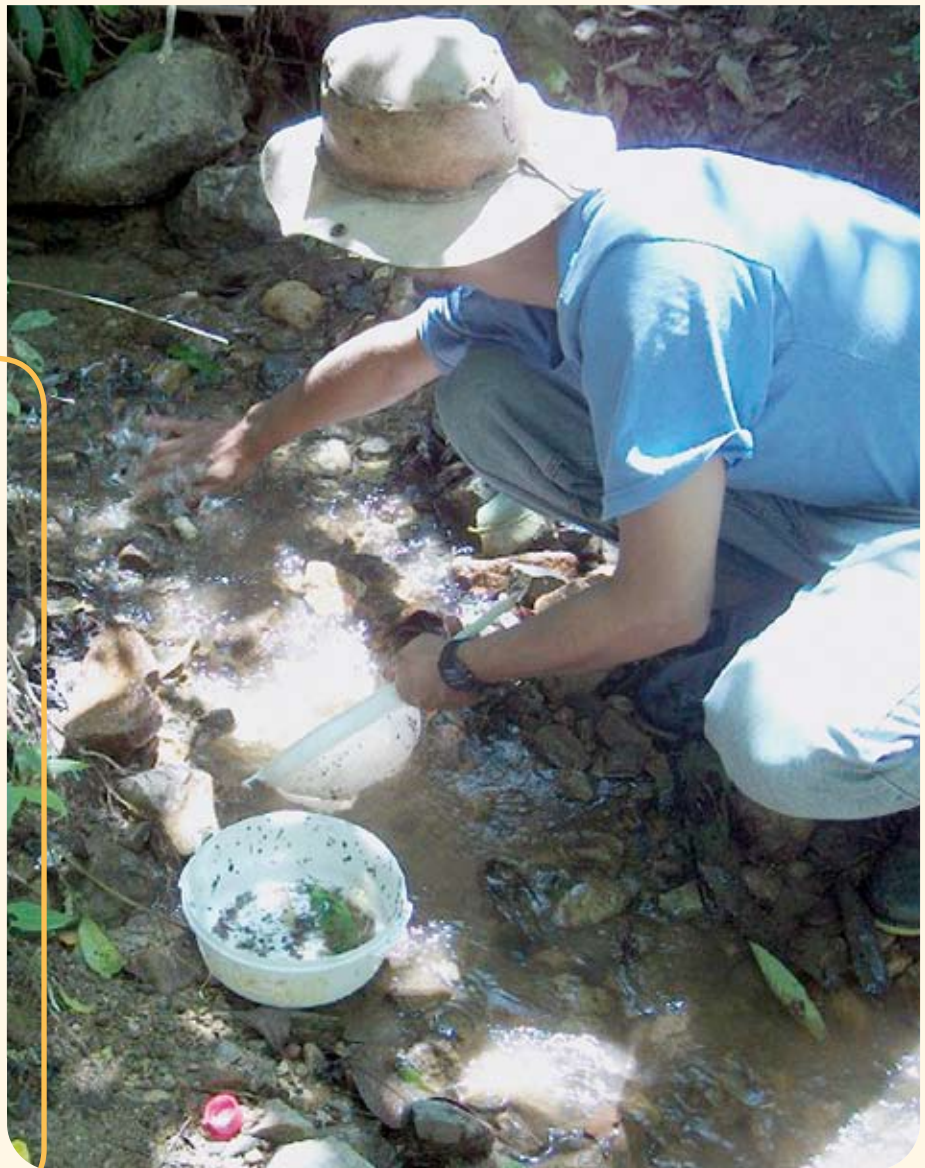


Foto: Inty Arcos.

¹ Basado en Arcos, TI. 2005. Efecto del ancho de banda de los ecosistemas ribereños en la conservación de la calidad del agua y la biodiversidad en la microcuenca del río Sesesmiles, Copán, Honduras. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 141 p.

Resumen

El objetivo de este estudio fue caracterizar las poblaciones de macroinvertebrados bentónicos por medio del índice BMWP (Biological Monitoring Working Party Store System), para determinar la calidad del agua en la microcuenca del río Sesesmiles, Copán, Honduras. Con este fin, se analizó la relación entre la calidad del agua y el ancho de franja de bosque ribereño. Los resultados demuestran que se requieren anchos mayores de 50 m para una buena conservación de la calidad del agua. El índice BMWP determinó que la calidad del agua de la microcuenca del río Sesesmiles resultó, en general, de mala a regular, eutrófica y con contaminación moderada.

Palabras claves: Bosque de ribera; cuencas hidrográficas; microcuencas; calidad del agua; polución del agua; organismos indicadores; macroinvertebrados; Honduras.

Summary

Effect of riparian buffer strips on water quality in Sesesmiles river micro-watershed, Copan, Honduras; benthic macroinvertebrates as indicator organisms. Benthic macroinvertebrate populations were characterized by means of BMWP (Biological Monitoring Working Party Store System), to determine water quality in Sesesmiles river micro-watershed, Copán, Honduras. With this purpose, the relationship between water quality and width of buffer strips was determined. Results demonstrated that buffer strips wider than 50 m are necessary to conserve water quality. According to BMWP, water in the micro-watershed ranged from bad to regular-quality, eutrophic and moderately polluted.

Keywords: Riparian forest; watersheds; microwatersheds; water quality; water pollution; indicator organisms; macroinvertebrates; Honduras.

Introducción

La calidad de agua es un factor crucial para el ser humano y para todas las formas de vida que habitan en el planeta. Los ecosistemas ribereños albergan gran diversidad de hábitats que benefician a un alto número de especies de plantas y animales (Kauffman y Kruger 1984). Las franjas de bosques ribereños reducen la conexión entre la fuente de contaminación potencial y el cuerpo de agua receptor, y pueden servir como barrera física natural contra la entrada de contaminación directa a las fuentes y a los cursos de agua (Lowrance et ál. 2000, Gove et ál. 2001, Scalley y Aide 2003). Por ello, la investigación para la conservación y restauración de estos ecosistemas tiene una aplicación práctica inmediata en el manejo integrado de cuencas hidrográficas (Kunkle 1974, citado en Lima y Zakia 2000).

En la actualidad, no existe un criterio estandarizado para la definición del ancho de las franjas ribere-

ñas, el cual garantice una protección satisfactoria a los cursos de agua (Fischer et ál. 2000). Las leyes han establecido de manera arbitraria los anchos de franjas de bosques ribereños que se deben proteger; sin embargo, no se cuenta con suficientes estudios de base que sustenten las decisiones sobre el manejo de estos ecosistemas.

Los macroinvertebrados bentónicos son comunidades de insectos resistentes o vulnerables a la contaminación del agua (Chará 2003). Estos organismos están siendo utilizados cada vez con mayor frecuencia para analizar la calidad del agua, ya que integran efectos acumulados en el tiempo y no solamente información puntual, como ocurre con los análisis físico-químicos.

La microcuenca del río Sesesmiles en Copán, Honduras se caracteriza por ser una zona agrícola con cultivos de maíz, café y áreas de ganadería. Las franjas ribereñas que aun existen se localizan en la parte alta de la microcuenca. Generalmente

son espacios pequeños, aislados, de anchos diferentes y cada vez más amenazados por los impactos de la actividad antrópica. El objetivo del estudio fue caracterizar las comunidades de macroinvertebrados bentónicos y analizar el efecto del ancho de franja de los bosques ribereños sobre la calidad del agua en los cauces de la microcuenca del río Sesesmiles, utilizando comunidades de macroinvertebrados bentónicos como organismos indicadores.

Metodología

El sitio de estudio

La microcuenca del río Sesesmiles mide 38 km² y se localiza en el occidente de Honduras, departamento de Copán, entre las coordenadas 14°43' y 14°58' Norte y 88°53' y 89°14' Oeste. Forma parte de la subcuenca del río Copán, cuenca del río Motagua, la cual sirve de línea fronteriza entre Honduras y Guatemala. La precipitación promedio anual es de 1609 mm, con un rango de 1425 a 1760 mm. El mes más lluvioso es septiembre (pro-

medio de 229 mm) y el menos lluvioso es marzo (promedio de 11 mm); el periodo seco dura cinco meses (diciembre a abril). La topografía de la microcuenca es bastante quebrada, con fuertes pendientes y pocas zonas planas en áreas cercanas a los cauces de los ríos. La altitud varía de 600 a 1600 msnm. Las temperaturas mínimas y máximas promedian 16 y 26°C, respectivamente (MANCORSARIC 2003). Los bosques de la microcuenca pertenecen a la zona de vida de bosque tropical seco; son bosques latifoliados a semidecíduos, con características de bosques nublados a húmedos en las zonas más altas (Holdridge 1967 citado por Arcos 2005). Los usos actuales del suelo predominantes en la microcuenca son cafetales 10%, pasturas 5% y cultivos anuales 11%. En general, los bosques ribereños se ubican en la parte media y alta de la microcuenca. Son bosques secundarios, sin especies maderables y con un alto nivel de perturbación por la ganadería que utiliza el agua de las quebradas como abrevaderos, aunque con frecuencia también se emplea para consumo humano.

Selección de los sitios de estudio
Se recorrió el área de estudio con el propósito de localizar todos los parches de bosque ribereño ubicados en la parte media y alta de la microcuenca del río Sesesmiles. En el campo se localizó y georreferenció preliminarmente una muestra de 25 bosques ribereños, en donde se realizaría el muestreo de macroinvertebrados bentónicos. Se identificaron únicamente bosques ribereños rodeados por pastizales y cultivos de maíz, café o frijol, a fin de determinar el impacto de estas actividades agrícolas en la calidad del agua. Otro criterio de selección fue dado por el orden de bifurcación de los cauces dentro de la red de drenaje natural de la microcuenca. Se seleccionaron bosques ubicados en las márgenes de los cauces de orden uno (cauces que no tienen ningún

tributario) (Villón 2002). Como una herramienta para facilitar la ubicación de los cauces, se utilizó un plano de la microcuenca que incluía la red de drenaje natural.

Metodología de selección de unidades de muestreo

En cada uno de los 25 bosques que cumplían con los criterios de selección antes mencionados, se realizaron seis mediciones de anchos de franjas ribereñas, tomando como punto de referencia las desembocaduras de los cauces de orden uno en los cauces de orden dos, según la red de drenaje.

A partir del punto de convergencia de los cauces, se midieron 100 m a lo largo del cauce de orden uno, donde se estableció el primer punto de medición de ancho de franja; los siguientes puntos de medición se fijaron cada 100 m (Fig. 1).

Con los datos de anchos de franja en los 25 bosques medidos, se elaboró una tabla de frecuencias. A continuación se seleccionaron 15 bosques ribereños en los cuales se establecieron 30 puntos georreferenciados de colecta de invertebrados bentónicos. Los diferentes anchos de franja se agruparon en tres categorías (menos de 50 m, $n = 36$;

entre 50-250 m, $n = 18$ y más de 250 m de ancho, $n = 6$), consideradas como tratamientos para el análisis de varianza. Se tomaron dos puntos por bosque separados de 500 metros. En total se colectaron 60 muestras, 30 en la época seca (marzo – abril 2005) y 30 en la época lluviosa (junio – julio 2005). Alrededor de las estaciones de muestreo de bentos se estableció un área circular de 25 m para medir las variables diámetro a la altura del pecho de las especies leñosas y pendiente de los bancos aluviales. En las estaciones de colecta se midieron algunas variables de calidad de agua: pH, turbidez, temperatura y oxígeno disuelto, para tener información adicional que ayudara en la comprensión y discusión de los resultados.

Metodología para el muestreo de calidad de agua mediante organismos bentónicos

Para la recolección de macroinvertebrados se muestrearon todos los hábitats disponibles en el tramo (sedimentos, troncos, hojas y vegetación acuática), en proporción a su representatividad (Chará 2003), por un periodo de 15 minutos. Se tomaron 20 arrastres con una red tipo D, especial para la colecta de macroinver-

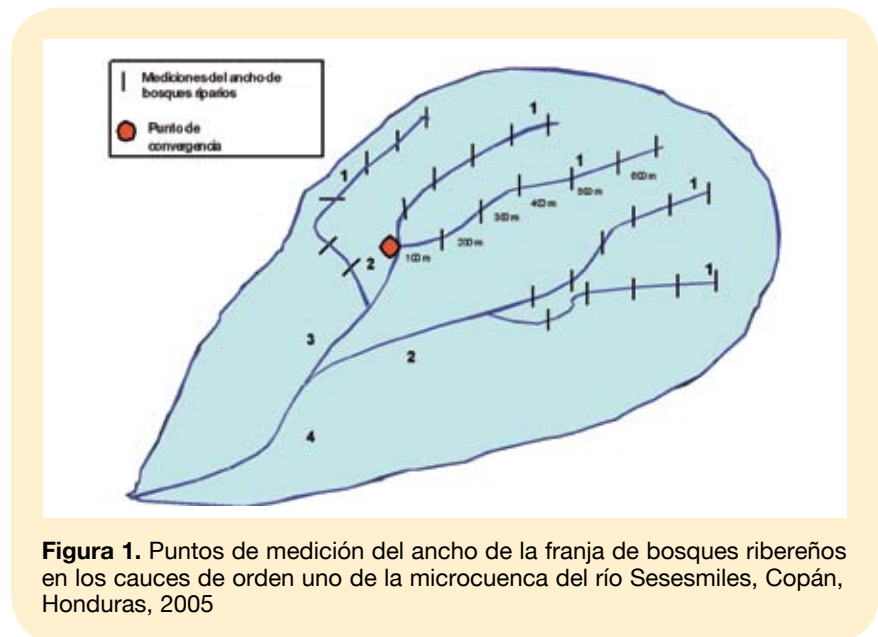


Figura 1. Puntos de medición del ancho de la franja de bosques ribereños en los cauces de orden uno de la microcuenca del río Sesesmiles, Copán, Honduras, 2005

tebrados bentónicos en cada una de las estaciones de muestreo. Todo el material recolectado en los arrastres se mezcló en una sola muestra compuesta y se depositó en un recipiente debidamente identificado con el número de la estación de muestreo, nombre de la quebrada y fecha. Los macroinvertebrados fueron preservados en alcohol al 95% y llevados al laboratorio para su identificación (los ejemplares se encuentran en el museo entomológico de la Escuela de Biología, Universidad de Costa Rica). De la colección de macroinvertebrados bentónicos se obtuvieron datos sobre la riqueza y abundancia de las familias para el cálculo del índice de diversidad de Shannon-Wiener (McCune y Grace 2002).

Para el monitoreo de la calidad del agua en la microcuenca del río Sesesmiles se aplicó el índice BMWP (Biological Monitoring Working Party Store System), el cual evalúa la calidad del agua usando las familias de macroinvertebrados como bioindicadores. El análisis es cualitativo (presencia o ausencia) y consiste en asignar a cada familia un puntaje, que va de uno a diez de acuerdo a sus características como bioindicador. Las familias más sensibles -como Perlidae y Oligoneuriidae- reciben el puntaje más alto del índice (diez); en cambio, las más tolerantes a la contaminación -como Tubificidae- reciben la puntuación más baja (uno) (Roldán 2003). La suma total de estos puntajes da el índice, mediante el cual se clasifican los puntos de muestreo en seis clases de calidad de agua: las dos primeras clases pertenecen al grupo de aguas no contaminadas, mientras que los valores más bajos corresponden a las aguas con mayor nivel de contaminación (Bartram y Ballance 1996). Con los resultados obtenidos en la aplicación de los índices se realizó un análisis de varianza, donde los tratamientos fueron los diferentes anchos y la variable de respuesta fue el valor del índice BMWP.

Resultados y discusión

Caracterización de la población de bentos en los afluentes de la microcuenca y su relación con los anchos de franja ribereña

En los 30 puntos de observación distribuidos en 20 bosques ribereños de la microcuenca bajo estudio se encontraron 2032 individuos de 42 familias y 11 órdenes, de las cuales, Hydropsychidae fue la familia con mayor número de individuos registrados (28% del total), seguida por Ptilodactylidae con 8%. El número de familias y órdenes fue inferior al reportado por Chará (2003) en un estudio realizado en Colombia, en donde se encontraron 61 familias y 17 órdenes en ríos con bosques ribereños. Se encontraron diferencias en el número de individuos ($F=6,31$; $gl=2$; $p=0,0034$) y de familias de bentos ($F=8,09$; $gl=2$; $p=0,0009$) en los diferentes anchos de franjas ribereñas. Los puntos de muestreo con anchos de franjas mayores de 250 metros presentaron los mayores promedios de individuos (49,6) y de familias (10,2) del total de bentos colectados en cada estación de muestreo (Cuadro 1).

La diversidad de organismos bentónicos en la microcuenca de Sesesmiles aumentó con el ancho de franja del bosque ribereño (Figs. 2 y 3). Estudios realizados por Sweeney (1993) en Estados Unidos, Lester et ál. (1994) en Nueva Zelanda y Brewin et ál. (1995) en Nepal reportan que las comunidades de macroin-

vertebrados bentónicos se relacionan con el ancho de las franjas ribereñas. El ancho de franja que se recomienda respetar para conservar la calidad del agua depende de otros factores como la pendiente de los bancos aluviales, o el tipo de uso del suelo alrededor de la franja ribereña.

Las características químicas del agua fueron evaluadas como covariables en el análisis de varianza. Se encontró que solamente la covariable pH del agua fue estadísticamente significativa ($F=8,31$; $gl=1$; $p=0,0057$) en relación con el número de familias encontradas. La contaminación de los ecosistemas acuáticos con residuos orgánicos o industriales rompe el equilibrio ecológico, lo cual provoca cambios drásticos de pH que hacen que los fenómenos de respiración y fotosíntesis se vuelvan más marcados, ocasionando el agotamiento del oxígeno en las horas de la noche y exceso de producción durante el día. Así, la mayoría de las especies disminuyen su capacidad de reproducción y supervivencia hasta que terminan por desaparecer (Roldán 2003).

El índice de diversidad de Shannon fue diferente entre los anchos de franjas ribereñas ($F=5,2$; $gl=2$; $p=0,0087$): cuanto mayor es el ancho de la franja ribereña, mayor tiende a ser el índice de diversidad de Shannon (Fig. 4). Existe un efecto del ancho de franja ribereña sobre los ecosistemas acuáticos, ya que al aumentar el ancho de la franja aumentan las cualidades de filtro de la vegeta-

Cuadro 1. Promedio de individuos y familias de macroinvertebrados bentónicos identificados en diferentes anchos de franja ribereña en la microcuenca del río Sesesmiles, Copán, Honduras, 2005

Macroinvertebrados bentónicos	Anchos de franjas de bosques ribereños		
	<50 m n=36	50-250 m n=18	>250 m n=6
Promedio de individuos por punto	28,78 ± 0,36 b*	41,61 ± 0,60 a	49,67 ± 0,24 a
Promedio de familias por punto	7,69 ± 0,07 b	9,75 ± 0,11 a	10,20 ± 0,06 a

*Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0,05$), entre franjas de diferentes anchos.

ción ribereña y, en consecuencia, la retención del exceso de sedimentos, agroquímicos y nutrientes que por acción de las lluvias discurren hacia los cauces. Además se encontró una correlación significativa entre el índice de Shannon y las covariables pH ($F=5,20$; $gl=1$; $p=0,0267$) del agua en cada punto de muestreo y promedio del dap de los árboles ($F=10,13$; $gl=1$; $p=0,0025$) en el área de 78 m² alrededor del punto de muestreo. En estudios realizados en Borneo (Iwata et ál. 2003) se encontró que al disminuir el tamaño de la franja ribereña, por alteración humana, aumentan los impactos de agroquímicos y la deposición de sedimentos, y disminuye la cantidad de hábitats disponibles y se reduce la diversidad en los cauces (Reice et ál. 1990).

Índice BMWP

Se encontraron diferencias significativas entre el valor del índice BMWP y las categorías de anchos de franja de los ecosistemas ribereños ($F=8,77$; $gl = 2$; $p=0,0005$) (Fig. 5). Este resultado indica que existe una relación directa entre la calidad del agua y el ancho de franja ribereña, el cual es consistente con resultados reportados por Gove et ál. (2001). Los anchos mayores de 50 m presentaron mejor calidad de agua, con un nivel de contaminación moderada y calidad regular.

Barton y Davies (1992) demostraron que mientras más anchas sean las franjas ribereñas, mayor es la capacidad de que se reduzca, por medio de la infiltración radicular, la concentración de herbicidas y el exceso de

fertilizantes que llegan a los cursos de agua en las microcuencas. En zonas tropicales, como es el caso de la microcuenca del río Sesesmiles, con alta precipitación y bancos aluviales con pendientes promedio de 40%, es necesario mantener franjas ribereñas con anchos mayores a 50 m para que ayuden a la conservación efectiva de la calidad del agua.

Conclusiones

Según el índice BMWP, entre mayor sea el ancho de la franja ribereña en las quebradas de la parte media y alta de la microcuenca del río Sesesmiles, menor será la contaminación del agua. Esto sugiere que en las zonas tropicales, la conservación y restauración de franjas ribereñas con más de 50 m pueden ayudar a

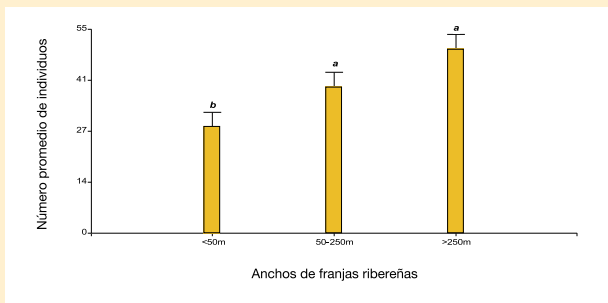


Figura 2. Número promedio de individuos de bentos observados en cada uno de los puntos muestreados en las diferentes categorías de ancho de franja ribereña en la microcuenca del río Sesesmiles, Copán, Honduras, 2005

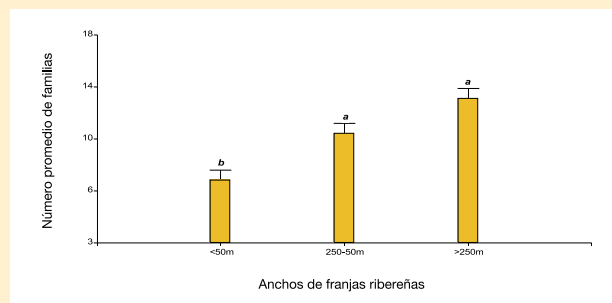


Figura 3. Número promedio de familias de bentos observadas en cada uno de los puntos muestreados en las diferentes categorías de ancho de franja ribereña en la microcuenca del río Sesesmiles, Copán, Honduras, 2005

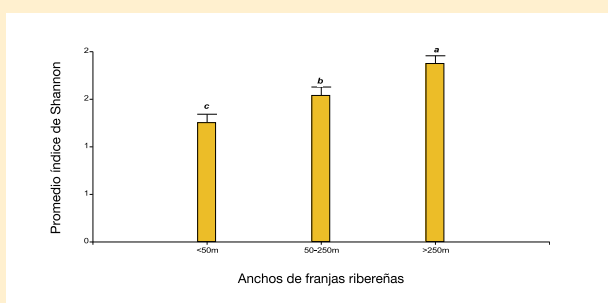


Figura 4. Diversidad de familias de bentos colectados en cada uno de los puntos muestreados en las diferentes categorías de ancho de franja ribereña en la microcuenca del río Sesesmiles, Copán, Honduras, 2005

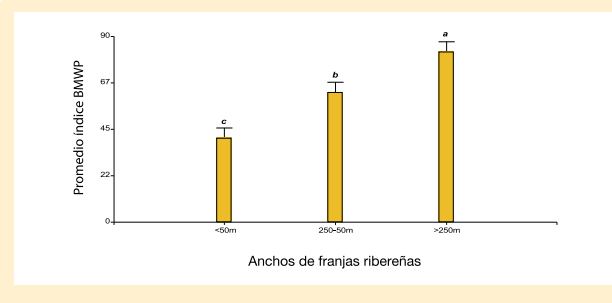


Figura 5. Promedio del índice BMWP aplicado en las comunidades de bentos observados en cada uno de los puntos muestreados en las diferentes categorías de ancho de franja ribereña en la microcuenca del río Sesesmiles, Copán, Honduras, 2005

disminuir los impactos negativos de la actividad antrópica y mantener la calidad del agua, ya que estas franjas funcionan como un eficaz filtro de los sedimentos, fertilizantes y agroquímicos (Rodrigues y Nave 2000).

El índice BMWP indica que en la microcuenca del río Sesesmiles la calidad del agua va de mala y contaminada hasta regular, eutrófica y con contaminación moderada, no apta para el consumo humano. Evidentemente, esto implica riesgos para la salud de los habitantes en la microcuenca y aguas abajo.


Los datos obtenidos de las poblaciones de macroinvertebrados bentónicos muestran que estos ayudan a determinar el estado de la calidad del agua, en función del

ancho de las franjas ribereñas. De hecho, podrían ser utilizados como indicadores para medir los impactos de la adopción de tecnologías de conservación y restauración de cuencas en los trópicos.

Recomendaciones

Es importante tomar medidas para la conservación de las franjas ribereñas anchas en la microcuenca del río Sesesmiles, ya que estas ayudan a mantener la calidad del agua y conservan la integridad biológica de los ecosistemas acuáticos. En cauces prioritarios, donde el agua es utilizada para el consumo humano y las pendientes de los bancos aluviales son pronunciadas, es necesario establecer franjas ribereñas de más

de 50 m para conservar mejor la calidad del agua. Lo mismo debería hacerse en las márgenes de las nacientes.

La municipalidad de Copán Ruinas, junto con las organizaciones locales y las instituciones nacionales responsables, deben promover estrategias y acciones para conservar los pocos bosques ribereños que aun quedan en la microcuenca del río Sesesmiles y tratar de recuperar y restaurar los que han sido eliminados o degradados. Velar por el cumplimiento de la normativa vigente con respecto a la franja ribereña que debe ser mantenida a ambos márgenes del cauce de quebradas y ríos debe ser parte de esa gestión integral. 

Literatura citada

- Arcos, TI. 2005. Efecto del ancho de banda de los ecosistemas ribereños en la conservación de la calidad del agua y la biodiversidad en la microcuenca del río Sesesmiles, Copán, Honduras. Turrialba, CR, CATIE. Tesis Mag. Sc. 141 p.
- Barton, JL; Davies, PE. 1992. Buffer strips and streamwater contamination by atrazine and pyrethroids aerially applied to *Eucalyptus nitens* plantations. *Australia forestry* 56(3):201-210.
- Bartram, J; Ballance, R. 1996. Water quality monitoring. A practical guide to the design and implementation of freshwater quality studies and monitoring programmes. Londres, UK, UNEP/WHO. 383 p.
- Brewin, PA; Newman, TML; Ormerod, SJ. 1995. Patterns of macroinvertebrate distribution in relation to altitude, habitat structure and land use streams of the Nepalese Himalaya. *Archive fur Hydrobiology* 135:79-100.
- Chará, JO. 2003. Manual para la evaluación biológica de ambientes acuáticos en microcuencas ganaderas. Cali, CO, Centro para la Investigación en Sistemas Sostenibles de Producción Agropecuaria. 52 p.
- Fischer, R; Martin, C; Fischenich, C. 2000. Improving riparian buffer strips and corridors for water quality and wildlife. International conference on riparian ecology and management in multi-land use watersheds, Middleburg, Virginia, August, American Water Resources Association. p. 457-462.
- Gove, 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.
- Iwata, T; Nakano, S; Inoue, M. 2003. Impacts of past riparian deforestation on stream communities in a tropical rain forest in Borneo. *Ecological Applications* 13(2):461-463.
- Kauffman, JB; Kruger, WC. 1984. Livestock impacts on riparian ecosystems and streamside management implications: A review. *Journal of Management* 37(5):430-438.
- Lester, PJ; Mitchell, SF; Scott, D. 1994. Effects of riparian willow trees (*Salix fragilia*) on macroinvertebrate densities in two small central Otago, New Zealand, streams. *Journal of Marine and Freshwater Research* 28:267-276.
- Lowrance, R; Hubbard, R; Williams, RG. 2000. Effects of a managed three zone riparian buffer system on shallow groundwater quality in the Southeastern Coastal Plain. *Journal of Soil and Water Conservation* 55(2):212-219.
- Lima, W. de Paula; Zákia, BMJ. 2000. Hidrología de Matas Ciliares. *Matas Ciliares: Conservação e Recuperação* 33-43.
- MANCORSARIC (Mancomunidad de Municipios de Copán Ruinas, Santa Rita, Cabañas y San Jerónimo). 2003. Manejo de la subcuenca del río Copán para la protección del parque arqueológico de Copán Ruinas. (Perfil del proyecto). Santa Rita de Copán, HN, CATIE / MANCORSARIC. 33 p.
- McCune, B; Grace, JB. 2002. Analysis of Ecological Communities. Glenden Beach, Oregon, US, MJM Software Designer. 300 p.
- Reice, SR; Wissmar, RC; Naiman, RJ. 1990. Disturbance regimes, resilience, and recovery of animal communities and habitats in lotic ecosystems. *Environmental Management* 14:647-659.
- Rodrigues, RR; Nave, GA. 2000. Heterogeneidade Florística Das Matas Ciliares. *Matas Ciliares: Conservação e Recuperação* 45-61 p.
- Roldán, GP. 2003. Bioindicación de la calidad del agua en Colombia; uso del método BMWP/Col. Antioquia, CO, Universidad de Antioquia. 169 p.
- Scalley, HT; Aide, TM. 2003. Riparian vegetation and stream condition in a tropical agriculture-secondary forest mosaic. *Ecological Applications* 13(1):225-234.
- Sweeney, BW. 1993. Effects of streamside vegetation on macroinvertebrate communities on White Clay Creek in eastern North America. *Proceedings. Philadelphia, US, Academy Natural Sciences* 144:291-340.
- Villón, M. 2002. Hidrología. Cartago, CR, ITCR-CRRH. 430 p.