

**PROGRAMA DE EDUCACIÓN PARA EL DESARROLLO Y LA
CONSERVACIÓN
ESCUELA DE POSGRADO**

**Efecto del ancho los ecosistemas riparios en la conservación de la
calidad del agua y la biodiversidad en la microcuenca del río
Sesemiles, Copán, Honduras**

Tesis sometida a consideración de la Escuela de Posgrado, Programa de
Educación para el Desarrollo y la Conservación del Centro Agronómico Tropical
de Investigación y Enseñanza como requisito para optar por el grado de:

Magister Scientiae en Manejo Integrado de Cuencas Hidrográficas

Por

Inty Arcos Torres

Turrialba, Costa Rica, 2005

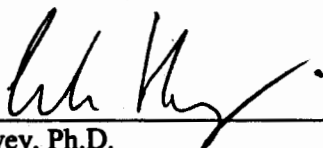
Esta tesis ha sido aceptada en su presente forma por el Programa de Educación para el Desarrollo y la Conservación y la Escuela de Posgrado del CATIE y aprobada por el Comité Consejero del Estudiante como requisito parcial para optar por el grado de:

MAGISTER SCIENTIAE

FIRMANTES:



Francisco Jiménez, Dr.Sc.
Consejero Principal.



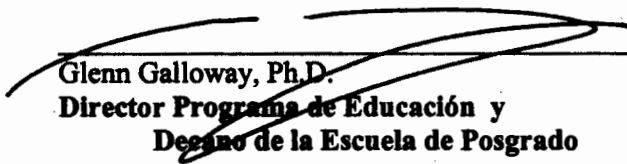
Celia Harvey, Ph.D.
Miembro Comité Consejero



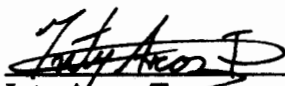
José Joaquín Campos, Ph.D.
Miembro Comité Consejero



Fernando Casanoves, Ph.D.
Miembro Comité Consejero



Glenn Galloway, Ph.D.
Director Programa de Educación y
Decano de la Escuela de Posgrado



Inty Arcos Torres
Candidato

Dedicatoria

A mi Familia y a los Bosques Riparios

Agradecimientos

Deseo mostrar mi agradecimiento a las siguientes personas e instituciones:

A mi profesor, consejero y guía, Francisco Jiménez. A mis asesores, Celia Harvey, Fernando Casanoves, José Joaquín Campos.

A mi familia Leopoldo, Margarita, Manuela, Agustina y Emiliano, por darme su amor, a Nina Duarte, por apoyarme, aguantarme y ser la fuente de mi inspiración, a Karim por su ayuda y amistad: expertos y críticos de este trabajo.

A todos los campesinos de la microcuenca del río Sesesmiles, a Irma Gonzáles que me apoyaron en el trabajo. Al Programa FOCUENCAS II, y al equipo Focuencas de Copán Ruinas, Josué Leon, Delmi Lopéz, Leonidas Alemán, y a la Municipalidad de Copán Ruinas por hacer posible esta investigación.

A todo el personal, trabajadores, académicos y administrativos del CATIE, y a mis estimados compañeros del CATIE

Biografía

El autor nació en Venezuela el 9 de Noviembre 1978. En el año 2002 obtuvo el Título Universitario en Biología con énfasis en Ecología y Desarrollo Sostenible en la Universidad Latina de Costa Rica. En el año 2003 trabajó como investigador en el censo de macromamíferos, en la reserva Chachi de Capulí, Esmeraldas, Ecuador, contratado por el gobierno Alemán (GTZ). Trabajó como asesor externo en la realización del Diagnostico y Línea Base para el Manejo de la Cuenca Hidrográfica del río San Pedro, contratado por la municipalidad de Sangolquí, Ecuador de Octubre a Diciembre del 2003. En el 2004 ingresa al Programa de Maestría en Manejo Integrado de Cuencas Hidrográficas del CATIE.

Índice de Contenido

DEDICATORIA	III
AGRADECIMIENTOS.....	IV
BIOGRAFÍA.....	V
ÍNDICE DE CONTENIDO	VI
ÍNDICE DE CUADROS.....	IX
ÍNDICE DE FIGURAS.....	IX
ÍNDICE DE ANEXOS.....	X
RESUMEN GENERAL.....	XI
ABSTRACT	XI
1. INTRODUCCIÓN	12
2. OBJETIVOS E HIPÓTESIS	16
2.1 OBJETIVO GENERAL	16
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	16
2.3 HIPÓTESIS	16
3. REVISIÓN DE LITERATURA.....	17
3.1 DEFINICIÓN E IMPORTANCIA DE LOS BOSQUES RIPARIOS.....	17
3.2 EFECTOS DE LA DEFORESTACIÓN SOBRE LOS ECOSISTEMAS RIPARIOS.....	18
3.3 EL PAPEL DE LOS BOSQUES RIPARIOS EN LOS ECOSISTEMAS ACUÁTICOS Y TERRESTRES	19
3.4 ESTUDIO DE COMUNIDADES DE AVES PARA LA VALORACIÓN DE LA SALUD DEL BOSQUE RIPARIO	21
3.5 LOS MACROINVERTEBRADOS COMO INDICADORES DE CALIDAD DE AGUA	22
3.6 LOS SUELOS EN LOS BOSQUES RIPARIOS.....	24
4. LITERATURA CITADA.....	25
5. ARTÍCULO 1	30
6. INTRODUCCIÓN	31
7. METODOLOGÍA.....	32
7.1 DESCRIPCIÓN DEL SITIO DE ESTUDIO.....	32
7.2 SELECCIÓN DE LOS SITIOS DE ESTUDIO.....	34
7.3 MUESTREO DE ANCHOS DE FRANJA.....	34
7.4 METODOLOGÍA PARA EL MONITOREO DE LAS COMUNIDADES DE AVES	36
7.5 MEDICIÓN DE COVARIABLES.....	37
7.6 ANÁLISIS ESTADÍSTICO PARA EL MONITOREO DE AVES	38
8. RESULTADOS	38
8.1 CARACTERIZACIÓN VEGETAL Y ESTRUCTURAL EN CADA PUNTO DE OBSERVACIÓN DE AVES EN LOS DIFERENTES ANCHOS DE FRANJA RIPARIA	38
8.2 DISTRIBUCIÓN DE LAS ESPECIES Y GREMIOS ALIMENTARIOS DE AVES EN LA MICROCUENCA DEL RÍO SESESMILES	39
8.3 ANÁLISIS COMPARATIVO DE LA POBLACIÓN DE AVES, RESPECTO A LAS CATEGORÍAS DE ANCHOS DE FRANJAS.....	41

8.4	ANÁLISIS COMPARATIVO DE LOS GREMIOS DE AVES RESPECTO A LAS CATEGORÍAS DE ANCHOS DE FRANJA	44
8.5	ANÁLISIS COMPARATIVO DE POBLACIÓN DE AVES CON RESPECTO A LA DEPENDENCIA DEL BOSQUE	44
9.	DISCUSIÓN	46
9.1	CARACTERIZACIÓN ESTRUCTURAL DE LA VEGETACIÓN RIPARIA EN CADA PUNTO DE OBSERVACIÓN DE AVES	46
9.2	CARACTERIZACIÓN DE LA POBLACIÓN DE AVES DE LOS BOSQUES RIPARIOS EN LA MICROCUENCA DEL RÍO SESESMILES	46
9.3	NÚMERO DE INDIVIDUOS Y ESPECIES ENCONTRADOS EN LOS DIFERENTES ANCHOS DE FRANJAS RIPARIAS... ..	47
9.4	GREMIOS TRÓFICOS DE LAS COMUNIDADES DE AVES ENCONTRADOS EN LOS DIFERENTES ANCHOS DE FRANJAS DE BOSQUES RIPARIOS.	48
9.5	DEPENDENCIA DE LAS POBLACIÓN DE AVES A LOS BOSQUES RESPECTO AL ANCHO DE FRANJAS RIPARIAS	49
10.	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	50
10.1	CONCLUSIONES.....	50
10.2	RECOMENDACIONES	50
11.	LITERATURA CITADA.....	52
12.	ANEXOS.....	57
13.	ARTÍCULO 2	64
14.	INTRODUCCIÓN	66
15.	METODOLOGÍA.....	67
15.1	DESCRIPCIÓN DEL SITIO DE ESTUDIO.....	67
15.2	SELECCIÓN DE LOS SITIOS DE ESTUDIO.....	69
15.3	MUESTREO DE ANCHOS DE FRANJA.....	69
15.4	METODOLOGÍA PARA EL MUESTREO DE CALIDAD DE AGUA MEDIANTE ORGANISMOS BENTÓNICOS	71
16.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	73
16.1	CARACTERIZACIÓN DE LA POBLACIÓN DE BENTOS EN LOS RÍOS DE LA MICROCUENCA Y SU RELACIÓN CON LOS ANCHOS DE FRANJA RIPARIA	73
16.2	ÍNDICE BMWP (BIOLOGICAL MONITORING WORKING PARTY STORE SYSTEM) POR SUS SIGLAS EN INGLÉS	76
17.	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	79
17.1	CONCLUSIONES.....	79
17.2	RECOMENDACIONES	80
18.	LITERATURA CITADA.....	81
19.	ANEXOS.....	84
20.	ARTICULO 3	91
21.	INTRODUCCIÓN	92
22.	METODOLOGÍA.....	93
22.1	DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO	93
22.2	PROCEDIMIENTO METODOLÓGICO.....	94
23.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	94
23.1	PERCEPCIÓN DE LOS PRODUCTORES SOBRE EL VALOR DEL BOSQUE RIPARIO.....	94
23.2	PERCEPCIÓN DE LOS PRODUCTORES ACERCA DE LOS PRODUCTOS QUE SE EXTRAEN DEL BOSQUE RIPARIO	95

23.3	PERCEPCIÓN DE LOS PRODUCTORES SOBRE EL USO DEL AGUA Y EL APORTE DE LOS BOSQUES RIPARIOS A LA CALIDAD DEL AGUA	95
23.4	PERCEPCIÓN DE LOS PRODUCTORES ACERCA DE LA FAUNA DE LOS BOSQUES RIPARIOS	96
23.5	PERCEPCIÓN DE LOS PRODUCTORES, RESPECTO A LA DEFORESTACIÓN DE LOS BOSQUES RIPARIOS	97
23.6	CAPACITACIÓN DE LOS PRODUCTORES EN EL MANEJO DE LOS BOSQUES RIPARIOS	98
24.	CONCLUSIONES Y RECOMEDACIONES	99
24.1	CONCLUSIONES.....	99
24.2	RECOMENDACIONES	99
25.	LITERATURA CITADA.....	100
26.	ANEXOS.....	101

Índice de Cuadros

Cuadro 1.	Valores promedio de la variabilidad estructural del bosque ripario en los diferentes puntos de observación de aves, en la microcuenca del río Sesesmiles, Copán, Honduras, 2005.....	39
Cuadro 2.	Gremios tróficos en la población de aves identificadas en el estudio, en la microcuenca del río Sesesmiles, Copán, Honduras, 2005.....	40
Cuadro 3.	Estimación de la riqueza total de especies de aves presentes en los diferentes anchos de franjas riparias de la microcuenca del río Sesesmiles.	42
Cuadro 4.	Índices de diversidad aviar y su relación con los anchos de franjas riparias en la microcuenca del río Sesesmiles, Copán, Honduras 2005.....	43
Cuadro 5.	Número promedio de individuos y especies de aves por gremio trófico observadas en los puntos de los diferentes anchos de franja riparia, microcuenca del río Sesesmiles, Copán, Honduras 2005.....	44
Cuadro 6.	Niveles de calidad del agua para el índice BMWP (Bartram y Ballance 1996).....	72
Cuadro 7.	Promedio de individuos y familias de macroinvertebrados bentónicos identificados en los diferentes anchos (menores que 50 metros, desde 50 a 250 metros y mayores que 250 metros) de franja riparia en la microcuenca del río Sesesmiles, Copán, Honduras, 2005.	73

Índice de Figuras

Figura 1.	Diagrama de las funciones y servicios del ecosistema ripario. Río Sesesmiles, Departamento de Copán, Honduras.	25
Figura 2.	Mapas de ubicación de la microcuenca del río Sesesmiles en el departamento de Copán, Honduras y ubicación de los 60 puntos de muestreo de aves y macroinvertebrados bentónicos dentro de la microcuenca. (Musálem 2005).....	33
Figura 3.	Numeración del orden de la red de drenaje y puntos de medición del ancho de la franja de los bosques riparios, en los cauces de orden uno de la microcuenca del río Sesesmiles, Copán, Honduras, 2005.	35
Figura 4.	Esquema de los puntos de observación de aves en cada bosque ripario.	36
Figura 5.	Esquema de la distribución de especies respecto a los diferentes rangos de franjas riparias, encontrados en la microcuenca del río Sesemiles, Copán, Honduras.	40
Figura 6.	Curvas de acumulación de especies en los puntos de muestreo en diferentes anchos de franja de bosques riparios, en la microcuenca de río Sesesmiles, Copán, Honduras.	41
Figura 7.	Curva de acumulación del paisaje de la microcuenca del río Sesesmiles, comparando los individuos encontrados en los diferentes anchos de franjas riparias. Copán, Honduras.	42
Figura 8.	Número promedio de individuos y de especies observados por puntos de anchos de franjas riparias en la microcuenca del río Sesesmiles. Letras diferentes significa que existen diferencias en el número de especies o individuos entre los diferentes anchos de franjas riparias, en Copán, Honduras.	43
Figura 9.	Promedio de especies encontradas en los tres niveles de dependencia hacia los bosques, en los diferentes anchos de franjas riparias. Letras diferentes significa que existen diferencias en el número promedio de especies entre las tres categorías de dependencia de las especies de aves hacia los bosques, microcuenca río Sesesmiles Copán, Honduras 2005.....	45
Figura 10.	Ubicación de la microcuenca del río Sesesmiles en el departamento de Copán, Honduras y ubicación de los puntos de muestreo de aves y macroinvertebrados bentónicos dentro de la microcuenca (Musálem 2005).	68
Figura 11.	Numeración del orden de la red de drenaje y puntos de medición del ancho de la franja de los bosques riparios, en los cauces de orden uno de la microcuenca del río Sesemiles, Copán Honduras.	70
Figura 12.	Puntos de colecta de macroinvertebrados bentónicos.	71
Figura 13.	Número promedio de individuos de bentos observados en cada uno de los puntos muestreados en las diferentes categorías de anchos de franja riparia: menores de 50 metros (n=36), desde 50 a 250 metros (n=18) y mayores de 250 metros (n=6), en la microcuenca del río Sesesmiles, Copán, Honduras 2005.....	74
Figura 14.	Número promedio de familias de bentos observados en cada uno de los puntos muestreados en las diferentes categorías de anchos de franja riparia: menores de 50 metros (n=36), desde 50 a 250 metros (n=18) y mayores de 250 metros (n=6), en la microcuenca del río Sesesmiles, Copán, Honduras 2005.	75

Figura 15.	Diversidad de familias de bentos colectados en cada uno de los puntos muestreados en las diferentes categorías de anchos de franja riparia: menores de 50 metros (n=36), desde 50 a 250 metros (n=18) y mayores de 250 metros (n=6), en la microcuenca del río Sesesmiles, Copán, Honduras 2005.	76
Figura 16.	Calidad del agua indicada a través del índice BMWP en los diferentes puntos de colecta de macroinvertebrados bentónicos en la microcuenca del río Sesesmiles, Copán, Honduras 2005.	77
Figura 17.	Promedio del índice BMWP aplicado en las comunidades de bentos observados en cada uno de los puntos muestreados en las diferentes categorías de anchos de franja riparia: menores de 50 metros (n=36), desde 50 a 250 metros (n=18) y mayores de 250 metros (n=6), en la microcuenca del río Sesesmiles, Copán, Honduras 2005.	78
Figura 18.	Distribución porcentual de la percepción de los productores (n=22) acerca de la calidad del agua dentro de bosques riparios, microcuenca del río Sesesmiles, Copán, Honduras, 2005.	96
Figura 19.	Distribución porcentual de la percepción de los productores sobre lo que harán en el futuro con los bosques riparios, microcuenca del río Sesesmiles, Copán, Honduras, 2005.	98

Índice de Anexos

Anexo 1.	Coordenadas puntos de observación de aves y recolección de muestras de macroinvertebrados bentónicos en la microcuenca del río Sesesmiles, Departamento de Copán, Honduras.	57
Anexo 2.	Lista de especies de aves según su gremio trófico, estatus de residentes o migratorias, observadas en la microcuenca del río Sesesmiles, Departamento de copán, Honduras.	59
Anexo 3.	Ubicación de los puntos de colecta de los macroinvertebrados betónicos por zona en la microcuenca del río Sesesmiles, Copán, Honduras 2005.	84
Anexo 4.	Puntajes del índice BMWP para las familias de macroinvertebrados bentónicos.	86
Anexo 5.	Ordenes, familias e individuos, de macroinvertebrados bentónicos recolectados en dos épocas en los ríos de la parte alta de la microcuenca del río Sesesmiles, departamento de Copán, Honduras.	88
Anexo 6.	Variables químicas del agua en los diferentes puntos muestreados de las franja riparia en la microcuenca del río Sesesmiles, Copán, Honduras.	90
Anexo 7.	Guía de preguntas de la encuesta exploratoria sobre los bosques riparios, aplicada a los productores de la microcuenca del río Sesesmiles, Copán, Honduras, 2005.	101

Arcos, T.I. 2004. Efecto del ancho de los ecosistemas riparios en la conservación de la calidad del agua y la biodiversidad en la subcuenca del Río Copán, Honduras. Tesis MSc. CATIE.

RESUMEN GENERAL

Esta investigación busca generar insumos e información básica sobre los ecosistemas riparios, los cuales, producen y conservan la biodiversidad, en los paisajes fragmentados por la agricultura y ganadería. Se encontró que las franjas más anchas de los bosques riparios son preferidos por las comunidades de aves, ya que ofrecen mayor disponibilidad de alimento y refugio en comparación a las franjas riparias angostas. Es necesario incluir a los ecosistemas riparios en la formulación de estrategias operativas y políticas que respondan a las condiciones de nivel local y regional en la Microcuenca del Río Sesesmiles, departamento de Copán, Honduras, para la conservación de la biodiversidad y la calidad del agua.

Palabras claves: bosques riparios, bosques de galería, biodiversidad de aves, macro invertebrados bentónicos, calidad del agua, riqueza de especie.

ABSTRACT

The research was intended to generate basic information on riparian ecosystems, which produce and conserve biodiversity in fragmented agriculture and livestock landscapes. It was found that wider bands of riparian forests are preferred by avian species, due to higher food availability and refuge areas in comparison to narrower riparian primary forests. It is necessary to include riparian ecosystems in operative and policy formulations that answer to local and regional conditions for the conservation of biodiversity and water quality in Sesesmiles Micro watershed in Copán, Honduras.

Key words: riparian forests, bird biodiversity, benthonic macro invertebrates, water quality, species richness.

1. INTRODUCCIÓN

Las vegetaciones riparia varían ampliamente en sus características físicas, las cuales se expresan vívidamente a través de un gran número de estrategias de historia natural y patrones de sucesión. Consecuentemente, estas áreas se encuentran entre los ecosistemas ecológicos más complejos de la biosfera y también de los más importantes para mantener la vitalidad del paisaje y sus ríos dentro de las cuencas hidrográficas (Robert *et al.* 2000). Los bosques riparios de las diferentes ecoregiones del mundo son florística y estructuralmente los más diversos y su conservación debería ser un componente integral para las estrategias de manejo de cuencas hidrográficas (Robert *et al.* 2000).

Sin embargo, a pesar de su importancia y de la legislación en muchas y diferentes áreas por donde discurren los ríos de América Central, se han eliminado grandes extensiones de los bosques y matorrales que en otros tiempos conformaban la vegetación natural de los ecosistemas riparios, principalmente para dedicar esos terrenos a las actividades agrícolas, trayendo consigo el uso de plaguicidas, fertilizantes, y otros productos químicos difícilmente degradables, que al no ser debidamente utilizados o aplicados en exceso, son fuente de contaminación de los suelos, el agua y los ecosistemas en general (Piña 1990).

Otro de los factores que impactan significativamente las áreas riparias es el exceso de sedimentos y nutrientes, principalmente fósforo y nitrógeno, precedente de las áreas de cultivo. Estos nutrientes afectan además drásticamente la calidad del agua tanto física, química como biológicamente y pueden llevar a la pérdida de los hábitats, disminuyendo la vida acuática (Blinn y Kilgore 2001). El papel que juega el bosque ripario es retardar y reducir la escorrentía superficial, utilizando el exceso de nutrientes, atrapando los sedimentos y otros contaminantes que se desprenden de los suelos descubiertos o suelos de cultivos, protegiendo los cuerpos de agua, y aumentando además la infiltración en las áreas de inundación, por acción de las raíces de las plantas que crecen en estas áreas (Blinn y Kilgore 2001) (Figura 1).

Es importante notar que los paisajes fragmentados en América Central se componen de un mosaico de hábitats de calidades diferentes para la biodiversidad. En estos mosaicos, la matriz contribuye en la dinámica del bosque, actuando a menudo como filtro selectivo para el movimiento de algunas especies a través del paisaje (Janzen 1986). De esta forma permite que algunos gremios o especies más adaptadas mejoren sus facultades para desplazarse por paisajes alterados, obligando a grupos exigentes en el uso de sus hábitats a invadir fragmentos remanentes de bosques para refugiarse, restringiendo su área de acción y disminuyendo sus posibilidades de sobrevivencia a largo plazo (Janzen 1986).

Las zonas riparias proveen de hábitat, así como también una vía para el desplazamiento de la vida silvestre de un parche de vegetación a otro, tanto en ambientes fragmentados como continuos. Entre mayor sea la conectividad entre los parches-hábitats, los animales encontrarán más fácil el desplazamiento entre sitios. Esto ayuda a mantener las poblaciones de vida silvestre en bosques y parches de áreas arboladas (Robert *et al.* 2000).

El ancho de los corredores riparios es solo una consideración dentro del contexto de requerimientos de hábitat, por ejemplo; algunas aves que estén en su época reproductiva y requieren sitios de anidación, buscarán vegetación de una adecuada altura y estructura, características que están más relacionadas al ambiente (Skagen1998). Debido a que los bosques riparios ofrecen refugio a algunas especies amenazadas o en peligro, se le debe prestar atención detallada a los requerimientos que estas tengan. También es importante tomar en cuenta el riesgo de realizar revegetación; en esta actividad la principal amenaza es el empobrecimiento genético, por ejemplo, al reforestar utilizando una sola especie. Para solventar esto se requiere un análisis técnico de las dimensiones que deben protegerse en estos ecosistemas que brinden protección y sustento a las comunidades, tanto acuáticas como terrestres (Skagen1998).

Otra de las características que se puede mencionar acerca de las zonas riparias es que no poseen dimensiones absolutas (Robins y Cain 2002). El factor clave cuando se manejan este tipo de ecosistemas es definir las funciones que estos están desempeñando dentro del paisaje de la cuenca hidrográfica, por ejemplo: el área riparia puede afectar de manera positiva la estabilidad del suelo de una quebrada, o actuar como un área de amortiguamiento sobre los impactos que puede tener la agricultura y ganadería sobre la calidad de agua en la cuenca, y a su vez, ser importantes conectores entre fragmentos de bosques dentro del agropaisaje (Robins y Cain 2002).

Es importante recalcar también que mucha gente tiene una idea de cómo los bosques riparios deben ser utilizados y manejados, sin embargo un gran número de estas ideas son contradictorias entre sí. Existen diferentes puntos de vista en cuánto a la importancia del bosque ripario para la conservación de la biodiversidad, o para proteger el recurso hídrico, que contrastan con los intereses de los productores, que quieren utilizar estas tierras de excelente fertilidad para extender sus cultivos. Por este motivo, es importante tomar en cuenta el valor de la tierra, o lo que retribuye el bosque desde el punto de vista financiero, cultural y ambiental (Robins y Cain 2002). Sin embargo, no existe suficiente conocimiento sobre la relación entre el ancho que debe ser protegido o restaurado en los ecosistemas riparios y sus funciones en la protección de los recursos agua y biodiversidad de aves, aunque si existe la idea, cuanto más ancho mejor (Gove y Edwards 2000).

El ancho necesario de la franja de vegetación riparia, para generar un hábitat o para el simple desplazamiento de una o varias especies en particular, dependerá de los objetivos del manejo a darse (Lock y Naiman 1998); esta investigación busca proveer estimados de los anchos “preferidos” por las comunidades de aves, pero no el ancho específico en ningún caso en particular (Robins y Cain 2002). Es conocido que entre mayor es el ancho, mejor es para efecto de la conservación de la biodiversidad, sin embargo, corredores estrechos son muy útiles para algunas especies. Los corredores estrechos en paisajes alterados experimentan un efecto de borde mayor debido a su área, y por consiguiente, tienden a experimentar efectos de borde más serios, como cambios de temperatura e invasión de hierbas no nativas; por lo que este efecto es determinante en la eficacia del corredor mismo (Robins y Cain 2002).

En este contexto es necesario generar más conocimiento que permita entender la relación que existe entre los factores de biodiversidad, calidad del agua y suelo, con el ancho de franja de los bosques riparios dentro del paisaje, para de esta forma suministrar criterios y herramientas que apoyen en el manejo integrado de cuencas hidrográficas. El programa “Innovación, Aprendizaje y Comunicación para la Cogestión Adaptativa de Cuencas” (FOCUENCAS II), que apoya esta investigación, integra en su marco conceptual, el enfoque ecosistémico, que define la diversidad biológica como un elemento clave a tomar en cuenta en las estrategias para el ordenamiento integrado de las tierras, extensiones de agua y recursos vivos, que promuevan la conservación y utilización sostenible de los recursos naturales.

El programa pretende contribuir a la necesidad que tienen los países de la región de contar con metodologías, herramientas e instrumentos para el manejo de cuencas, que contribuyan a resolver la problemática del desarrollo rural unido a la degradación de los recursos naturales, especialmente del agua, que se ve afectada por las diferentes prácticas productivas, donde el bosque ripario es uno de los principales ecosistemas que protege sus características, tanto químicas como físicas.

En Honduras la Ley Forestal, en el Capítulo VIII sobre la conservación de suelos y aguas y protección de márgenes fluviales y lacustre, Artículo 64, dice: “Se prohíbe en toda la república cortar, dañar, quemar o destruir los árboles y arbustos, y en general los bosques, dentro de doscientos cincuenta metros, alrededor de cualquier nacimiento de agua y en una faja de ciento cincuenta metros, a uno y otro lado de todo curso de agua permanente, laguna o lago, siempre que esté dentro de la área de la corriente” (disponible en <http://www.ccad.ws/legislacion/Honduras.html>). Esta investigación busca generar información básica acerca de los anchos de las franjas riparias que se debe ser protegidas y restauradas para proteger las comunidades de aves y la calidad del agua en la microcuenca del río Sesesmilés. Esta información es necesaria para contribuir

en la formulación de estrategias operativas y políticas que respondan a las condiciones de nivel local y regional en la microcuenca del río Sesesmiles, departamento de Copán, Honduras.

2. OBJETIVOS E HIPÓTESIS

2.1 Objetivo general

Evaluar la influencia del ancho de franja de los bosques riparios sobre la calidad del agua, y la biodiversidad terrestre y acuática, en la microcuenca del Río Sesesmiles, departamento de Copán, Honduras.

2.2 Objetivos específicos

Caracterizar la riqueza y abundancia de aves, y comparar los datos obtenidos en función del ancho de franja de la vegetación riparia.

Analizar el efecto del ancho de franja de los bosques riparios sobre la calidad del agua, en los cauces, utilizando comunidades de macroinvertebrados bentónicos como organismos indicadores.

Explorar la percepción local acerca de los beneficios y conflictos de los productores en relación a la vegetación riparia en la zona de estudio.

2.3 Hipótesis

La abundancia y riqueza de las comunidades de aves se ven afectadas por el ancho de franja de la vegetación riparia.

El ancho de franja de la vegetación riparia afecta la calidad del agua, indicada a través de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos.

La población local reconoce beneficios directos e indirectos para ella a nivel individual y colectivo de la vegetación riparia.

3. REVISIÓN DE LITERATURA

3.1 Definición e importancia de los bosques riparios

Un área riparia es un área que se encuentra junto o directamente influenciada por un cuerpo de agua, riparios significa “perteneciente al banco de un río” por lo tanto, se refiere a comunidades bióticas que viven a ambos lados de los ríos, quebradas, lagos e incluso algunos humedales (Robins y Cain 2002). Con base en la definición anterior podemos incluir ciertas características que pueden definir un bosque ripario como: ecosistema que se encuentra inmediatamente a ambos lados de quebradas y ríos, incluyendo los bancos aluviales y humedales, terrazas de inundación, las cuales interactúan con el río en tiempos de crecidas o inundaciones; vegetación que depende de un suministro de agua en el suelo, la cual es proveída por un río adyacente; ecosistemas adyacentes a drenajes y canales que desembocan en quebradas ríos o humedales, o simplemente como áreas que rodean lagos (Olson 2000).

Las áreas riparias usualmente mantienen una biodiversidad alta de plantas y animales en comparación con las áreas no riparias y en muchos casos, es el refugio de especies vulnerables tanto de plantas, como de animales (Robins y Cain 2002). Estas áreas proveen de hábitat a gran cantidad de especies silvestres, a la vez que actúan como corredores para el movimiento entre parches de vegetación en el paisaje fragmentado. Por lo general son ecosistemas más fértiles y productivos, con mejor calidad de suelos, y es la última línea de defensa para la protección de la calidad del agua y los ecosistemas acuáticos (Robins y Cain 2002). Otra de las características importantes de las zonas riparias es la influencia marcada sobre la organización de la diversidad y la dinámica de las comunidades asociadas con ecosistemas acuáticos y terrestres (Robert *et al.* 2000), complementando sus valores ecológicos al brindar un amplio rango de valor económico y social, ofreciendo a las comunidades y productores algunos recursos maderables como no maderables, además de los servicios ambientales de protección y conservación (Robins y Cain 2002).

La flora riparia es en si mismo única y diversa con vegetación que generalmente es más alta y más densa y estructuralmente más compleja que la vegetación circundante. Su microclima, en la mayoría de los casos, es más húmedo. Todos estos elementos están ampliamente influenciados por el ancho de franja del bosque ripario (Boutin *et al.* 2003). La sombra que produce la vegetación riparia es determinante en las fluctuaciones de temperatura de las aguas y la cantidad de luz, la cual afecta el crecimiento de las plantas junto a los cauces, y consecuentemente, a los peces de agua dulce y vertebrados que se alimentan de animales y frutas provenientes de la zona riparia (Boutin *et al.* 2003). La vegetación que se encuentra en las terrazas de inundación en los bosques riparios proveen refugio para peces y otros animales que se encuentran dentro del

ecosistema acuático de manera que no sean arrastrados por las altas corrientes que generan las inundaciones y crecientes de los ríos (Boutin *et al.* 2003).

3.2 Efectos de la deforestación sobre los ecosistemas riparios

La deforestación es el resultado del reemplazo de áreas de bosques naturales continuos a otros usos de la tierra, siendo uno de los mayores problemas para la conservación de la biodiversidad y el mantenimiento de los ecosistemas en los trópicos (Bennett 1999). Este proceso genera diversos mosaicos conformados por fragmentos remanentes de bosque de variados tamaños, formas, composición y con variaciones en cuanto a la diversidad de flora y fauna (Saunders *et al.* 1991, Bierregaard *et al.* 1992, Murcia 1995). Es un hecho que la biota riparia es producto de interacciones del pasado y el presente que han resultado de las combinaciones de factores biofísicos. Debido a esto, la biota posee una fuerte influencia en sus estructuras geológicas y en los procesos que la modelan (Robert *et al.* 2000).

Entre las principales consecuencias que provoca la deforestación de los bosques riparios tropicales se encuentra la pérdida de biodiversidad, reducción de la calidad del agua y la degradación de las cuencas hidrográficas en general. Es claro que todas estas consecuencias están vinculadas entre sí, y generan otras consecuencias secundarias. Entre estas se reconocen los problemas sociales; económicos y de salud (Lowrance *et al.* 2001).

Una de las consecuencias más importantes de la desaparición del bosque ripario es la pérdida a corto plazo de la biodiversidad a escala mundial y regional, esto quiere decir la destrucción anual de millones de hectáreas de bosque tropical con los que desaparecen especies de plantas y animales (Lowrance *et al.* 2001). Esta pérdida afecta la diversidad genética en los trópicos, pues al disminuir las poblaciones, el banco genético también lo hace. La pérdida de la diversidad de especies a su vez afecta la selección natural que cuenta con un espectro de variedad genética menor sobre el cual actuar, y las oportunidades de cambio evolutivo pueden verse relativamente afectadas (Lowrance *et al.* 2001).

El ambiente ripario no está aislado de la pérdida de diversidad genética, y las tierras y aguas que lo rodean, su vida animal y vegetal se ven afectados por lo que sucede alrededor, como el uso de la tierra, una vez que este tipo de vegetación ha sido removida es muy difícil y costoso volver a recrearla, por las características peculiares en su composición (Robert *et al.* 2000).

Cerca de 6000 especies de animales se consideran amenazadas de extinción porque están disminuyendo el número de individuos que las forman, porque se está destruyendo sus hábitats a consecuencia de la sobreexplotación o porque se ha limitado mucho su área de distribución (FAO 1993). Aunque se sabe que es un número considerable, el estado de conservación de la mayor parte de las especies sigue sin ser evaluado. Observaciones de campo han confirmado que hay una relación entre el tamaño de un área y el número de especies, para predecir las tasas de extinción. Aunque no cuentan como mucho apoyo para su conservación las especies de los bosques riparios tropicales, la relación entre especies y área sugiere que las tasas de extinción en los agropaisajes fragmentados podrían ser extremadamente altas si estos ecosistemas no son protegidos.

3.3 El papel de los bosques riparios en los ecosistemas acuáticos y terrestres

Existen muchas lecciones que aún desconocemos acerca de los bosques riparios, sin embargo, se sabe que son piezas claves para la conservación de los recursos naturales dentro de las cuencas hidrográficas; en esto radica la importancia de realizar más investigación en estos ecosistemas, buscando formar una base sólida acerca de la importancia de estos bosques, para poder determinar las ventajas de la protección, restauración y manejo dentro de las cuencas hidrográficas (Robins y Cain 2002).

El problema de la escasez creciente y de la demanda de agua representa un gran riesgo para la salud, dado que no existe métodos adecuados de evacuación de aguas negras, higiene personal eficiente, y falta de agua potable; además la seguridad alimentaría se ve amenazada por la falta de agua para el riego (Blinn y Kilgore 2001). Sin la protección de la cubierta boscosa riparia, y por el acelerado efecto del cambio climático tanto el agua como los suelos están expuestos a los rigores del clima tropical, los que pueden ocasionar la rápida erosión del suelo y sedimentación de los cauces.

La pesca de agua dulce y marina está siendo también devastada por la gran carga de sedimentos procedentes de las cuencas hidrográficas degradadas. Los bosques riparios juegan un papel importantísimo como filtros naturales ayudando a mitigar esta seria problemática (Corbacho *et al.* 2003). De hecho, la vegetación riparia se encuentra más conectada a la vida que sucede dentro del río que a la que sucede fuera de él; la vegetación nativa que crece en los bancos es la principal fuente que da vida a los organismos acuáticos de pequeñas quebradas (Corbacho *et al.* 2003).

El bosque ripario forma un ecosistema muy variado en cuanto a su estructura, cuyo espacio se representa por una línea que se extiende por ambos márgenes de todo río y que se diferencia en composición florística y estructura a las áreas adyacentes. La vegetación riparia está sujeta de manera natural a una fuerte dinámica

ocasionada por la influencia del agua. Las fluctuaciones de los caudales causan la muerte de individuos; así mismo, las avenidas o crecientes extremas de los caudales destruyen gran parte de la vegetación. El aumento de la población humana, por otro lado, ha ocasionado la destrucción de árboles individuales o comunidades enteras, con el fin de realizar actividades de extracción forestal o producción agrícola. Lo anterior se refleja en un cambio en la distribución y estructura de los bosques de galería, por lo que es necesario evaluar las superficies ocupadas por estas comunidades y determinar la condición en la que se encuentra el bosque (Treviño *et al.* 2001).

Los organismos denominados especialistas riparios, necesitan de condiciones específicas a través de su ciclo de vida para su desarrollo (Chará 2003). El microclima ripario es casi siempre húmedo, lo cual es muy importante para las especies susceptibles a la desecación. Las formas de las raíces de las plantas típicas de los bancos proveen un sitio de refugio para las especies acuáticas en momentos de crecidas, así como también de depredadores (Chará 2003).

Muchos peces y macroinvertebrados bentónicos buscan refugio en las raíces colgantes de los árboles de orilla. Los animales que habitan el río se alimentan de frutos e insectos que vienen principalmente de las zonas riparias (Chará 2003). Los peces obtienen acceso a estos recursos de las plantas que cuelgan por encima del agua, principalmente en pequeños ríos en donde frutos, semillas o insectos caen al río o son arrastrados o acarreados hacia el agua (Robins y Cain 2002). La hojarasca, troncos caídos y los detritos de inundaciones que se acumulan en las zonas riparias proveen sitios de forrajeo y de refugio para invertebrados (gusanos, dípteros-moscas), pequeños mamíferos (ratas, zarigüeyas, etc.), reptiles (culebras, lagartijas), anfibios (ranas, salamandras), y diversos tipos de aves. Los suelos de las zonas riparias proveen de sitios con condiciones ideales para mamíferos que viven o se refugian en cuevas, así también como para otros organismos que van desde insectos hasta aves (Robins y Cain 2002) (Figura 1).

Es importante mencionar la importancia de los bosques riparios en cuanto a la pérdida de la diversidad biológica, en sentido amplio, y las consecuencias que ello trae para la sociedad, es uno de los puntos más relevantes de la agenda internacional actual. Una de las formas más obvias de pérdida de biodiversidad es la destrucción directa de las especies, de los ecosistemas y más visiblemente, de la vegetación. Esta pérdida se puede apreciar como cambio en la estructura, funcionamiento y forma de los paisajes naturales. La fragmentación de la cobertura vegetal original, de los ecosistemas, de las comunidades, así como de cualquier entidad ecológica relativamente homogénea, se reconoce en la actualidad como uno de los síntomas, además de causa, de la pérdida de la biodiversidad (Robins y Cain 2002).

En los años 70 del siglo pasado se incrementaron las recomendaciones prácticas para la conservación de la biodiversidad, surgidas de los estudios de la fragmentación, en el sentido de establecer o favorecer la conexión entre hábitat fragmentados, a través de corredores del mismo tipo de hábitat (Bennett 1999). Según esta visión, se entiende que los hábitats fragmentados pero interconectados por corredores, tienen mayor valor de conservación que los pocos fragmentos aislados (Bennett 1999). Esta línea de pensamiento surgió principalmente de consideraciones teóricas, sustentadas en la teoría de biogeografía de islas (Bennett 1999). Sin embargo en la literatura abundan las críticas a los corredores, en cuanto a su verdadera efectividad en promover o evitar la disminución de la diversidad biológica, basados en argumentos de falta de suficiente evidencia científica empírica (Hobbs 1992, Bennett 1999).

Otras críticas adicionales hacia el concepto radican en que podría favorecer la dispersión de enfermedades e incluso tener efectos negativos en determinados tipos de poblaciones aisladas (Bennett 1999). También se les critica el elevado costo que podría tener su implementación versus los beneficios reales que de ellos se obtendrían (Bennett 1999), o versus la inversión en protección de otras áreas que no cumplen función de corredor (Ej. áreas aisladas con endemismos biológicos, áreas de alta concentración de especies, etc.).

Pero a su favor se puede resaltar el beneficio tangible, en términos de servicios ambientales, que los corredores podrían proveer, por ejemplo al proteger cabeceras de cuencas hidrográficas, bosques de galería que evitan la erosión fluvial, restitución de sitios pesqueros, etc., y en general, por ser un concepto que puede integrar el uso sostenible de los recursos biológicos dentro del objetivo de mantener la conectividad o comunicabilidad entre fragmentos de un ecosistema o paisaje (Bennett 1999).

3.4 Estudio de comunidades de aves para la valoración de la salud del bosque ripario

Los bosques riparios son reconocidos en todo el mundo como sitios de gran contraste en la dinámica ecológica, que se encuentran concentrados en áreas típicamente angostas (Gregory *et al.* 1991, Naiman *et al.* 1993), y por lo tanto, extremadamente significativos e inusualmente vulnerables a los disturbios antropocéntricos (Stromberg *et al.* 1996, Stohlgren *et al.* 1998).

Varios estudios realizados en el trópico han documentado la importancia de las áreas riparias para las poblaciones de aves (Skagen *et al.* 1998), notando que la composición poblacional en estos ecosistemas es de mayor riqueza y abundancia de especies que en las áreas vecinas a los bosques riparios, aunque estas diferencias pueden variar mucho, según el contexto del paisaje en que se encuentren y las características del área riparia misma (Lock y Naiman 1998, Skagen *et al.* 1998).

Estudios recientes sugieren que las comunidades de aves de los ecosistemas riparios pueden sufrir impactos sustanciales por la deforestación y modificación ambiental de los paisajes vecinos, pero poco se sabe de la dinámica poblacional de las aves en paisajes relativamente intactos (Woinarski *et al.* 2000). Existen pocas investigaciones sobre los sistemas riparios, su valor de conservación, condición actual o habilidad de soportar la presión de su uso (Sattler 1993, Douglas y Pouliot 1997 citado en Woinarski *et al.* 2000).

No existen estudios detallados de la dinámica poblacional de las aves que habitan el bosque ripario, aunque algunos estudios de Smith y Johnstone (1977) y Woinarski *et al.* (2000), sugieren que las especies de aves consideradas como especies riparias, han mostrado una disminución local asociada con el deterioro de la vegetación riparia, por causa del pastoreo del ganado, entrada a los abrevaderos, invasión de malezas, y el efecto de borde relacionado al ancho de franja de los bosques riparios.

La riqueza y la distribución geográfica y el grado de especialización de las aves, las convierte en excelentes indicadores biológicos (Villarreal *et al.* 2004). Casi cualquier hábitat presenta una comunidad de especies típicas para ese hábitat. Las especies presentan diferentes grados de sensibilidad a las perturbaciones como la fragmentación del hábitat, la tala selectiva, la proliferación de claros o los cambios estructurales del sotobosque (Villarreal *et al.* 2004). Alteraciones como estas afectan a las especies sensibles, incluso pueden llegar a causar su desaparición. Al relacionar las especies altamente sensibles registradas en un mismo hábitat, pero en diferentes localidades y regiones, se podrá dar una idea del ecosistema que está en mejor estado dentro del agropaisaje (Villarreal *et al.* 2004). Por los motivos antes expuestos las aves son organismos que pueden ser monitoreados fácilmente y a través de la estimación de su abundancia y riqueza, se puede conocer la salud de un hábitat determinado (Ralph *et al.* 1996).

La continuidad de las franjas riparias contrasta marcadamente con la mayoría del resto del bosque lluvioso, el cual es característicamente un mosaico de fragmentos pequeños (Russell-Smith *et al.* 1993). En el caso de la microcuenca del Río Sesesmiles el uso del suelo es en su mayoría cultivos de café y pasturas, en donde las franjas riparias pueden estar siendo afectadas por la falta de conocimiento y de un buen manejo.

3.5 Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de agua

El uso de los macroinvertebrados como indicadores de calidad de agua se basa en el hecho de que dichos organismos ocupan un hábitat con ciertas características ambientales y están adaptados a estos hábitats. Cambios en las condiciones ambientales se reflejará, por lo tanto, en la estructura de las comunidades que allí habitan (Figuroa *et al.* 2003).

Un río que ha sufrido los efectos de la contaminación es el mejor ejemplo para ilustrar los cambios que suceden en las estructuras de las comunidades, las cuales cambian de complejas y diversas con organismos propios de aguas limpias o simples y de baja diversidad con organismos propios de aguas contaminadas (Roldán 1992); la cantidad de oxígeno, la temperatura y la acidez son parámetros a los cuales son más sensibles los macroinvertebrados bentónicos. Dichos parámetros varían fácilmente por efectos de la contaminación industrial, agrícola y doméstica (Roldán 1992).

Para el monitoreo de las alteraciones en la calidad del agua se han desarrollado numerosos métodos o índices que tratan de interpretar la situación real o grado de alteración de los ecosistemas acuáticos (Hellawell 1978; Manson 1991, citado por García 2003). Comúnmente se han utilizado para el monitoreo biológico y para resumir la respuesta de las poblaciones, los macroinvertebrados bentónicos que responden rápidamente frente a las perturbaciones en la calidad del agua.

Mientras más se conozca de la ecología de estos organismos, mayor será el grado de confianza que éstos ofrezcan en la evaluación de los ecosistemas acuáticos. Figueroa *et al.* (2003) plantean que se puede hablar simplemente a nivel de grandes grupos, como por ejemplo decir que en términos generales efemerópteros, plecópteros y tricópteros son indicadores de aguas limpias y que los anélidos y ciertos dípteros (quironómidos) son indicadores de aguas contaminadas. Sin embargo, Roldán (1992) afirma que si se requiere ser más preciso, debe hablarse a nivel de géneros mejor aún de especie, pues no todos los efemerópteros son igualmente indicadores de aguas claras, ni todos los anélidos de aguas contaminadas. El principio es relativamente simple, bajo condiciones adversas, los organismos se adaptan o desaparecen, por lo tanto, el tipo de comunidad que se encuentra en un ecosistema dado, debe reflejar las condiciones ambientales que allí están prevaleciendo (Roldán 1992).

La degradación de la calidad del recurso hídrico tiene efectos directos sobre las comunidades de macroinvertebrados bentónicos y en general a todo el sistema hídrico dentro de las cuencas, ya sea contaminantes originados por fuentes puntuales, como desagües industriales y domésticos, y por fuentes de origen difuso, como los generados por otras actividades humanas o rurales (fertilizantes, agro-tóxicos, combustibles solventes, etc.). Es por esto que la calidad del agua debe ser el objetivo fundamental de un programa de manejo de cuencas hidrográficas (Ceccon 2003).

Las soluciones técnicas para reducir la contaminación de origen puntual, a pesar de sus altos costos, son más fácilmente aplicables y dan resultados satisfactorios ya comprobados en los países desarrollados. Sin embargo, la contaminación difusa, que ha sido muchas veces subestimada, pues es aparentemente imperceptible, es la

mayor responsable de la degradación de la calidad del agua en muchas regiones del planeta (Ceccon 2003). Las fuentes de contaminación difusa son más difíciles de identificar y cuantificar debido a su carácter estacional y amplio (grandes áreas), que involucra el manejo de toda la cuenca. Por lo tanto, la manutención de la biodiversidad o la restauración de la vegetación natural en las márgenes de los cuerpos de agua representan la solución más eficiente en lo que se refiere a la reducción de la contaminación difusa, la rehabilitación de ecosistemas y la restauración del manto freático (Ceccon 2003).

3.6 Los suelos en los bosques riparios

El suelo es un sistema dinámico en el cual ocurren cambios y transformaciones producto de procesos físicos, químicos y biológicos; estos procesos ocurren en forma simultánea y producen al final un sustrato el cual brindará nutrimentos, agua y sostén a las plantas y organismos. De lo anterior nace el concepto más sencillo que define al suelo como el manto inconsolidado de la superficie de la corteza terrestre, que es capaz de sustentar el crecimiento de plantas y otros organismos (Henríquez y Cabalceta 1999).

A pesar de la importancia del recurso suelo, en América Central poco se conoce sobre las características físicas y químicas de los suelos que se encuentran bajo el bosque ripario y cuáles son los impactos de las actividades del ser humano sobre estos ecosistemas. Estudios realizados por Robins y Cain (2002) afirman que los suelos bajo los bosques riparios trabajan como áreas de amortiguación natural, evitando la llegada directa de los posibles contaminantes a los ríos y quebradas en el agropaisaje.

Sin embargo, en los países tropicales el cambio de uso de bosques riparios a pasturas o cultivos disminuye los contenidos de carbono en el suelo, debido a aumentos de temperatura que aceleran los procesos oxidativos de compuestos orgánicos (Fearnside y Barbosa 1998). También, prácticas tradicionales como quemas, labranza convencional y disturbios en los ecosistemas, como el desmonte y el subsiguiente disturbio del suelo, aumentan la actividad microbial y los procesos oxidativos.

La deforestación, así como la degradación forestal, reducen notablemente la capacidad de los suelos para retener los nutrientes, además de aumentar la erosión y fomentar la desestabilización de las capas freáticas del subsuelo, afectando las fuentes de agua tanto para consumo humano como para las actividades productivas del ser humano. El resultado es la pérdida o reducción de la biodiversidad, es decir, la capacidad de los bosques (especialmente los tropicales) de albergar hábitats, especies y variabilidad genética.

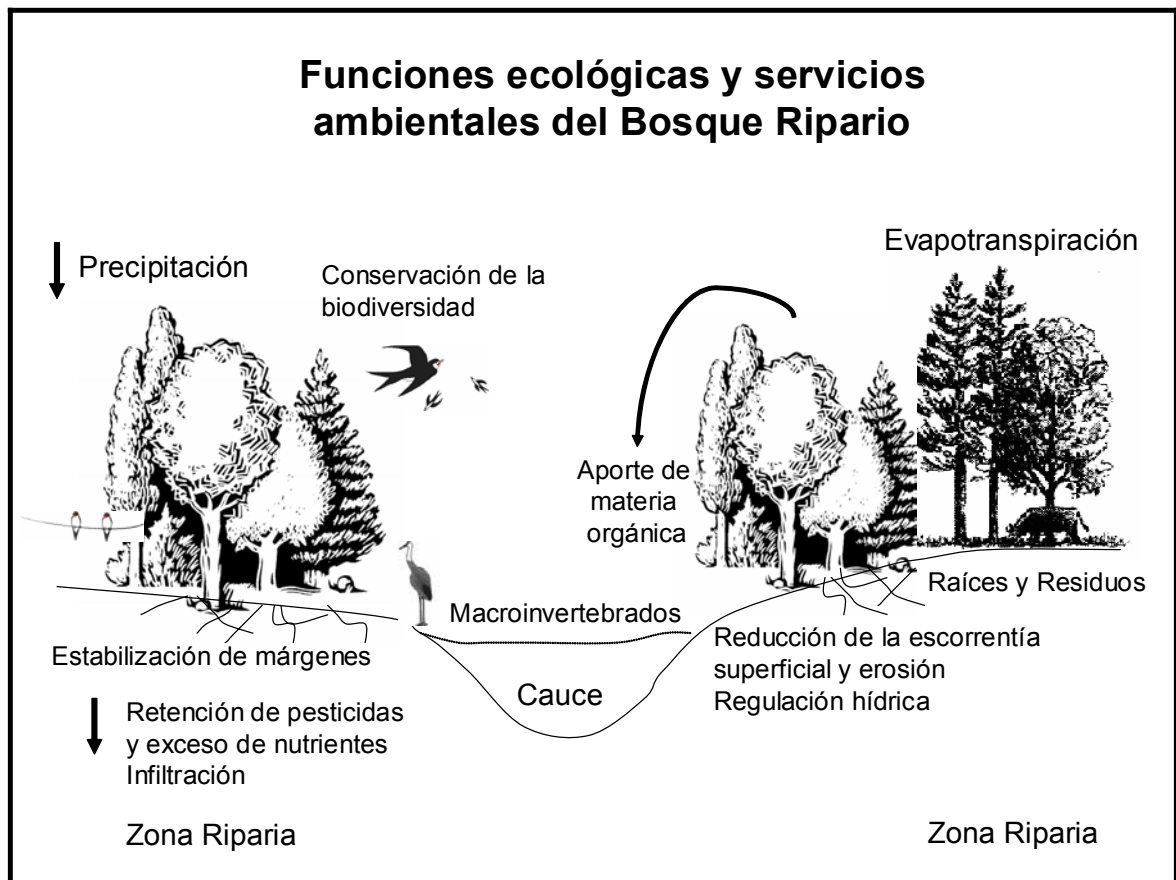


Figura 1. Diagrama de las funciones y servicios del ecosistema ripario. Río Sesesmiles, Departamento de Copán, Honduras.

4. LITERATURA CITADA

- Bennett, A.F. 1999. Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation. Gland, Switzerland, IUCN. 254 p.
- Bierregaard, R. O.; Lovejoy, .T. E.; Kapos, A. A. dos Santos.; Hutchings, R.W. 1992. The biological dynamics of tropical rainforest fragments. *BioScience* 42: 859-866.
- Blinn, R.; Kilgore, A. 2001. Riparian Management Practices. *Journal of Forestry* (University of Minnesota) USA 8: 11-17.
- Boutin, C.; Jobin B.; Bélanger, L. 2003. Importance of riparian habitats to flora conservation in farming, landscapes of southern Québec. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 94: 73–87.

- Cecon, E. 2003 Los bosques ribereños y la restauración y conservación de las cuencas hidrográficas. *Ciencias* 72: 46-53.
- Chará, J.O. 2003. Manual para la evaluación biológica de ambientes acuáticos en microcuencas ganaderas. Fundación centro para la investigación en sistemas sostenibles de producción agropecuaria. Colombia. CIPAV. 52 p.
- Corbacho, C.; Sánchez, J.M.; Costillo, E. 2003. Patterns of structural complexity and human disturbance of riparian vegetation in agriculture landscapes of a Mediterranean area. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. Universidad de Extremadura. Spain 13: 495-507
- FAO, 1993. Forest Resource Assessment: Tropical Countries. Rome. FAO Forestry Paper 112 Consultado 22 Oct 2004. Disponible en <http://www.rcfa-cfan.org/spanish/s.issues.12-10.html>.
- Fearnside, P.M.; Barbosa, R. 1998. Soil carbon changes from conversion of forest to pasture in brazilian amazonia. *Forest Ecology and Management* 108: 147-166.
- Figuerola, R.; Valdovinos, C.; Araya, E.; Parra, O. 2003 Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad del agua de ríos del sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*. 275-285 p.
- García, L. 2003. Indicadores técnicos y evaluación de la influencia del uso de la tierra en la calidad del agua, Subcuenca del Río Tascalapa Yoro, Honduras. Turrialba, Costa Rica. Tesis MSc. CATIE. 141 p.
- Gregory, S.V.; Swanson, F.J.; McKee, W.A.; Cummins, K.W. 1991. An ecosystem perspective of riparian zone. *BioScience*. 41(8): 540
- Gove, N.; Edwards, T.; 2000. Identifying relationships between longitudinal water quality patterns and land cover: A question scale. International conference on riparian ecology and management in multi-land use watersheds, American Water Resources Association. 517-522 p.
- 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*. (6): 1721-1733

- Hobbs, R.J. 1992. The role of corridors in conservation; solution or bandwagon: *Trend in Ecology and Evolution*. (7): 389-91
- Henríquez C.; Cabalceta, G. 1999. Guía práctica para el estudio introductorio de los suelos con un enfoque agrícola. San José, Costa Rica, ACCS. 112 p.
- Janzen, D. 1986. Guanacaste National Park: tropical ecological and cultural restoration. San José, Costa Rica. Editorial. Universidad Estatal a Distancia. 103p.
- Lowrance, R; Williams, G.; Inamdar, P.; Bosch, D.; Sheridan, M. 2001. Evaluation of coastal plain conservation buffers using the riparian ecosystem management model. *Journal of the American Water Resources Association* 37 (6): 1445-1455.
- Lock, P. A.; Naiman, R. J. 1998. Effects of stream size on bird community structure in coastal temperate forests of the Pacific Northwest, U.S.A. *Journal of Biogeography*. (25) 773–782.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forest: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 58-62
- Naiman, R. J.; Decamps, H.; Pollock, M. 1993. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological Applications* 3: 209–212 p.
- Olson, H.; Chan, S.; Weaver, G.; Cunningham, P.; Moldenke, A.; Progar, R.; Muir, P.; McCune, B.; Rosso, A.; Peterson, E. 2000. Characterizing stream riparian upslope habitats and species in Oregon managed headwater forests. International conference on riparian ecology and management in multi-land use watersheds. .U.S. American Water Resources Association. Parks and Wildlife Commission of the Northern Territory. Australia. *Journal of Biogeography* 27: 843–868.
- Piña, L. I. 1990. Recursos bióticos de la cuenca San Juan-Montezuma en el Estado de Querétaro. H. Ayuntamiento de San Juan del Río, Querétaro, México. Limusa. 339 p.
- Ralph, C. J.; Geupel, G.R.; Pyle, P.; Martin, T.E.; DeSante, D. F; Milá, B. 1996. Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres. Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture. 46 p.

- Robert, J.; Naiman.; Robert, E.; Bilby.; Peter, A.; Bisson, P. 2000. Riparian Ecology and Management in the Pacific Coastal Rain Forest. *BioScience* 50 (11): 996-1010 p.
- Robins, J. D.; Cain J. R. 2002. The past and present condition of the Marsh Creek watershed. Berkeley, CA: Natural Heritage Institute. 71p.
- Roldán, G.1992. Fundamentos de Limnología Neotropical. Editorial. Medellín Universidad de Antioquia. 529 p.
- Russell-Smith, J.; Lucas, D. E.; Brock, J.; Bowman, D.; 1993. *Allosyn carpia*-dominated rain forest in monsoonal northern Australia. *Journal of Vegetation Science* 4: 67–82 p.
- Saunders, D. A.; Hobbs, R.; Margules C. R. 1991. Biological Consequents of Ecosystems Fragmentation: A Review. *Conservation Biology* 5 (1): 18-32.
- Smith, L.A.; Johnstone, R. E.. 1977. Status of the purple-crowned wren (*Malurus coronatus*) and buff-sided robin (*Poecilodryas superciliosa*) in Western Australia. *Western Australian Naturalist* 13: 185-188.
- Skagen, S. K.; Melcher, C. P.; Howe, W. H.; Knopf, F. L. 1998. Comparative use of riparian corridors and oases by migrating birds in southeast Arizona. *Conservation Biology* 12: 896–909.
- Stromberg, J. C.; Tiller, R.; Richter, B. 1996. Effects of ground water decline on riparian vegetation of semiaridregions: the San Pedro, Arizona. *Ecological Applications* 6: 113–131.
- Stohlgren, T. J.; Bull, K. A.; Otsuki, Y.; Villa, C. A.; Lee, M. 1998. Riparian zones as havens for exotic plant species in the central grasslands. *Plant Ecology* 138: 113–125.
- Treviño, J.G.E.; Camacho, C.C.;Calderón, A.O. 2001. Distribución y estructura de los bosques de galería en dos ríos del centro sur de Nuevo León. *Madera y Bosques* 7:13-25
- Villarreal, H.; Álvarez, M.; Córdoba, F.; Escobar, G.; Fagua, G.; Gast, F.; Mendoza, H.; Ospina, M.; Umaña, A.M. 2004. Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad. Programa de inventarios de Biodiversidad. Bogotá, Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt 236 p.

Woinarski, J. C. Z.; Brock, C.; Armstrong, M.; Hempel, C.; Cheal, D.; Brennan, K. 2000. Bird distribution in riparian vegetation of an Australian tropical savanna: a broad-scale survey and analysis of distributional data base. *Journal of Biogeography* 27: 843-868.

5. ARTÍCULO 1

Arcos, T.I.F. 2004. Caracterización de la riqueza y abundancia de aves en bosques riparios de diferentes anchos en la microcuenca del río Sesesmiles, Departamento de Copán, Honduras. Tesis MSc. CATIE.

Resumen

El estudio se realizó en la microcuenca del río Sesesmiles, Departamento de Copán, Honduras. El propósito fue aportar al conocimiento sobre la relación entre el ancho de franja de los bosques riparios y la riqueza y abundancia de especies de aves que visitan estos bosques. Se encontraron 1,294 aves pertenecientes a 144 especies. La diversidad de aves está ligada al ancho de franja de los bosques riparios: se encontró un incremento fuerte, tanto de especies como de individuos, en anchos iguales o mayores a 50 m. Las especies pertenecientes al grupo trófico de los insectívoros y nectarívoros fueron las más abundantes en las franjas riparias. Todas las especies de aves identificadas dependen de los bosques riparios; aún las especies más generalistas, tienen algún grado de dependencia de franjas riparias más anchas. Para conservar las poblaciones de aves en los paisajes agrícolas fragmentados es de suma importancia mantener franjas riparias que brinden suficientes nichos reproductivos y alimentarios.

Palabras clave: Bosques riparios, biodiversidad de aves, gremios alimentarios, dependencia a los bosques.

Abstract

The research took place in Sesesmiles River Micro watershed, Copan, Honduras. The main purpose was to contribute to the knowledge regarding the relations between the width of riparian and the richness and abundance of avian species visiting these forests. A total of 1,294 birds belonging to 144 species were found. Bird diversity was related to riparian forests band width, with an increase, both the number of species and individuals increasing in riparian forests with more than 50 m. Insectivorous and nectarous birds were the most abundant in riparian forests. All species of birds identified depend on riparian forests; even those considered as usually generalist showed dependence on wider riparian bands. A high importance on maintaining riparian ecosystems should be given in order to conserve populations of birds in agriculture fragmented landscapes, offering sufficient reproductive and feeding niches.

Key words: avian biodiversity, forest dependence, riparian forests, trophic levels.

6. INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas riparios albergan gran diversidad de hábitats que benefician a un alto número de especies de plantas y animales (Kauffman y Kruger 1984). La conservación de aves en bosques riparios requiere de los factores físicos y abióticos asociados a la complejidad estructural de la vegetación riparia. Dentro de la selva tropical el bosque ribereño es apenas evidente, pero en áreas abiertas donde la agricultura y ganadería son el principal uso que se le da al suelo, los bosques riparios son pequeños parches de vegetación que quedan en los paisajes alterados, formando galerías evidentes que funcionan como corredores biológicos, y a veces como único hábitat para la fauna silvestre (Nores *et al.* 2005).

Varios estudios realizados en el trópico y en zonas templadas han documentado la importancia de los bosques riparios para las poblaciones de aves (Skagen *et al.* 1998), notando que la composición poblacional de las aves en estos ecosistemas es de mayor riqueza y abundancia de especies que en las áreas vecinas a los bosques riparios (Lock y Naiman 1998, Skagen *et al.* 1998). Estudios realizados en zonas áridas de los Estados Unidos por ejemplo han encontrado una alta riqueza y abundancia de las aves en los ecosistemas riparios (Anderson y Ohmart 1977, Hehnke y Stone 1979, Szaro 1980, y Szaro y Jalke 1985 citados por Lock y Naiman 1998). Ejemplos de los valores de los bosques riparios para la conservación de la biodiversidad han sido reportados por varios autores (Carothers *et al.* 1974, Carothers y Johnson 1975, Henke y Stone 1978, Hubbard 1977, Thomas *et al.* 1979). (1977) reporta que entre 16 y 17% de las crías de aves en la zona templada de Norteamérica ocurren en los bosques riparios de ríos en el estado de Nuevo México. Johnson *et al.* (1977) reportan también que el 77% de las 166 especies de aves que anidan en el sudoeste de Norteamérica son en algún grado dependiente al agua y relacionados con hábitats riparios; encontraron además que el 50% de las especies son completamente dependientes de los ecosistemas riparios. En Montana el 59% de las especies de aves usan hábitats riparios para la reproducción, además de usar estos ecosistemas como lugar de forrajeo y refugio (McLean *et al.* 1963, Paulsen 1969, Skovlin 1967). En cambio en zonas tropicales no se conoce mucho.

Estudios recientes sugieren que las comunidades de aves de los ecosistemas riparios pueden sufrir impactos sustanciales por la deforestación y modificación ambiental de los paisajes vecinos. Por ejemplo Smith y Johnstone (1977) y Woinarski *et al.* (2000) sugieren que las especies de aves consideradas como especies riparias han mostrado una disminución local asociada con el deterioro de la vegetación riparia, por causa del pastoreo del ganado, entrada a los abrevaderos, invasión de malezas, y el efecto de borde relacionado al ancho de franja de los bosques riparios.

Poco se sabe de la dinámica poblacional de las aves en el agropaisaje fragmentado y cual es su relación con los anchos de franja, por lo que su estudio es importante. Existen pocas investigaciones en los trópicos, sobre los sistemas riparios, su valor de conservación, condición actual o habilidad de soportar la presión de su uso (Sattler, 1993 y Douglas y Pouliot 1997 citados en Woinarski *et al.* 2000).

En el caso de Honduras, la Ley forestal declara en el Artículo 64 que se deben conservar franjas riparias de 150 metros en cada una de las márgenes de los cauces, y actualmente se estudia reducir este requisito a 30 metros. Sin embargo, no hay un criterio basado en estudios científicos que respalde la conservación de ninguno de estos anchos de franjas riparias. La microcuenca del río Sesesmiles en Copán, Honduras se caracteriza por ser una zona agrícola con cultivos de maíz, café y ganadería. Las franjas riparias que aún existen se localizan en la parte alta de la microcuenca; generalmente son espacios pequeños, aislados y de diferentes anchos.

Estos bosques son componentes importantes del paisaje, en varios casos son los únicos remanentes de bosque en la microcuenca. No se conoce la importancia, de los bosques riparios para la conservación, ni como su ancho influye en general en las comunidades de aves y animales, presentes en los mismos. El objetivo de este estudio fue caracterizar la riqueza y la abundancia de aves presentes en los bosques riparios y explorar el efecto del ancho de franja de la vegetación riparia sobre las comunidades de aves presentes.

7. METODOLOGÍA

7.1 Descripción del sitio de estudio

La microcuenca del río Sesesmiles mide 38 km², se localiza al occidente de Honduras, en el departamento de Copán, entre las coordenadas 14° 43' y 14° 58' latitud norte y 88° 53' y 89° 14' longitud oeste. Forma parte de la subcuenca del río Copán, cuenca del río Motagua que sirve de línea fronteriza entre Honduras y Guatemala (Figura 2).

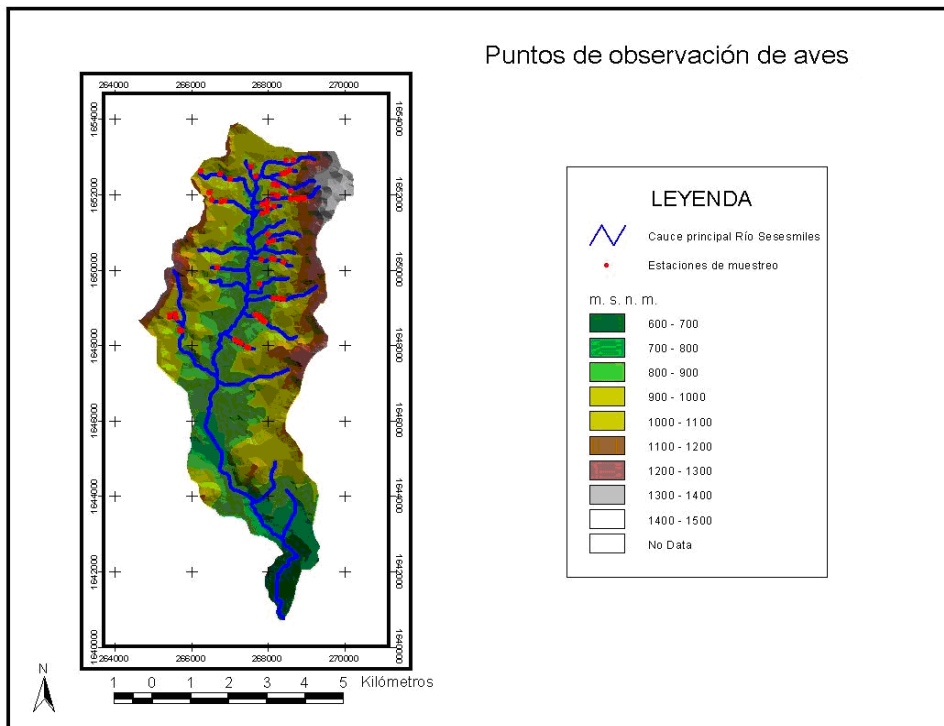
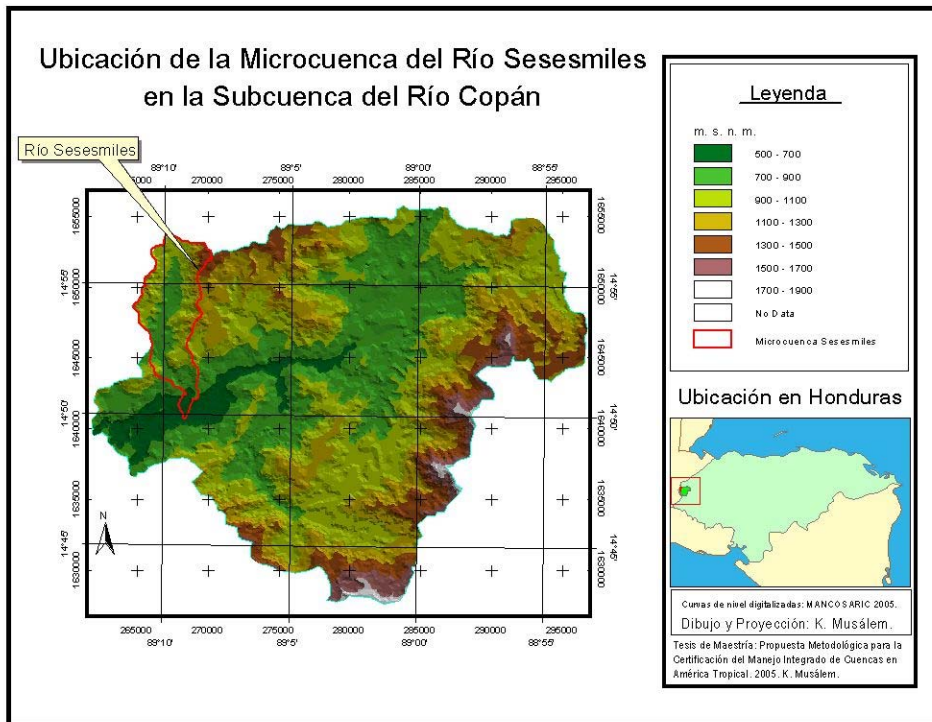


Figura 2. Mapas de ubicación de la microcuenca del río Sesesmiles en el departamento de Copán, Honduras y ubicación de los 60 puntos de muestreo de aves y macroinvertebrados bentónicos dentro de la microcuenca. (Musálem 2005).

La precipitación promedio anual es de 1,609 mm, con un rango de 1,425 a 1,760 mm. El mes más lluvioso es septiembre (promedio de 228,9 mm) y el menos lluvioso es marzo (promedio de 11 mm); el periodo seco dura cinco meses. La topografía de la microcuenca es bastante quebrada, con fuertes pendientes y pocas zonas planas, ubicadas en áreas cercanas a los cauces de los ríos. La altitud varía en 600 a 1,600 msnm. Las temperaturas mínimas y máximas promedian los 16 y 26 °C, respectivamente (MANCORSARIC 2003). Los bosques de la microcuenca pertenecen a la zona de vida del bosque tropical seco. Son bosques latifoliados a semideciuos, con características de bosques nublados a húmedos en las zonas más altas (Holdridge 1967). Los usos actuales del suelo predominantes en la microcuenca de río Sesesmiles son cafetales, pasturas y cultivos anuales. En general los bosques riparios 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 las quebradas como abrevaderos y por la agricultura tradicional de tumba y quema.

7.2 Selección de los sitios de estudio

Se recorrió el área de estudio con la intención de localizar todos los parches de bosque ripario, ubicados en la parte media y alta de la microcuenca del río Sesesmiles. Se utilizó la delimitación de microcuenca en parte baja, media y alta, establecida por la municipalidad de Copán Ruinas y por el Programa FOCUENCAS, la cual toma en cuenta además de las características geográficas y las características socioeconómicas locales (MANCORSARIC 2003).

En el campo se localizó y georeferenció preliminarmente una muestra de 25 bosques riparios distintos de manera aleatoria, en donde se realizaría el muestreo de aves (Anexo 1). Se identificaron únicamente los bosques que se encontraban rodeados por pastizales y monocultivos de maíz, café y frijol. Otro criterio de selección fue dado por el orden de bifurcación de los cauces dentro de la red de drenaje natural de la microcuenca. Fueron seleccionados los bosques que se encontraban en las márgenes de los cauces de orden uno, (cauces que no cuentan con 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.

7.3 Muestreo de anchos de franja

En cada uno de los 25 bosques que cumplían con los criterios de selección (ubicados en la parte media y alta de la microcuenca, orden uno de bifurcación del cauce y rodeados de pastos y cultivos), se realizaron seis mediciones de anchos de franja, tomando como punto de inicio 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 mediciones fueron separados cada 100 m (Figura 3).

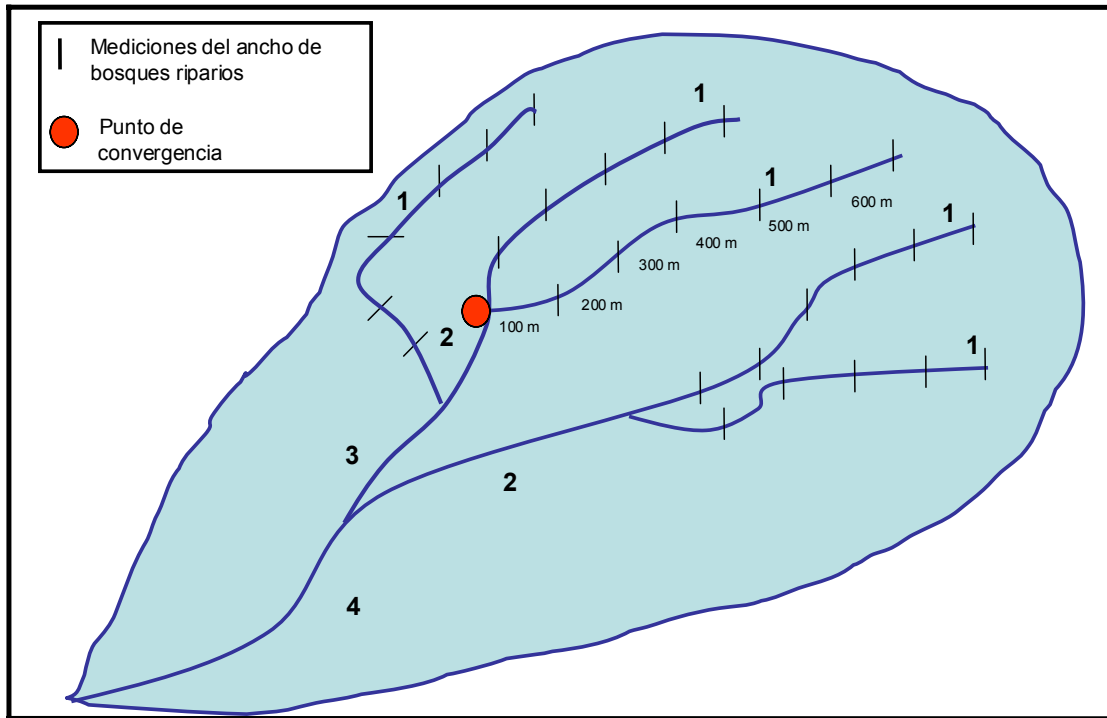


Figura 3. Numeración del orden de la red de drenaje y puntos de medición del ancho de la franja de los bosques riparios, en los cauces de orden uno de la microcuenca del río Sesesmiles, Copán, Honduras, 2005.

Con los datos de anchos de franja de los 25 bosques medidos, se elaboró una tabla de frecuencias de los diferentes anchos. En función de esta distribución se seleccionaron 20 bosques riparios y se tomaron 60 anchos de franja de los bosques seleccionados a priori. En cada uno de estos anchos de franja riparia se estableció un punto de conteo de aves. Los diferentes anchos de franja fueron agrupados en tres categorías (hasta 10 m, $n=20$; hasta 50 m, $n=28$; y más de 50 m de ancho, $n=12$), las cuales fueron las variables clasificatorias para el análisis de varianza.

7.4 Metodología para el monitoreo de las comunidades de aves

Para caracterizar las comunidades de aves en los bosques riparios, se utilizó el método de conteos por puntos, que es el principal procedimiento de monitoreo de aves terrestres, debido a su eficacia en todo tipo de terreno y hábitat (Ralph 1995 y Ralph *et al* 1996). En los 20 bosques riparios seleccionados, se establecieron al azar 30 puntos de observación de aves y se realizó un muestreo temporal, uno en la época seca (marzo – abril del 2005) y otro en la época lluviosa (junio-julio del 2005), para un total de 60 observaciones. Cada punto de conteo estuvo separado entre sí por una distancia mínima de 100 m uno del otro. Con el fin de disminuir la probabilidad de registrar la misma especie en los diferentes puntos de observación donde se realizaron los conteos (Ralph 1995 y Ralph *et al* 1996), el observador se ubicó junto al cauce del río. Alrededor de cada uno de los puntos de conteo de aves ubicados a lo largo del cauce se fijó un radio de 25 m (Figura 4).

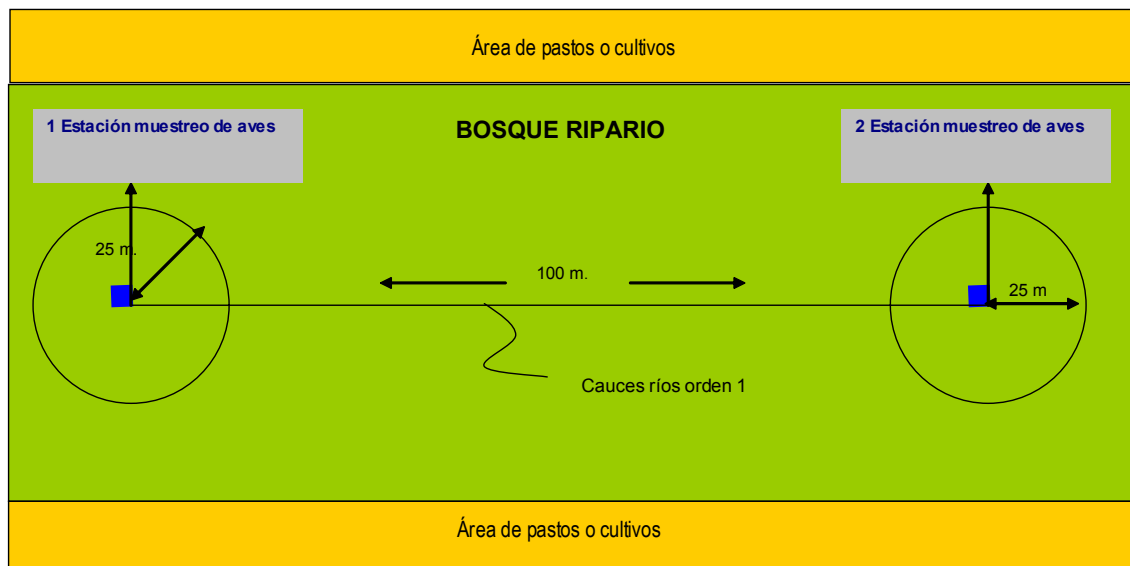


Figura 4. Esquema de los puntos de observación de aves en cada bosque ripario.

En los bosques cuyo ancho fue inferior a 25 m, se tomaron en cuenta sólo las aves que estaban utilizando la vegetación riparia y no las que se observaron en los cultivos o pastizales, siguiendo la metodología propuesta por Lock y Naiman (1998); en anchos de franja mayores, sólo se tomaron en cuenta las aves que se encontraban en el radio de 25 metros dentro del bosque ripario, establecido anteriormente.

Se realizaron las observaciones para identificar visual y auditivamente todas las especies que se encontraban en un rango limitado de 25 m de radio (Ralph *et al.* 1996). Se utilizaron binoculares (10x42), guías de campo y el apoyo de una especialista en la identificación y observación de aves (Irma González). Se tomaron en cuenta

solamente las aves que estaban utilizando la vegetación del bosque ripario y no de las áreas adyacentes, aunque las aves que fueran observadas se encontraran dentro del radio de 25 m (Villarreal *et al.* 2004).

Se accedió al lugar de conteo causando el mínimo disturbio sobre las aves. Una vez que se llegó al punto de conteo, se dio un periodo de espera de cinco minutos antes de iniciar el mismo, a fin de minimizar el efecto que pueda tener el observador sobre el comportamiento de las aves (Villarreal *et al.* 2004). El observador permaneció por un periodo de 15 minutos en cada punto de conteo de aves, y las observaciones fueron realizadas entre las 6 y 9 de la mañana. El observador registró las especies de aves que en ese momento estaban utilizando el bosque ripario, y se cuantificó el número de individuos por cada especie. Además se midió el diámetro a la altura del pecho (DAP) de cinco árboles en cada uno de los puntos y se estimaron los porcentajes de cobertura de cinco estratos en cada punto de muestreo de las diferentes franjas riparias, para caracterizar la estructura de la vegetación presente. Una vez que se completó el tiempo de monitoreo en un punto el observador se desplazó al siguiente punto, para continuar las observaciones.

7.5 Medición de covariables

Se caracterizó el grado de heterogeneidad de la estructura vertical de los bosques riparios por medio de la metodología propuesta por Thiollay (1992) que toma en cuenta la cobertura de los diferentes estratos, desde el sotobosque hasta el dosel superior. Los datos fueron obtenidos en las parcelas circulares de 25 m de radio establecidas anteriormente para el muestreo de aves. En cada parcela se estimó el porcentaje de cobertura de la vegetación de cada uno de cinco estratos, considerando su altura en: 0-2 m, 2-9 m, 10-20 m, 20-30 m, y >30 m. Se utilizó una escala simple con valores de 0, 1, 2 y 3 que correspondió a los porcentajes de cobertura 0, 1-33, 34-66 y 67-100 %, respectivamente (Thiollay 1992). Se calculó para cada uno de los cinco estratos un promedio de cobertura de follaje, para cada punto de muestreo; se utilizó el número promedio de la suma de cada estrato como covariables en el análisis de varianza. También se calculó para cada estrato, el coeficiente de variación de los valores de cobertura de follaje, teniendo que a mayor valor, mayor la heterogeneidad espacial en el grado de cobertura en un estrato.

Adicional al análisis de cobertura, se tomó el diámetro el DAP de cinco árboles mayores a 10 cm en cada una de las parcelas (área 78 m²) y se identificó el número de estratos presentes en el ecosistema ripario, en cada punto donde se caracterizó la avifauna (Ralph *et al.* 1996). También se midió la altitud (msnm) en cada punto de estudio con la ayuda del GPS y se midió el porcentaje de pendiente de cada uno de las márgenes de las quebradas dentro de los bosques donde se establecieron los puntos de muestreo. Los datos obtenidos mediante el análisis descrito anteriormente fueron utilizados como covariables en el análisis de varianza,

aplicado para identificar las diferencia en la cantidad de aves, respecto a las diferentes categorías de anchos de franja riparia.

7.6 Análisis estadístico para el monitoreo de aves

Se combinaron los datos obtenidos tanto de especies como de individuos de las aves observadas en la época lluviosa y seca, y se calculó el número de individuos y especies de aves, para cada punto en donde previamente se había tomado el ancho real de la franja de los bosques riparios. Para cada uno de los puntos se calcularon los índices de diversidad de Shannon, Margalef y Simpson. También se reclasificaron las especies encontradas por familia y gremio alimentario; frugívoro, insectívoro, granívoro, nectarívoro y carnívoro, utilizando la clasificación de Stiles (1989). Con cada uno de los gremios alimentarios se realizó una análisis de varianza, del número de especies e individuos, para probar la hipótesis sobre los diferentes anchos de franjas riparias. La única especie identificada, del gremio de pescadoras, se consideró accidental en las observaciones y no fue tomada en cuenta en los análisis estadísticos.

También se reclasificaron las especies de aves según el grado de dependencia del bosque ripario, siguiendo la metodología propuesta por Stiles (1985), de la siguiente forma: 1 = obligadas, 1-2 a 3 = dependientes y 2-3 a 3 = independientes). Para detectar las diferencias en la cantidad de aves en los diferentes anchos de franjas riparias; con los resultados de la aplicación de los índices de diversidad y las posteriores reclasificaciones de las especies se realizó un análisis de varianza con el programa InfoStat (InfoStat 2004), utilizando, las categorías de anchos como las variables de clasificación, y la cobertura de los estratos (%), diámetro a la altura del pecho (DAP) y la altitud (msnm del bosque ripario) como covariables.

8. RESULTADOS

8.1 Caracterización vegetal y estructural en cada punto de observación de aves en los diferentes anchos de franja riparia

Las franjas riparias con anchos superiores a 50 m presentaron mayor cobertura de la vegetación en cada estrato, sin embargo, la variabilidad estructural fue mayor en las franjas riparias con anchos menores que 10 m (Cuadro 1). Además se encontró que el promedio del DAP de los árboles mayores de 10 cm de diámetro, fueron superiores en las franjas mayores que 50 m en comparación a los demás anchos evaluados ($F= 5,30$; $gl= 2$; $p= 0,0077$). Los promedios de DAP encontrados en franjas mayores a 50 m, entre 50 y 10 m y menores que 10 m fueron respectivamente 65,3; 36,1; y 34,2 cm.

Cuadro 1. Valores promedio de la variabilidad estructural del bosque ripario en los diferentes puntos de observación de aves, en la microcuenca del río Sesesmiles, Copán, Honduras, 2005.

Franjas bosque ripario	No. de puntos de muestreo	Índice de cobertura del follaje
<10 m	20	3,25 ± 0,43 a
10-50 m	28	5,82 ± 0,64 b
>50 m	12	9,67 ± 1,21 c
Franjas bosque ripario	No. de puntos de muestreo	Variabilidad estructural
<10 m	20	59,79
10-50 m	28	58,03
>50 m	12	43,52

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

8.2 Distribución de las especies y gremios alimentarios de aves en la microcuenca del río Sesesmiles

En los 60 puntos de observación distribuidos en los 20 bosques riparios de la microcuenca en estudio, se encontraron 1,294 aves de 145 especies, de las 715 registradas para todo el país (Gallardo 2004), lo que representan el 20% de la especies de aves en Honduras (Anexo 2). Las especies encontradas pertenecen a 34 familias, de las cuales la familia Icteridae fue el grupo con mayor número de especies registradas, con un 22%, seguido por la familia Turdidae con un 12% del total de especies encontradas en el estudio. En total se identificaron seis gremios tróficos; el gremio con mayor número de especies asociadas fue los insectívoros con el 43% del total de especies y 33% del total de individuos, seguido por el grupo de los omnívoros con 29% del total de especies y 40% del total de individuos (Cuadro 2).

En las bosques riparios con franjas de 0 a 10 m de ancho se encontraron 14 especies, en franjas con anchos que van desde 10 a 50 m se encontraron 22 especies y en franjas con anchos mayores a 50 m se encontraron 28 especies. Los tres diferentes rangos de anchos de franja riparia comparten un 30% del total de especies registradas en las observaciones en la microcuenca del río Sesesmiles (Figura 5).

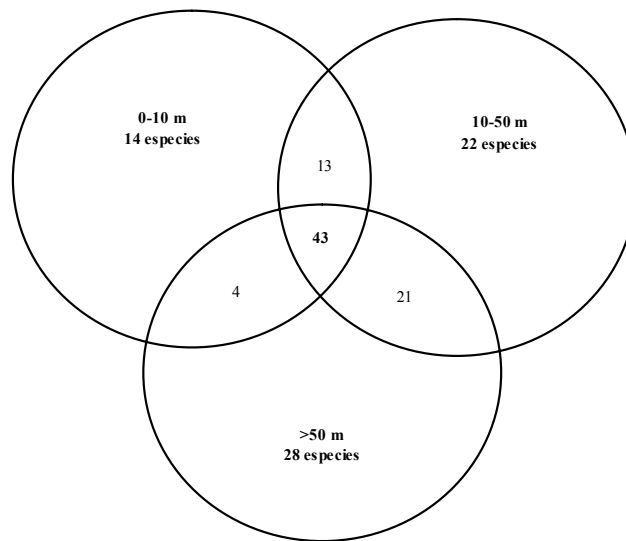


Figura 5. Esquema de la distribución de especies respecto a los diferentes rangos de franjas riparias, encontrados en la microcuenca del río Sesemiles, Copán, Honduras.

Cuadro 2. Gremios tróficos en la población de aves identificadas en el estudio, en la microcuenca del río Sesemiles, Copán, Honduras, 2005.

Gremio trófico	N ₀ . de especies	Proporción total de especies (%)	N ₀ . de individuos	Proporción total de individuos (%)
insectívoros	63	43	439	33
omnívoros	42	29	524	40
granívoros	14	10	87	7
frugívoros	12	8	164	13
nectarívoros	8	6	55	4
carnívoros	6	3	25	3
Total	145	100	1294	100

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

Se encontraron en el muestreo 24 especies migratorias que corresponden al 17% del total de especies observadas dentro de las franjas riparias (Anexo 2); las especies migratorias con más individuos registrados fueron: *Wilsonia pusilla* (16 individuos), *Vireo pinicolus* (13 individuos), *Myiodynastes luteiventris* (18 individuos), *Icterus galbula* (9 individuos) y *Dendroica virens* (8 individuos). En total se registraron en total 417 individuos de que corresponden al 32% del total de individuos registrados.

8.3 Análisis comparativo de la población de aves, respecto a las categorías de anchos de franjas

Las curvas de acumulación de especies de los diferentes anchos de franja riparia (Figura 6) no llegaron a estabilizarse, esto indica que con un mayor esfuerzo de muestreo se hubieran encontrado más especies en los diferentes anchos de franja. Las curvas también indican que los bosques riparios con anchos mayores a 50 m acumulan especies más rápidamente, que los bosques menores a 50 m.

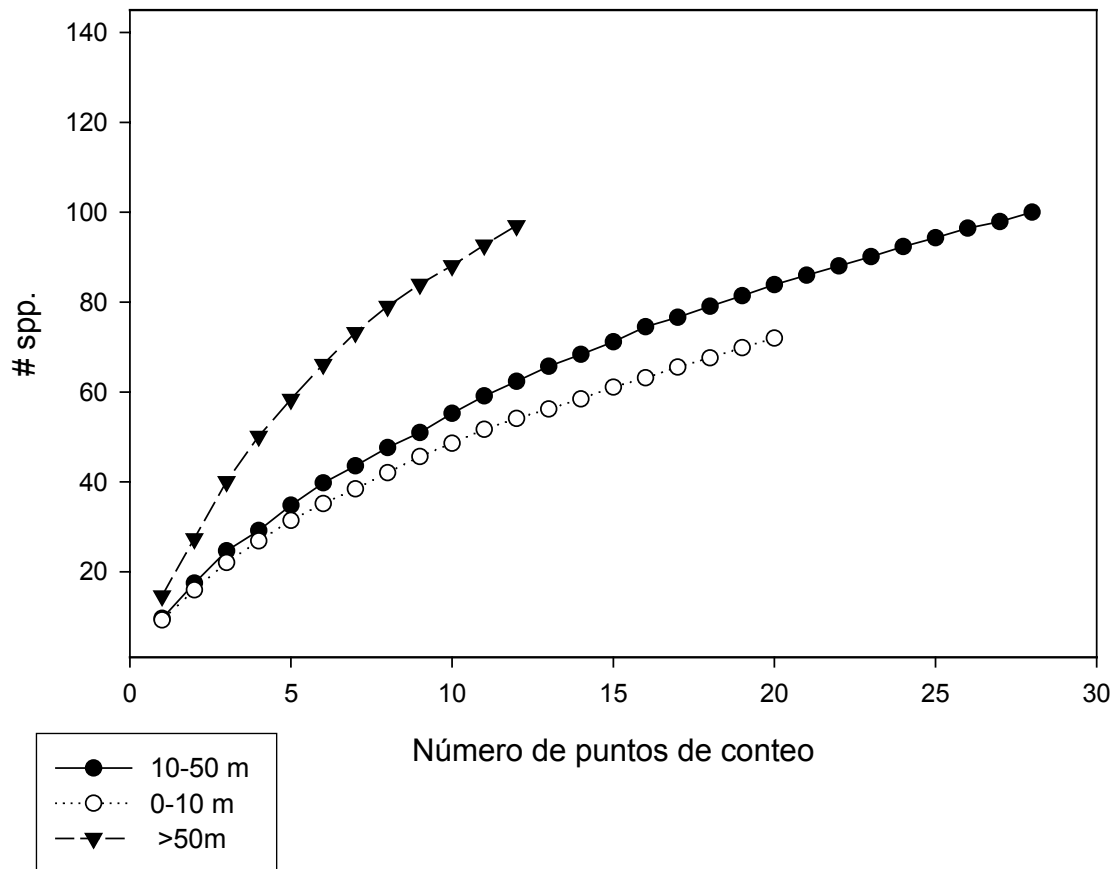


Figura 6. Curvas de acumulación de especies en los puntos de muestreo en diferentes anchos de franja de bosques riparios, en la microcuenca de río Sesesmiles, Copán, Honduras.

Se comparó la riqueza de especies observadas y las especies esperadas, utilizando los estimadores de Chao 1 y Ace para los diferentes anchos de franja riparia, y se determinó el porcentaje de especies esperadas para los diferentes anchos de franjas riparias muestreadas en la microcuenca del río Sesesmiles (Cuadro 3).

También se construyó una curva de acumulación a nivel de paisaje (Figura 7) en donde aplicando el índice de Chao 1 se estima que se muestreó el 87% de las especies esperadas del todo el paisaje de la microcuenca del río Sesesmiles, presentándose una alta representatividad en los diferentes bosques riparios evaluados.

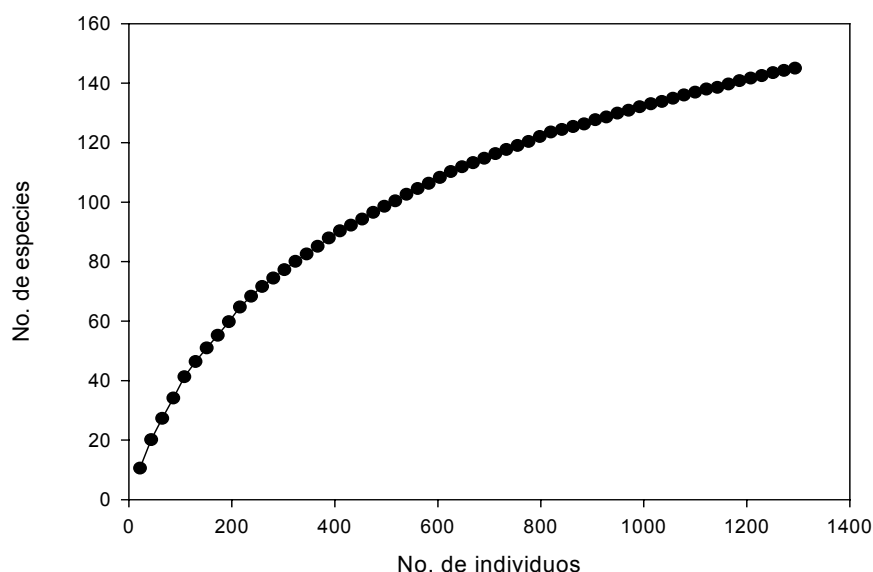


Figura 7. Curva de acumulación de especies de aves en el paisaje de la microcuenca del río Sesesmiles, comparando los individuos encontrados en los diferentes anchos de franjas riparias. Copán, Honduras.

Cuadro 3. Estimación de la riqueza total de especies de aves presentes en los diferentes anchos de franjas riparias de la microcuenca del río Sesesmiles.

Anchos de franjas riparias	Especies observadas	Especies esperadas		Promedio de especies esperadas	Eficiencia de muestreo (%)
		Chao 1	Ace		
0-10 m	71	96,0	93,0	95	75
10-50 m	95	113,0	120,0	117	81
>50 m	98	112,4	111,1	223	44

En las franjas mayores a 50 m se pudieron identificar algunas especies que no se encontraron en franjas de anchos menores, como por ejemplo *Catharus aurantiirostris*, y *Trogon collares* que son especies, que su dieta en gran medida depende de los árboles que producen fruta, los mismos que se pueden encontrar en bosques riparios en donde la deforestación ha sido menos, y que conservan franjas anchas. Otra especie importante es *Laterallus ruber*, la misma que esta relacionada a ambientes húmedos y que se alimenta de insectos acuáticos, pequeños peces, ranas y otras especies relacionadas al cauce del río (Howell y Webbs 1995). Estas especies podrían ser indicadores de la salud del bosque ripario, y estar estrechamente relacionadas a las franjas riparias.

Hubo diferencias significativas en el número de especies ($F=13,84$ gl = 2 $p=0,0001$) y en el número de individuos de aves ($F=12,51$ gl = 2 $p=0,0001$) en los diferentes anchos de franja de los ecosistemas riparios. Al aumentar el ancho de franja riparia, fue incrementaron la cantidad de especies e individuos encontrados; en

franjas mayores de 50 m es mayor el número de especies e individuos en comparación con las franjas menores de 50 m y menores de 10 m. (Figura 8). En el análisis comparativo entre los individuos de las diferentes especies se encontró que la especie *Turdus grayi* fue la más abundante con 9% de la población, seguida por *Dives dives* con 7% y *Saltator atriceps* con 6%.

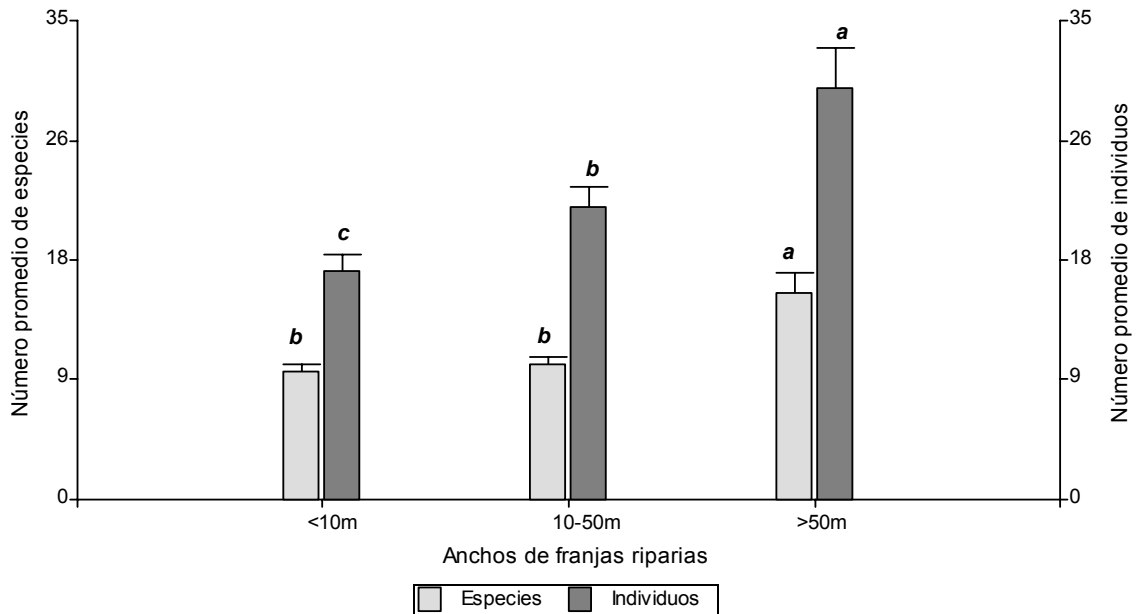


Figura 8. Número promedio de individuos y de especies observados por puntos de anchos de franjas riparias en la microcuenca del río Sesesmiles. Letras diferentes significa que existen diferencias en el número de especies o individuos entre los diferentes anchos de franjas riparias, en Copán, Honduras.

También se encontraron diferencias en los índices de diversidad de Shannon y Margalef, para los diferentes anchos de franjas riparias. Las franjas mayores a 50 m presentaron mayores valores de riqueza y abundancia de especies de aves, con relación a los anchos menores. Para el índice de Simpson no hubo diferencias significativas entre las categorías de anchos de franja (Cuadro 4).

Cuadro 4. Índices de diversidad aviar y su relación con los anchos de franjas riparias en la microcuenca del río Sesesmiles, Copán, Honduras 2005.

Índices	Valor F	Probabilidad	Promedios de los anchos franjas riparias		
			< 10 m n=20	10-50 m n=28	> 50 m n=12
Margalef	10,31	0,0002	3,02 b	2,96 b	4,13 a
Shannon	8,49	0,0006	2,09 b	2,10 b	2,49 a
Simpson	2,11	0,1305	0,08 a	0,10 a	0,07 a

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

8.4 Análisis comparativo de los gremios de aves respecto a las categorías de anchos de franja

Los grupos tróficos de aves insectívoros y nectarívoros presentaron diferencias significativas entre franjas de bosques riparios de diferentes anchos (Cuadro 5). Se encontró mayor número de individuos y especies de aves insectívoras y nectarívoras en las franjas mayores de 50 m, que en franjas menores a 50 m. Los demás gremios tróficos no presentaron diferencias significativas en el número de especies e individuos, en el análisis comparativo entre los diferentes anchos de franja riparia

Cuadro 5. Número promedio de individuos y especies de aves por gremio trófico observadas en los puntos de los diferentes anchos de franja riparia, microcuenca del río Sesesmiles, Copán, Honduras 2005.

Gremios tróficos	Variables	Valor F	Probabilidad	No. promedio de individuos y especies en los anchos de franjas riparias		
				< 10 m	10-50 m	> 50 m
insectívoros	individuos	24,7	0,0001	3,15 c	7,04 b	11,42 a
insectívoros	especies	10,8	0,0001	2,90 b	3,93 b	6,25 a
nectarívoros	individuos	1,5	0,0109	0,55 b	0,46 b	1,67 a
nectarívoros	especies	2,9	0,0016	0,25 b	0,39 b	1,25 a
granívoros	individuos	1,8	0,1809	1,85 a	1,04 a	0,75 a
granívoros	especies	1,5	0,2271	1,05 a	0,64 a	0,67 a

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

8.5 Análisis comparativo de población de aves con respecto a la dependencia del bosque

Se encontró en el estudio que el 6% de los individuos y 13% de las especies son especies obligadas (totalmente dependientes del bosque), el 26% de los individuos y el 39% de las especies son especies dependientes del bosque y el 68% de los individuos y 48% de las especies son independientes de los bosques, según la clasificación de Stiles (1985).

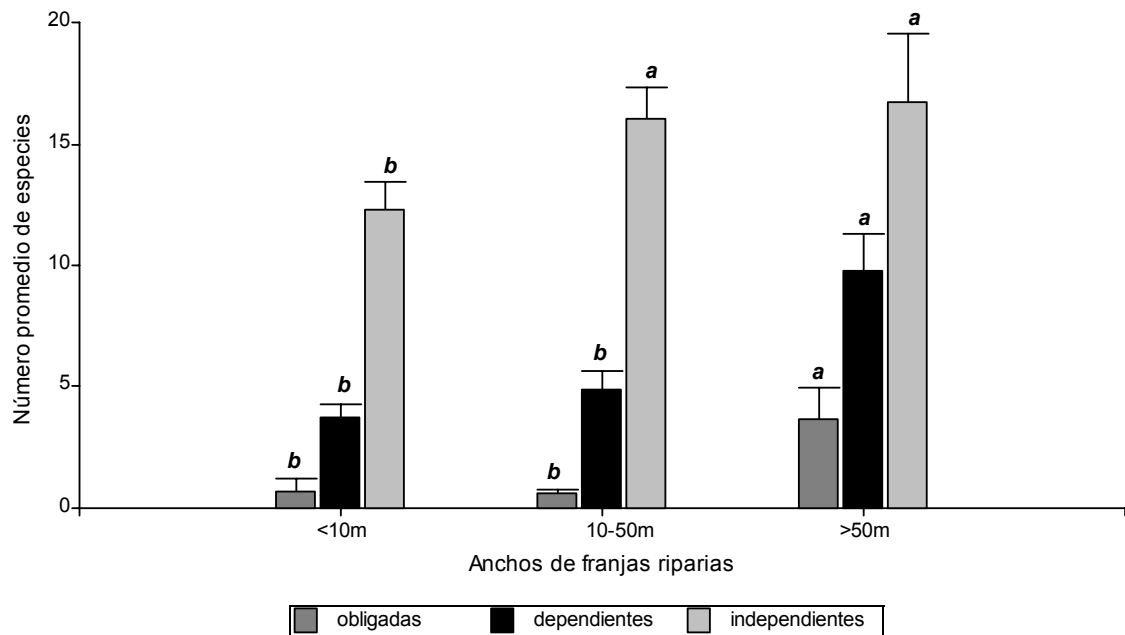


Figura 9. Promedio de especies encontradas en los tres niveles de dependencia hacia los bosques, en los diferentes anchos de franjas riparias. Letras diferentes significa que existen diferencias en el número promedio de especies entre las tres categorías de dependencia de las especies de aves hacia los bosques, microcuenca río Sesesmiles Copán, Honduras 2005.

Además hubo diferencias estadísticamente significativas para las especies obligadas ($F=7,13$ $gl=2$ $p=0,0017$) en los diferentes anchos de franjas riparias. El mayor promedio (3,67) de especies obligadas se registraron en bosques mayores a 50 m. Para las especies dependientes se encontraron diferencias ($F=9,2$ $gl=2$ $p=0,0003$) con respecto a los anchos de franja y el promedio más alto (9,23) de especies se encontró en los anchos mayores a 50 m (Figura 9).

En las especies independientes de bosques se encontraron diferencias significativas ($F=7,64$ $gl=2$, $p=0,0012$) con respecto a los anchos de franja riparia, teniendo el mayor promedio (19,48) de especies en los bosques mayores a 50 m. Con las especies independientes del bosque también se encontraron diferencias significativas ($F=10,01$ $gl=1$ $p=0,0025$) cuando se utilizó el DAP como covariable, resultando que a mayor DAP, mayor número de especies independientes. Se encontró también que el número de individuos ($F=14,53$ $gl=1$ $p=0,0003$) y especies ($F=13,33$ $gl=1$ $p=0,0006$) de aves nectarívoras fueron afectados por la covariable DAP.

9. DISCUSIÓN

9.1 Caracterización estructural de la vegetación riparia en cada punto de observación de aves

En los bosques riparios de la zona alta de la microcuenca del río Sesesmiles se encontró que en las franjas mayores de 50 m, la cobertura del follaje y los promedios de DAP son mayores, que en franjas más pequeñas, esto puede deberse a que dichas características están relacionados a la madurez del bosque, y que las franjas de bosque ripario más anchas han sufrido menos presión. Sin embargo, la variabilidad estructural fue mayor en las franjas riparias menores de 10 m. La heterogeneidad de las franjas menores puede estar relacionada a la mayor intervención antrópica, en franjas más angostas, la cual permite el desarrollo de especies pioneras e invasoras, que vuelven más heterogénea la cobertura vegetal (Treviño *et al.* 2001).

Las características estructurales de la vegetación riparia se encuentran estrechamente relacionadas con la diversidad y composición de la fauna del bosque. En el caso de las aves la fragmentación del bosque afecta algunas especies, disminuyendo la disponibilidad de nichos para la alimentación y reproducción (Finegan *et al.* 2004). De esta manera, la vegetación de galería constituye un hábitat importante para comunidades de aves residentes y migratorias, las cuales se ven afectas por la disminución de la cobertura riparia (Treviño *et al.* 2001).

9.2 Caracterización de la población de aves de los bosques riparios en la microcuenca del río Sesesmiles

En el estudio realizado en las franjas de bosque ripario de la microcuenca del río Sesesmiles se registraron 1.297 individuos de 145 especies (Anexo 2) de las 715 registradas para todo el país (Gallardo 2004), lo que representa el 20% de las especies de aves de Honduras, registradas en solamente 38 km² del área de la microcuenca. Se registraron también en las franjas de bosque ripario especies como *Catharus aurantiirostris* y *Laterallus ruber*, que son reportadas por Stiles y Skutch (1989) como especies propias de este tipo de ecosistema. El elevado número de especies de aves registradas en las franjas riparias torna relevantes estos ecosistemas para la conservación de la diversidad de aves tanto a nivel nacional como regional y apoya la toma de decisiones para incorporar y priorizar el manejo de los bosques riparios en los planes de gestión de la microcuenca.

El 17% de especies y el 32% del total de individuos registrados dentro de las franjas riparias fueron especies migratorias tales como, *Wilsonia pusilla*, *Vireo pinicolus*, *Myiodynastes luteiventris*, *Icterus galbula* y *Dendroica*

virens. Este porcentaje de especies migratorias encontrado en las franjas riparias de la microcuenca del río Sesesmiles es alto. En estudios realizados por Veree *et al.* (2000) en el norte de Venezuela, encontraron que las especies migratorias fueron más abundantes (6,5%) en los bosques riparios, mientras que solamente dos de las especies migratorias se encontraron en bosques continuos. Sin embargo, Klimas *et al.* (1981) reportan la existencia de 100 especies de aves que dependen o están asociadas a los ecosistemas riparios del valle del Mississippi.

9.3 Número de individuos y especies encontrados en los diferentes anchos de franjas riparias

En los bosques riparios de la microcuenca del río Sesesmiles se encontró que en franjas riparias mayores de 50 m se incrementa la cantidad de especies e individuos (Figura 8). Estos datos concuerdan con lo hallado en Norteamérica por Stauffer y Best (1980) donde reportaron que la riqueza y abundancia en la población de aves se incrementa con el aumento del ancho de las franjas riparias. Spackman y Hughes (1995) en Vermont, Estados Unidos encontraron que franjas riparias con anchos iguales o mayores a 75 m, son necesarias para la conservación de las poblaciones de aves. Otros estudios realizados en Canadá por Shirley y Smith (2005) reportaron un aumento importante de la abundancia y riqueza de especies en las comunidades de aves, cuando las franjas de bosque ripario aumentaron sus anchos, entre 41 m y 125 m.

Croonquist y Brooks (1993) comentan que en áreas impactadas, de los Estados Unidos para poder conservar las poblaciones reproductivamente viables y las especies que son sensibles a las alteraciones ambientales, es necesario establecer franjas mayores a 25 metros. En un censo de 117 franjas riparias, cuyos rangos oscilaron entre 25 y 800 metros de ancho, Keller *et al.* (1993) en estudios realizados en Norteamérica, concluyen que el incremento en el número de aves es considerable en franjas que van desde los 25 a los 100 metros. Croonquist y Brooks (1993) citados por Naiman *et al.* (1993) reportan que en áreas impactadas, las franjas riparias mayores a 2 m permiten la existencia de algunas comunidades de aves, sin embargo, es necesario establecer franjas mayores a 25 m para mantener las comunidades de especies sensibles a los impactos ecológicos. Con los valores encontrados en las franjas riparias, ubicadas en una zona tropical, se puede concluir que las franjas por lo menos de 50 m en la microcuenca del río Sesesmiles son las que más aportan en la conservación de las poblaciones de aves en la región.

9.4 Gremios tróficos de las comunidades de aves encontrados en los diferentes anchos de franjas de bosques riparios.

Las poblaciones de aves deben asegurar la optimización de la actividad de forrajeo para obtener la máxima cantidad y calidad de alimento con el menor esfuerzo posible (Navarro y Benítez 1995). Una de las maneras de asegurar que exista alimento suficiente es tener hábitats disponibles, como es el caso de los bosques riparios en el paisaje agrícola fragmentado, donde las aves pueden encontrar alimento, y materiales para hacer sus nidos. Además, estos hábitats sirven de refugio para reproducirse y ocultarse de los depredadores. La otra manera de hacerlo es especializarse en un tipo de alimento que sea lo suficientemente abundante y nutritivo para asegurar la sobrevivencia de la especie, evitando además la competencia con otras especies (Navarro *et al.* 1995).

El número promedio de individuos (11,42) y especies (6,25) del grupo trófico insectívoros y el número promedio de individuos (1,67) y especies (1,25) del grupo trófico de nectarívoros fueron más altos en los bosques con franjas riparias mayores que 50 m, en comparación con anchos de franjas riparias menores que 50 m (Cuadro 5). La riqueza y abundancia del grupo de insectívoros encontrados en bosques riparios con franjas mayores, pudo deberse a que en estos ecosistemas, al contar con más área y condiciones climáticas más húmedas que las áreas adyacentes, los insectos son muy abundantes la mayor parte del año, los mismos que son fuentes importantes de nutrientes, ricos en proteínas y carbohidratos para las aves (Verea *et al.* 2000).

En franjas riparias mayores a 50 m también se encontró mayor número de especies e individuos nectarívoros. Esto pudo deberse a que estas especies están adaptadas para alimentarse principalmente del néctar de las flores, que es una fuente de alimento rico en energía y en los bosques con franjas riparias mayores, la humedad es mayor, incrementando la floración de muchas especies de plantas. Sin embargo, este recurso se presenta también muchas veces, de manera estacional, en los bosques continuos. Los ecosistemas riparios pueden ofrecer diversidad de flores en diferentes épocas y periodos de tiempo. Terborgh *et al.* (1990) señalan a las especies de Trochilidae como consumidores oportunistas de recursos estacionales, para lo cual pueden volar grandes distancias en busca de alimento. Como la floración de las plantas es estacional en los bosques continuos, es posible que algunas de estas especies se muevan entre los bosques riparios y continuos durante la estación, aprovechando la oferta de flores.

El diámetro de los árboles también estuvo correlacionado con la presencia de especies nectarívoras; las franjas riparias con árboles de mayores diámetros (DAP) pueden suministrar más alimento a los diferentes grupos tróficos, por que son especies más maduras con un alta productividad de frutos, flores y semillas. La disponibilidad de flores en los ambientes secos es muy marcada, la cercanía de un bosque ripario donde

abundan plantas con flores, unido a la movilidad de las especies de nectarívoros debió favorecer la presencia de este grupo en franjas igual y mayores a 50 m (Terborgh *et al.* 1990 citado por Vereá 2001).

Los gremios tróficos granívoro y carnívoro, tanto para individuos como para especies, no presentaron diferencias significativas entre los diferentes anchos de franjas riparias. Los mayores valores en estos gremios tróficos fueron encontrados en los anchos de franja menores de 10 m (Cuadro 5). Este resultado sugiere que las especies de estos gremios son más generalistas en su alimentación. En el caso las especies de granívoros, Orians (1969) reporta que no dependen tanto del bosque, ya que como los bosques tropicales producen pocas semillas secas, estas especies están restringidas a la vegetación sucesional, creada en los alrededores de las franjas riparias, producto de la deforestación, incendios, agricultura y ganadería (Verea y Solórzano 1998). Vereá *et al.* (2000) encontraron que las especies de granívoros podrían beneficiarse de la abundancia de insectos en los bosques riparios.

9.5 Dependencia de las población de aves a los bosques respecto al ancho de franjas riparias

De la clasificación de las especies por dependencia al bosque, se obtuvo que el 48% de las especies son independientes de los bosques, el 39% son dependientes y el 13% son especies obligadas (totalmente dependientes del bosque). Para todos los grados de dependencia de las aves, se encontraron mayores promedios de especies en las franjas riparias iguales o mayores que 50 m en comparación a las franjas con anchos menores que 50 m: obligadas (4,7), dependientes (7,4) e independientes (14,4).

Stiles (1985) indica que las especies obligadas requieren por lo menos de un 50% de cobertura de bosque, con áreas interconectadas para su sobrevivencia y reproducción. Estas especies, si bien son dependientes de bosques considerablemente fragmentados con una cobertura no menor al 50% y algunos árboles remanentes (Stiles 1985), pueden forrajear en franjas más angostas. En bosques con franjas de mayor tamaño la cantidad, variedad de alimento y la disponibilidad de nichos para la reproducción puede determinar la presencia significativa de estas especies.

Las especies dependientes al igual que las especies independientes, no requieren grandes extensiones de bosques para su sobrevivencia y se pueden encontrar en chárrales, cercas vivas o bosques secundarios. Sin embargo, al ser especies muy versátiles, se encuentran en los ecosistemas que brindan mejores ventajas alimentarias y de hábitat, como es el caso de franjas riparias mayores que 50 m, que proporcionan mayor variedad de nichos para la reproducción y alimentación (Stiles 1985)

10. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

10.1 Conclusiones

Al incrementarse el ancho de las franjas riparias se incrementó también la cantidad de individuos y especies de aves. Esto sugiere que para la conservación de aves migratorias y residentes, se requiere mantener bosques riparios con franjas de 50 m de ancho como mínimo, en la microcuenca del río Sesesmiles. Se encontró mayor número de especies nectarívoras e insectívoras en las categorías de anchos de franjas riparias mayores, lo que indica la importancia de mantener estos ecosistemas para la alimentación y reproducción de estos grupos tróficos de aves. La Ley forestal de Honduras, en el artículo 64 declara que se deben conservar franjas riparias de 150 m en cada una de las márgenes de los cauces, sin embargo, actualmente no se respeta esta ley y se está discutiendo en el anteproyecto de ley, reducir a 30 metros los bosques riparios en el país, lo cual, tendría impactos negativos en la conservación de las poblaciones de aves y diversidad en general.

Los ecosistemas riparios son importantes no sólo para las especies que se han reportado como propias de los ecosistemas riparios (*Catharus aurantirostris* y *Laterallus ruber*), si no que también tienen un nivel alto de importancia para las especies generalistas, como *Turdus grayi*, *Dives dives* y *Saltator atriceps* en cuanto a hábitats, debido a que en los ecosistemas riparios estas especies pueden encontrar una fuente de alimento y hábitats para suplir sus necesidades de sobrevivencia. El aporte de las franjas riparias en la conservación de la biodiversidad de las comunidades de aves es positivo.

10.2 Recomendaciones

Dentro del plan de manejo integrado de la microcuenca del río Sesesmiles, la municipalidad de Copán y el programa FOCUENCAS II podría recurrir a priorizar la conservación de los bosques riparios como un componente a manejar para la conservación y gestión ambiental.

La Ley forestal de Honduras, en el artículo 64 declara que se deben conservar franjas riparias de 150 m en cada una de las márgenes de los cauces. Si bien esta ley existe, no hay un control de ninguna clase por parte del gobierno que impida la destrucción de estos ecosistemas; actualmente no se respeta esta ley y se está discutiendo en el anteproyecto de ley, reducir a 30 metros los bosques riparios en el país. Para conservar y proteger las especies vulnerables de aves, se recomienda conservar franjas de bosque ripario de mínimo 50 m a cada lado de los cauces.

Es necesario realizar más estudios a largo plazo, para entender la dinámica poblacional, el aporte que brindan estos ecosistemas a la conservación de la biodiversidad de fauna silvestre, y cual es su aporte, en paisajes alterados por la agricultura y ganadería.

11. LITERATURA CITADA

- Carothers, S.W.; Johnson, R.R.; Aitchson, S.W. 1974. Population structure and social organization of southwestern riparian birds: *American Zoologist* 14: 97-100.
- Carothers, S.W.; Johnson, R.R. 1975. Water management practices and their effects on non-game birds in range habitats. In Symposium on management of forest and range habitats for non-game birds. USDA Forest Service. Gen. Tech. Rep. WO:1:210-222.
- Croonquist, M.J.; Brooks, R.P. 1993. Effects of habitat disturbance on bird communities in riparian corridors. *Soil Water Conservation*. 48: 65-70.
- Finegan, B., Hayes J., Delgado, D., Gretzinger, S. 2004. Monitoreo ecológico del manejo forestal en el trópico húmedo: una guía para operadores forestales y certificadores con énfasis en Bosques de Alto Valor para la Conservación. WWFCENTROAMERICA/PROARCA/CATIE/OSU. 116 p.
- Gallardo, R.J.; 2004. Checklist to the birds of Eastern, Northern and Western Honduras Central America. Natural selections ecotours. Honduras, Central America. 32 p.
- Henke, M.; Stone. C.P. 1978. Value of riparian vegetation to avian populations along the Sacramento River system: Strategies for protection and management of floodplain wetlands and other riparian ecosystems. USDA Forest Service. GTR-WO-12:228-235.
- Holdridge, L.R. 1967. Life zone ecology. Tropical Science Center, San José. Costa Rica. 206 p.
- Howell, S.N.G.; Webbs, S. 1995. A Guide to the Birds of Mexico and Northern Central America. Oxford University Press, New York.
- Hubbard, J. P 1977. The biological and taxonomic status of the Mexican Duck. New Mexico Dept. Game Fish Bull. 16: 1-56.
- InfoStat. 2004. InfoStat, versión 2004. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.

- Johnson, R.R.; Haight, L.T.; Simpson, J.M. 1977. Endangered species vs. endangered habitats: a concept. In: Importance, preservation and management of riparian habitat. USDA Forest Service. Gen. Tech. Rep. RM-43: 68-79.
- Keller, C.M.; Robbins C.S.; Hatfield, J.S. 1993. Avian communities in riparian forest of different widths in Maryland and Delaware. *Wetlands* 13: 137-44.
- Klimas, C.V.; Martin, C.O.; Teaford, J.W. 1981. Impacts of flooding regime modification on wildlife habitats of bottomland hardwood forest in the lower Mississippi Valley. Tech. Rep. EI-81-13. US Army Engineers Water-ways Exp. Station, Vicksburg, Miss. 63 p.
- Knopf, F.L.; Samson, F.B. 1994. Scale perspectives on avian diversity in western riparian ecosystems. *Conservation Biology* 8: 669–766.
- Kauffman, J.B.; Kruger, W.C. 1984. Livestock impacts on riparian ecosystems and streamside management implications a review. *Journal of Management* 37 (5): 430-438.
- Lock, P.A.; Naiman, R.J. 1998. Effects of stream size on bird community structure in coastal temperate forests of the Pacific Northwest, U.S.A. *Journal of Biogeography* (25): 773–782.
- McLean, A.; Nicholson, H.H.; Van Ryswyk, A.L. 1963. Growth productivity and chemical composition of a subalpine meadow in interior British Columbia. *Journal of Range Manage* 16: 235-240.
- MANCORSARIC. 2003. Manejo de la Subcuenca del río Copán para la protección del parque arqueológico de Copán Ruinas. (perfil del proyecto). Mancomunidad de Municipios de Copán Ruinas, Santa Rita, Cabañas y San Jerónimo. CATIE. Honduras. 33 p.
- Musálem, C.K. 2005. Mapa de ubicación de la microcuenca del río Sesesmiles. Proyección WGS 84. Programa FOCUENCAS II. Departamento de Copán, Honduras. CATIE, Turrialba, Costa Rica. Esc. origen: 1:50,000. Color
- Navarro, A.; Benitez, H. 1995. Fondo de cultura económica. México, D.F. Disponible en <http://omega.ilce.edu.mx:3000/sites/ciencia/volumen3/ciencia3/138/htm/dominio.htm>

- Naiman, R. J., Decamps, H.; Pollock, M. 1993. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological Applications* 3: 209–212.
- Nores, M.; Cerana, M.M.; Serra, D.A. 2005. Dispersal of forest birds and trees along the Uruguay River in South America. *Diversity and Distributions*. (11): 13 p.
- Orians, G. H. 1969. The number of bird species in some tropical forests. *Ecology* 50: 783–801.
- Paulsen, H.A.Jr. 1969. Forage value on a mountain grassland aspen range in western Colorado. *Journal of Range Management*. 22:102-107.
- Poulin, B.; Lefebvre G.; McNeil, R. 1994. Characteristics of feeding guilds and variation in diets of birds species of three tropical sites. *Biotropica* 26: 187–197.
- Ralph, C. J.; Geupel, G.R.; Pyle, P.; Martin, T.E.; DeSante, D. F.; Milá, B. 1996. Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres. Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture. 46 p.
- Ralph, C. J. 1995. Interannual differences in detections of Marbled Murrelets in some inland California stands. USDA Forest Service. PSW-GTR-152: 135-138.
- Shirley, S.M.; Smith, J.N.M. 2005. Bird community structure across riparian buffer strips of varying widths in a coastal temperate forest. *Biological Conservation* (125): 475-489.
- Skagen, S.K.; Melcher, C.P.; Howe, W.H.; Knopf, F.L. 1998. Comparative use of riparian corridors and oases by migrating birds in southeast Arizona. *Conservation Biology* 12: 896-909
- Skovlin, J. 1967. Fluctuations in forage quality on summer range in the Blue Mountains. USDA Forest Service. PNW-Res. 44p.
- Smith, L.A.; Johnstone, R. E. 1977. Status of the Purple-crowned Wren (*Malurus coronatus*) and Buff-sided robin (*Poecilodryas superciliosa*) in Western Australia. *Western. Australia. Naturalist*. 13:185-88.

- Spackman, S.C.; Hughes, J.W. 1995. Assessment of minimum stream corridor width for biological conservation : species richness and distribution along mid-order streams in Vermont, USA. *Biological Conservation*. 71: 325-332.
- Stauffer, D.F.; Best, L.B. 1980. Habitat selection by birds of riparian communities: evaluating effects of habitat alterations. *Journal of Wildlife. Managemen.* 44(1): 15.
- Stiles, F.G. 1985. Conservation of forest birds in Costa Rica: Problems and Perspectives. *Escuela de Biología, Universidad de Costa Rica, Costa Rica, C.A.* 168 p.
- Stiles, F.G.; Skutch, A.F. 1989. A guide to the birds of Costa Rica. Cornell University. Press, Ithaca, NY.
- Skagen, S. K.; Melcher, C. P.; Howe, W. H.; Knopf, F. L. 1998. Comparative use of riparian corridors and oases by migrating birds in southeast Arizona. *Conservation Biology* 12: 896–909.
- Thiollay, J.M. 1992. Influence of selective logging on bird species diversity in a Guianan rain forest. *Conservation Biology* 6 (1): 47-63.
- Thomas, J.W.; Maser, C.; Rodiek, J.E. 1979. Wildlife habitats in managed rangelands the Great Basin of southeastern Oregon. *Riparian Zones USDA Forest Service. Gen. Tech. Rep. PNW-80.*
- Terborgh, J.; Robinson, S. K.; Parker, T. A. III.; Munn, C.A.; Pierpont, N. 1990. Structure and organization of an Amazonian forest bird community. *Ecological Monographs*. 60: 213–238.
- Treviño, G.E.; Cavazos, C.A.; Aguirre, O.C. 2001. Distribución y estructura de los bosques de galería en dos ríos del centro sur de Nuevo León. *Madera y Bosques* 7(1): 13-25.
- Villón, M. B. 2002. Hidrología. Cartago, Costa Rica. Instituto Tecnológico de Costa Rica. Escuela de Ingeniería Agrícola. Comité Regional de Recursos Hidráulicos. 430 p.
- Villarreal, H.; Álvarez, M.; Córdoba, F.; Escobar, G.; Fagua, G.; Gast, F.; Mendoza, H.; Ospina, M.; Umaña, A.M. 2004. Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad. Programa de inventarios de Biodiversidad. Bogotá, Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. 236 p.

- Verea, C.; Badillo, A.F.; Solórzano, A. 2000. Variación en la composición de las comunidades de aves de sotobosque de dos bosques en el norte de Venezuela. *Ornitología Neotropical* 11: 65–79.
- Verea, C.; Solorzano, A. 1998. La avifauna del sotobosque de una selva decidua tropical en Venezuela. *Ornitología Neotropical* 9: 161–176.
- Woinarski, J. C. Z.; Brock, C.; Armstrong, M.; C.; Hempel, D.; Cheal, D.; Brennan, K. 2000. Bird distribution in riparian vegetation of an Australian tropical savanna: a broad-scale survey and analysis of distributional data base. *Journal of Biogeography* 27: 843-868
- Sánchez S., R. 1986. Vegetación de galería y sus relaciones hidrogeomorfológicas. *Ingeniería Hidráulica en México*. 70-78.
- Rzedowski, J. 1986. *Vegetación de México*. Ed. Limusa. México, D.F. 436 p.

12. ANEXOS

Anexo 1. Coordenadas puntos de observación de aves y recolección de muestras de macroinvertebrados bentónicos en la microcuenca del río Sesesmiles, Departamento de Copán, Honduras.

punto	Cordenadas_x	cordenadas_y	Altura (m.s.n.m)	Localización (comunidad)	Anchos promedio bosque ripario
1	1648115	267143	793	Sesemil 1	63.07
2	1648083	267210	800	Sesemil 1	43
3	1648075	267232	811	Sesemil 1	53.2
4	1648025	267295	824	Sesemil 1	44.7
5	1647935	267450	834	Sesemil 1	41.2
6	1647908	267502	848	Sesemil 1	25.66
7	1648795	267669	778	Sesemil 1	25.4
8	1648650	267863	788	Sesemil 1	138.9
9	1648616	267914	793	Sesemil 1	29.5
10	1648615	267909	796	Sesemil 1	24.9
11	1649239	268141	801	Sesemil 1	4
12	1649218	268316	816	Sesemil 1	13.8
13	1649212	268402	825	Sesemil 1	20.9
14	1649614	267770	826	Sesemil 1	17.9
15	1650270	267831	831	Sesemil 1	14.2
16	1650291	268081	854	Sesemil 1	18
17	1650270	268161	868	Sesemil 1	7.5
18	1650183	268399	913	Sesemil 2	87.5
19	1650768	268127	853	Sesemil 2	37
20	1650727	268010	869	Sesemil 2	30.9
21	1651480	267844	855	Sesemil 2	21.1
22	1651538	267982	862	Sesemil 2	39.8
23	1651624	267999	866	Sesemil 2	2
24	1651676	268165	883	Sesemil 2	8.2
25	1651998	268130	912	Sesemil 2	15.7
26	1651868	268606	953	Sesemil 2	20.7
27	1651887	268727	972	Sesemil 2	110
28	1651878	268780	978	Sesemil 2	350.7
29	1651887	268853	993	Sesemil 2	555
30	1651890	268952	1010	Sesemil 2	550
31	1652280	268194	910	Sesemil 2	3
32	1652226	268253	925	Sesemil 2	4.2
33	1651890	268952	920	Sesemil 2	4
34	1652533	268377	933	Sesemil 2	22.3
35	1652586	268503	948	Sesemil 2	38.5
36	1652634	268569	959	Sesemil 2	32.2
37	1650038	266666	945	Sesemil 2	6.5
38	1651820	266874	931	Sesemil 2	2.5
39	1651799	266783	942	Sesemil 2	22.2
40	1651843	266539	952	Sesemil 2	22.2

41	1652035	266471	990	Sesemil 2	7.5
42	1652037	266473	937	Sesemil 2	12.3
43	1652605	266251	930	Sesemil 2	164.4
44	1652608	266248	914	Sesemil 2	5.5
45	1652547	266740	883	Sesemil 2	9.9
46	1652546	266738	877	Sesemil 2	5
47	1652396	267001	871	Sesemil 2	55.5
48	1652474	267685	879	Sesemil 2	1.5
49	1652730	267573	889	Sesemil 2	5.7
50	1652904	268473	953	Sesemil 2	3
51	1652905	268473	964	Sesemil 2	250
52	1652891	268663	927	Sesemil 2	198
53	1652898	268662	1011	Sesemil 2	28.4
54	1648709	265602	885	Tigre	8.9
55	1648831	265569	915	Tigre	27
56	1648765	265427	914	Tigre	6.2
57	1648717	265424	917	Tigre	11
58	1648364	265739	829	Tigre	11.7
59	1648376	265685	833	Tigre	5.7
60	1648381	265682	842	Tigre	7.5

Anexo 2. Lista de especies de aves según su gremio trófico, estatus de residentes o migratorias, observadas en la microcuenca del río Sesesmilés, Departamento de Copán, Honduras.

Especies	English name	Gremio trófico	Estatus de residentes o migratorias	Dependencia de habitat	Número de individuos
<i>Aimophila notosticta</i>	Oaxaca Sparrow	granívoro	residente	independientes	3
<i>Aimophila rufescens</i>	Rusty Sparrow	granívoro	residente	independientes	8
<i>Amaurospiza concolor</i>	Blue Seedeater	granívoro	residente	independientes	3
<i>Amazilia candida</i>	White Bellied Emerald	nectarívoro	residente	dependientes	1
<i>Amazilia cyanocephala</i>	Azure Crowned Hummingbird	nectarívoro	residente	dependientes	12
<i>Amazilia rutila</i>	Cinnamon Hummingbird	nectarívoro	residente	independientes	8
<i>Amazona albifrons nana</i>	White Fronted Parrot	granívoro	residente	dependientes	5
<i>Aratinga holochlora</i>	Pacific Parakeet	granívoro	residente	dependientes	2
<i>Automolus rubiginosus</i>	Ruddy Foliage Cleaner	insectívoro	residente	obligadas	1
<i>Basileuterus culicivorus</i>	Goleen Crowned Warbler	insectívoro	residente	dependientes	10
<i>Basileuterus delatirii</i>	Chestnut Capped Warbler	insectívoro	residente	dependientes	2
<i>Basileuterus rufifrons</i>	Rufous Capped Warbler	insectívoro	residente	dependientes	14
<i>Basileuterus tristriatus</i>	Three-striped Warbler	insectívoro	residente	obligadas	5
<i>Buteo magnirostris</i>	Roadside Hawk	carnívoro	residente	independientes	2
<i>Buteo nitidus</i>	Grey Hawk	carnívoro	residente	dependientes	2
<i>Buteogallus anthracinus</i>	Common Black-Hawk	carnívoro	residente	dependientes	2
<i>Campylopterus hemileucurus</i>	Violet Sabrewing	nectarívoro	residente	independientes	10
<i>Campylorhynchus rufinucha</i>	Rufous-naped Wren	insectívoro	residente	independientes	8
<i>Caprimulgus carolinensis</i>	Chuck-will's-widow	insectívoro	residente	dependientes	1
<i>Casmerodius albus</i>	Great Egret	pescadora	migratoria	independientes	1
<i>Catharus aurantiirostris</i>	Orange-billed Nightingale-Thrush	omnívoro	migratoria	independientes	10
<i>Catharus mexicanus</i>	Black-headed Nightingale-Thrush	omnívoro	residente	obligadas	4
<i>Centurus aurifrons</i>	Hoffmanns Woodpecker	insectívoro	residente	dependientes	51
<i>Centurus pygmaeus</i>	Yucatan Woodpecker	insectívoro	residente	obligadas	1
<i>Chamaethlypis poliocephala</i>	Grey Crowned Yellowthroat	insectívoro		independientes	1
<i>Chlorospingus ophthalmicus</i>	Common Bush-Tanager	omnívoro	residente	dependientes	3
<i>Chlorostilbon auriceps</i>	Golden Crowned Emerald	insectívoro	residente	independientes	2
<i>Colombina inca</i>	Inca Dove	granívoro	residente	independientes	1

<i>Columba flavirostris</i>	Red-billed Pigeon	granívoro	residente	independientes	3
<i>Contopus cinereus</i>	Tropical Pewee	insectívoro	residente	independientes	19
<i>Contopus sordidulus</i>	Western Wood-Pewee	insectívoro	residente	dependientes	5
<i>Coryphotriccus albovittatus</i>	White-Ringed Flycatcher	insectívoro	residente	dependientes	4
<i>Crax rubra</i>	Great Curassow	frugívoro	residente	obligadas	1
<i>Crotophaga ani</i>	Smooth-billed Ani	insectívoro	residente	independientes	2
<i>Crotophaga sulcirostris</i>	Groove-billed Ani	insectívoro	residente	independientes	9
<i>Crypturellus cinnamomeus</i>	Thicket Tinamou	omnívoro	residente	dependientes	2
<i>Crypturellus boucardi</i>	Slaty-breasted Tinamou	omnívoro	residente	obligadas	3
<i>Cyanocorax melanocyaneus</i>	Bushy Crested Jay	omnívoro	residente	independientes	14
<i>Cyanocorax morio</i>	Brown Jay	omnívoro	residente	independientes	52
<i>Cyclarhis gujanensis flaviventris</i>	Rufous-naped Wren	insectívoro	residente	independientes	18
<i>Dendrocincla anabatina</i>	Tawny-winged Woodcreeper	insectívoro	residente	dependientes	4
<i>Dendroica graciae</i>	Graces Warbler	insectívoro	residente	dependientes	3
<i>Dendroica magnolia</i>	Magnolia Warbler	insectívoro	Parcialmente migratoria	independientes	4
<i>Dendroica occidentalis</i>	Hermit Warbler	insectívoro	migratoria	dependientes	1
<i>Dendroica pensylvanica</i>	Chestnut-sided Warbler	insectívoro	migratoria	independientes	1
<i>Dendroica petechia</i>	Yellow Warbler	insectívoro	migratoria	independientes	5
<i>Dendroica townsendi</i>	Townsend's Warbler	insectívoro	migratoria	independientes	2
<i>Dendroica virens</i>	Black-throated Green Warbler	insectívoro	migratoria	dependientes	8
<i>Diglossa baritula montana</i>	Cinnamon Bellied flowerpiercer	nectarívoro	migratoria	independientes	3
<i>Dives dives</i>	Melodious Blackbird	omnívoro	residente	independientes	90
<i>Dryocopus lineatus</i>	Lineated Woodpecker	insectívoro	residente	independientes	9
<i>Dumetella carolinensis</i>	Gray Catbird	omnívoro	residente	independientes	4
<i>Elaenia flavogaster subpagana</i>	Yellow-bellied Elaenia	insectívoro	migratoria	independientes	6
<i>Elaenia frantzii ultima</i>	Mountain Elaenia	insectívoro	residente	independientes	1
<i>Electron carinatum</i>	Keel-billed Motmot	insectívoro	residente	dependientes	2
<i>Empidonax albigularis</i>	White-throated Flycatcher	insectívoro	residente	dependientes	1
<i>Empidonax flavescens</i>	Yellowish Flycatcher	insectívoro	residente	dependientes	4
<i>Eumomota superciliosa</i>	Turquoise-browed Motmot	insectívoro	residente	independientes	4
<i>Eupherusa eximia</i>	Stripe-tailed Hummingbird	nectarívoro	residente	dependientes	5
<i>Florisuga mellivra</i>	White-necked Jacobin	nectarívoro	residente	dependientes	2
<i>Geothlypis trichas</i>	Common Yellowthroat	insectívoro	residente	independientes	2

<i>Geotrygon lawrencii carrikeri</i>	Purplish-backed Quail-Dove	omnívoro	migratoria	obligadas	2
<i>Geotrygon montana</i>	Ruddy Quail-Dove	frugívoro	residente	obligadas	1
<i>Glaucidium brasilianum</i>	Ferruginous Pygmy-Owl	carnívoro	residente	independientes	0
<i>Habia fuscicauda</i>	Red-throated Ant-Tanager	omnívoro	residente	dependientes	3
<i>Habia rubica</i>	Red-crowned Ant-Tanager	frugívoro	residente	dependientes	3
<i>Haplospiza rustica uniformis</i>	Slaty Finch	granívoro	residente	obligadas	6
<i>Henicorhina leucosticta</i>	White-breasted Wood-Wren	insectívoro	residente	dependientes	13
<i>Henicorhina leucophrys</i>	Gray-breasted Wood-Wren	insectívoro	residente	obligadas	2
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	Laughing Falcon	carnívoro	residente	dependientes	7
<i>Hyloicichla mustelina</i>	Wood Thrush	omnívoro	residente	dependientes	1
<i>Icterus chrysater</i>	Yellow Backed Oriole	omnívoro	migratoria	dependientes	5
<i>Icterus galbula</i>	Baltimore Oriole	omnívoro	migratoria	dependientes	9
<i>Icterus gularis</i>	Altamira Oriole	omnívoro	migratoria	independientes	21
<i>Icterus pectoralis</i>	Spot-breasted Oriole	omnívoro	residente	independientes	26
<i>Icterus pustulatus</i>	Streak-backed Oriole	omnívoro	residente	independientes	1
<i>Laterallus ruber</i>	Ruddy Crake	omnívoro	residente	obligadas	10
<i>Leptotila verreauxi</i>	White-tipped Dove	granívoro	residente	independientes	11
<i>Megarhynchus pitangua</i>	Boat-billed Flycatcher	insectívoro	residente	independientes	11
<i>Melanerpes formicivorus</i>	Acorn Woodpecker	insectívoro	residente	dependientes	3
<i>Melanerpes rubricapillus</i>	Red-crowned Woodpecker	insectívoro	residente	independientes	18
<i>Melzone bicruciatum</i>	Prevost's Ground-Sparrow	omnívoro	residente	independientes	1
<i>Mniotilta varia</i>	MacGillivray's Warbler	insectívoro	residente	dependientes	1
<i>Momotus momota</i>	Blue-crowned Motmot	insectívoro	migratoria	independientes	40
<i>Myadestes unicolor</i>	Slate Colored Solitaire	frugívoro	residente	obligadas	0
<i>Myiarchus tuberculifer</i>	Dusky-capped Flycatcher	insectívoro	residente	independientes	2
<i>Myioborus miniatus</i>	Slate-throated Redstart	insectívoro	residente	dependientes	8
<i>Myiodynastes luteiventris</i>	Sulphur-bellied Flycatcher	insectívoro	migratoria	independientes	18
<i>Myiozetetes similis</i>	Social Flycatcher	insectívoro	migratoria	independientes	6
<i>Odontophorus guttatus</i>	Spotted Wood-Quail	omnívoro	residente	obligadas	2
<i>Oncostoma cinereigulare</i>	Northern Bentbill	insectívoro	residente	independientes	3
<i>Oporornis tolmiei</i>	MacGillivray's Warbler	insectívoro	residente	dependientes	1
<i>Ortalis vetula</i>	Plain Chachalaca	omnívoro	migratoria	dependientes	15
<i>Pachyramphus aglaiae</i>	Rose-throated Becard	omnívoro	residente	independientes	1

<i>Pachyramphus polychopterus</i>	White-winged Becard	insectívoro	residente	independientes	2
<i>Passer domesticus</i>	House Sparrow	omnívoro	residente	independientes	1
<i>Passerina cyanea</i>	Indigo Bunting	granívoro	residente	independientes	1
<i>Penelopina nigra</i>	Highland Guan	frugívoro	migratoria	dependientes	2
<i>Phaethornis superciliosa longirostris</i>	Long-tailed Hermit	nectarívoro	residente	dependientes	4
<i>Pharomachrus mocinno</i>	Resplendent Quetzal	omnívoro	residente	dependientes	1
<i>Pheucticus ludovicianus</i>	Rose-breasted Grosbeak	omnívoro	residente	independientes	3
<i>Phlogothraupis sanguinolenta</i>	Crimson Collared Tanager	omnívoro	migratoria	dependientes	8
<i>Piaya cayana</i>	Squirrel Cuckoo	insectívoro	residente	independientes	1
<i>Piculus auricularis</i>	Grey Crowned Woodpecker	insectívoro	residente	dependientes	3
<i>Piranga flava</i>	Hepatic Tanager	insectívoro	residente	dependientes	1
<i>Piranga rubra</i>	Summer Tanager	omnívoro	residente	independientes	2
<i>Pitangus sulphuratus</i>	Great Kiskadee	omnívoro	migratoria	independientes	13
<i>Platyrinchus cancrinus</i>	Stub-tailed Spadebill	insectívoro	residente	obligadas	1
<i>Psarocolius montezuma</i>	Montezuma Oropendola	omnívoro	residente	independientes	39
<i>Psarocolius wagleri</i>	Chestnut-headed Oropendola	omnívoro	residente	dependientes	16
<i>Pteroglossus torquatus</i>	Collared Aracari	frugívoro	residente	dependientes	6
<i>Quiscalus mexicanus</i>	Great-tailed Grackle	omnívoro	residente	independientes	63
<i>Ramphastos sulfuratus</i>	Keel-billed Toucan	frugívoro	residente	dependientes	6
<i>Saltator atriceps</i>	Black-headed Saltator	omnívoro	residente	independientes	85
<i>Saltator coerulescens</i>	Grayish Saltator	omnívoro	residente	independientes	19
<i>Saltator maximus</i>	Buff-throated Saltator	frugívoro	residente	independientes	19
<i>Setophaga ruticilla</i>	American Redstart	insectívoro	residente	independientes	3
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	Olivaceous Woodcreeper	insectívoro	residente	dependientes	3
<i>Spermagra leucoptera</i>	White Winged Tanager	omnívoro	residente	independientes	1
<i>Sporophila torqueola</i>	White-collared Seedeater	granívoro	residente	dependientes	9
<i>Thamophilus doliatus intermedius</i>	Barred Antshrike	insectívoro	residente	independientes	1
<i>Thraupis abbas</i>	Yellow Winger Tanager	omnívoro	residente	dependientes	12
<i>Thraupis episcopus</i>	Blue-gray Tanager	frugívoro	residente	independientes	8
<i>Thyothorus maculipectus</i>	Spot-breasted Wren	insectívoro	residente	independientes	9
<i>Thyothorus modestus</i>	Plain Wren	insectívoro	residente	independientes	6
<i>Thyothorus rufalbus</i>	Rufous-and-white Wren	insectívoro	residente	dependientes	1
<i>Tiaris olivacea pusilla</i>	Yellow-faced Grassquit	granívoro	residente	dependientes	6

<i>Tityra semifasciata</i>	Masked Tityra	omnívoro	residente	independientes	4
<i>Troglodytes musculus intermedius</i>	Southern House Wren	insectívoro	residente	dependientes	10
<i>Trogon collaris</i>	Collared Trogon	omnívoro	residente	dependientes	11
<i>Trogon elegans</i>	Elegant Trogon	omnívoro	residente	obligadas	3
<i>Trogon mexicanus</i>	Mountain Trogon	omnívoro	residente	obligadas	1
<i>Trogon violaceus braccatus</i>	Violaceous Trogon	omnívoro	residente	dependientes	3
<i>Turdus grayi</i>	Clay-colored Robin	frugívoro	residente	independientes	112
<i>Turdus infuscatus</i>	Black Trush	frugívoro	residente	obligadas	4
<i>Turdus plebejus</i>	Mountain Robin	frugívoro	residente	dependientes	5
<i>Vermivora peregrina</i>	Tennessee Warbler	insectívoro	residente	independientes	1
<i>Vireo pinicolus</i>	Blue-winged Warbler	omnívoro	migratoria	obligadas	13
<i>Volatinia jacarina</i>	Blue-black Grassquit	granívoro	migratoria	independientes	3
<i>Wilsonia citrina</i>	Hooded Warbler	insectívoro	residente	dependientes	9
<i>Wilsonia pusilla</i>	Wilson's Warbler	insectívoro	migratoria	independientes	15
<i>Xenotriccus callizonus</i>	Belted Flycatcher	insectívoro	migratoria	dependientes	8
<i>Xiphocolaptes promeropirhynchus</i>	Strong-billed Woodcreeper	insectívoro	residente	obligadas	4
<i>Zenaida asiatica</i>	White-winged Dove	granívoro	residente	independientes	12
<i>Zonotrichia capensis septentrionalis</i>	Rufous-collared Sparrow	omnívoro	Parcialmente migratoria	independientes	4
Total de individuos					1294

13. ARTÍCULO 2

Arcos, T.I. 2004. Estudió del efecto del ancho de los bosques riparios sobre la calidad del agua, utilizando comunidades de macroinvertebrados bentónicos como organismos indicadores, en la microcuenca del río Sesesmiles, departamento de Copán, Honduras. Tesis MSc. CATIE.

Resumen

Los ríos que discurren por la microcuenca del Sesesmiles son de alta importancia para la región ya que en la parte baja de la microcuenca se asienta la ciudad de Copán Ruinas, departamento de Copán, Honduras, la cual cuenta con un gran auge turístico y se abastece del agua de este sistema hídrico. Los ríos de la microcuenca del río Sesesmiles aún conservan remanentes de bosques riparios y la cobertura de estas franjas riparias influye en la calidad del agua. El objetivo de este estudio fue caracterizar las poblaciones de macroinvertebrados, en bosques riparios con diferentes anchos, a través del índice BMWP (Biological Monitoring Working Party Store System) que es un indicador de la calidad del agua en los ríos de la microcuenca. Se comparó la calidad del agua con diferentes anchos de franja riparia, y se encontró que los anchos entre 50 y 250 m y mayores que 250 m aportan en mayor medida para la conservación de la calidad del agua, en general la calidad del agua de la microcuenca del río Sesesmiles identificada a través del índice BMWP, son aguas de calidad mala, muy contaminada y aguas de calidad regular eutrofica con contaminación moderada.

Palabras clave: BMWP (Biological Monitoring Working Party Store System), franjas riparias, diversidad de macroinvertebrados bentónicos, indicadores de calidad del agua.

Abstract

Rivers passing through Sesesmites Micro watershed are considered of high importance to the city of Copán Ruinas, located in the lower part of the watershed. Copan City, a main tourist attraction in Honduras, is supplied by water from this hydrological system. Nowadays, rivers in this watershed still conserve remnant riparian ecosystems, and the riparian forests influence water quality. The coverage of this riparian bands has an influence in water quality. The objective of the study was to characterize the macroinvertebrate populations present in rivers using the BMWP index (Biological Monitoring Working Party Store System) to estimate the current water quality in the watershed. Water quality was compared in different riparian band widths. Riparian forests of between 50 to 250 m and wider than 250 m contribute in water quality conservation.

Key words: BMWP (Biological Monitoring Working Party Store System), benthonic macro invertebrates, Copan, diversity, Honduras, macroinvertebrates, riparian forests, species richness, water quality.

14. INTRODUCCIÓN

La calidad de agua es un factor crucial no solo para el ser humano sino para todas las formas de vida que habitan el planeta. Según la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN citado en Cecon 2003), para el año 2025 la extracción de agua se incrementará en 50% en los países en vías de desarrollo, el 70% de la población no tendrá acceso al agua de manera suficiente para suplir sus necesidades. Asociado a esta problemática, la (IUCN 2004) reporta que 15.589 especies en el planeta están en riesgo de extinción, de las cuales el 32% son anfibios y peces, organismos que dependen de los ecosistemas acuáticos y de los bosques riparios para su sobrevivencia.

Las fajas de bosques riparios reducen la conexión entre la fuente de contaminación potencial y el cuerpo de agua receptor, y pueden ofrecer una barrera física contra la entrada de contaminación directamente a las fuentes y a los cursos de agua. Es por esta razón que la investigación para la conservación y restauración de los ecosistemas riparios tiene una aplicación práctica inmediata en el manejo integrado de cuencas hidrográficas (Kunkle 1974 citado en Lima y Zakia 2000). El efecto de las franjas riparias en la conservación de la calidad del agua que se produce en las microcuencas ha sido probado en diferentes estudios (Lowrance *et al.* 2001, Gove *et al.* 2001, Scalley y Aide 2003). Estas franjas son barreras naturales que retienen un alto porcentaje de los agroquímicos y excesos de fertilizantes producto del desarrollo alrededor de los cauces. Existe una interacción funcional permanente entre la vegetación riparia, los procesos geomorfológicos y la biota acuática. El aporte de materia orgánica a los ecosistemas acuáticos y la formación que pequeños estanques en los cauces, benefician el desarrollo de la flora y fauna acuática.

Para determinar el aporte de las franjas riparias a la calidad del agua y su impacto dentro de los ecosistemas acuáticos se han utilizado como indicadores biológicos los macroinvertebrados bentónicos, que son comunidades de insectos resistentes o vulnerables a la contaminación del agua y se caracterizan por su alta diversidad (Chará 2003). Las funciones que cumplen los macroinvertebrados bentónicos son indispensables para la conservación de los ecosistemas acuáticos; juegan un importante papel como descomponedores de la materia orgánica dentro de los cauces y forman parte de la cadena trófica, sirviendo de alimento a peces, crustáceos, anfibios, insectos etc. (Chará 2003). Para analizar el efecto de los anchos de franjas riparias sobre la calidad del agua, los métodos tradicionales han sido los físico-químicos, pero estos dan información puntual del estado del agua. En cambio el análisis biológico, que se puede realizar en base a macroinvertebrados bentónicos, está siendo fuertemente implementado ya que brinda información de lo que aconteció días y horas antes de la toma de la muestra (Chará 2003).

Según Rodrigues y Nave (2000) los bosques riparios presentan dos funciones conceptuales dentro de las microcuencas: la función hidrológica, en donde el bosque ripario protege el cauce de agua, regula los caudales y estabiliza los taludes en las márgenes del canal hídrico y la función ecológica, la cual representa la protección y producción de biodiversidad, tanto en los ecosistemas acuáticos como en los ecosistemas terrestres.

La microcuenca del río Sesesmiles, se encuentra ubicada estratégicamente en la parte alta de la ciudad de Copán Ruinas, la misma que es el núcleo turístico y de desarrollo del departamento de Copán. Esta microcuenca abastece de agua a toda la ciudad y cultivos de la parte baja de la microcuenca. Sin embargo, los impactos de la agricultura y ganadería en la zona sobre los ecosistemas acuáticos y riparios en la parte media y alta de la microcuenca, son amplios y si la tendencia continua pueden llegar a ser drásticos e irreversibles (Rodrigues y Nave 2000).

En la actualidad no existe un criterio estandarizado para definir el ancho de las franjas riparias que garantice una protección satisfactoria de los cursos de agua (Fischer *et al.* 2000). La Ley Forestal de Honduras define en el Artículo 64 que se deben respetar 150 m de franjas riparias a cada una de las márgenes de los ríos, pero esta ley no se cumple. El ancho de franja riparia a respetar, definido por la Ley Forestal de Honduras es arbitrario, sin suficientes estudios de base que corroboren que estos anchos están aportando a mantener la calidad del agua y los ecosistemas de agua dulce. Es importante buscar criterios técnicos sobre el ancho de franjas riparias que se deben respetar para conservar la calidad del agua, que puedan apoyar a los tomadores de decisiones en el momento de formular leyes que involucren estos bosques.

El objetivo del estudio fue caracterizar las comunidades de macroinvertebrados bentónicos y analizar el efecto del ancho de franja de los bosques riparios sobre la calidad del agua, en los cauces, utilizando comunidades de macroinvertebrados bentónicos como organismos indicadores.

15. METODOLOGÍA

15.1 Descripción del sitio de estudio

La microcuenca del río Sesesmiles mide 38 km² aproximadamente, y se localiza al occidente de Honduras, en el departamento de Copán, entre las coordenadas 14° 43' y 14° 58' latitud norte y 88° 53' y 89° 14' longitud oeste. Forma parte de la subcuenca del río Copán, cuenca del río Motagua que sirve de línea fronteriza entre Honduras y Guatemala (Figura 10).

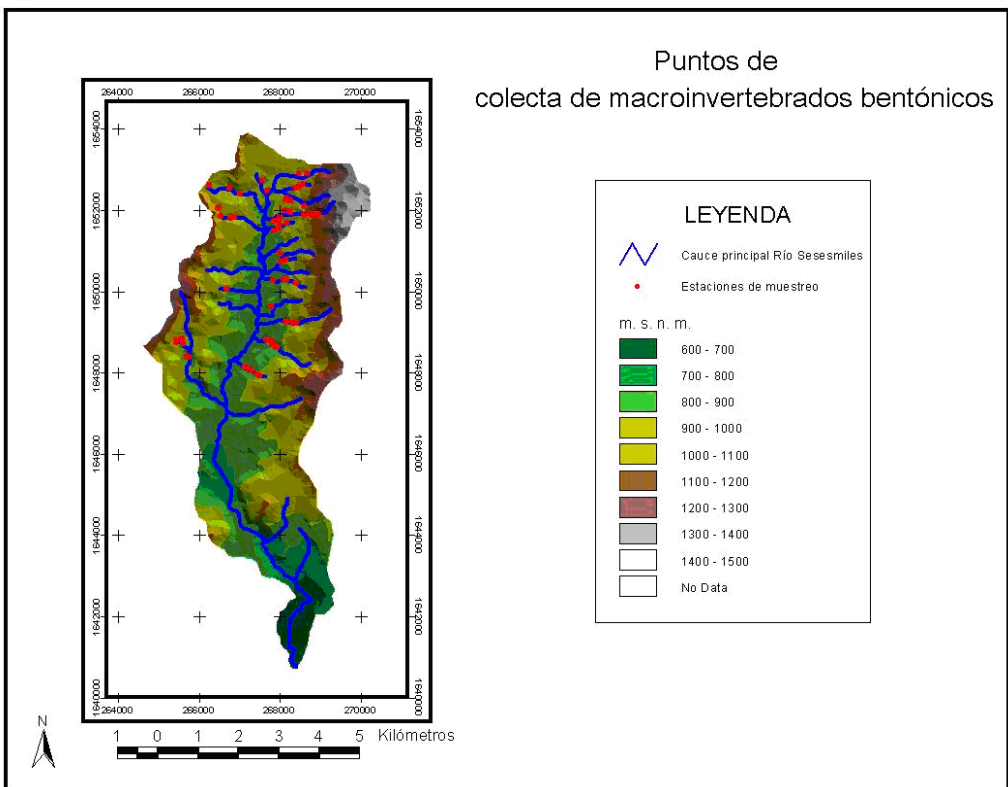
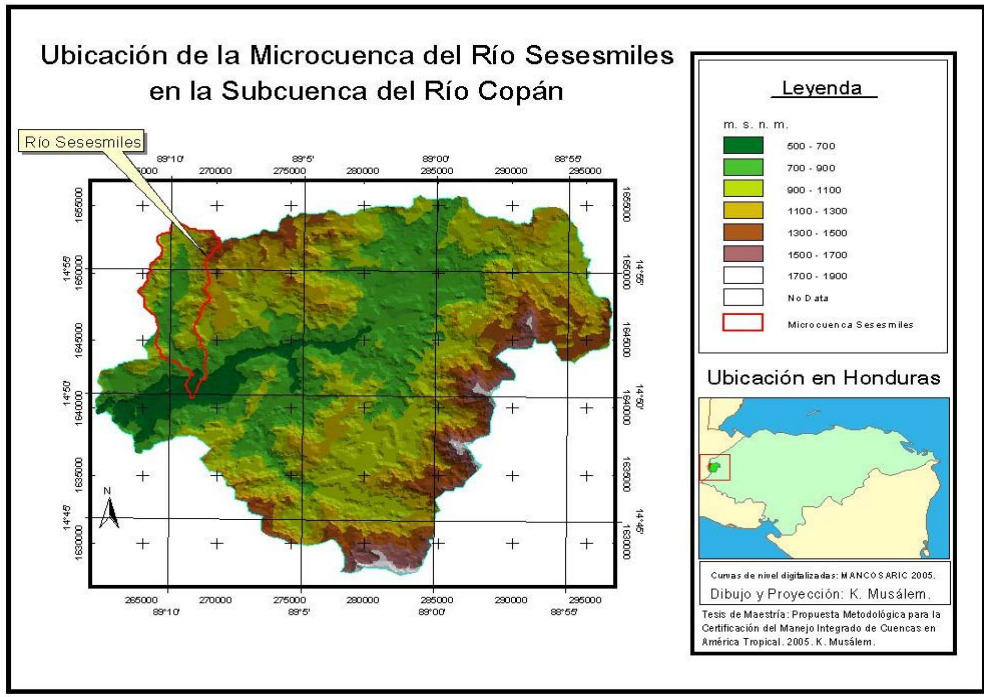


Figura 10. Ubicación de la microcuenca del río Sesesmiles en el departamento de Copán, Honduras y ubicación de los puntos de muestreo de aves y macroinvertebrados bentónicos dentro de la microcuenca (Musálem 2005).

La precipitación promedio anual es de 1,609 mm con un rango de 1,425 a 1,760 mm. El mes más lluvioso es septiembre (promedio de 228,9 mm) y el menos lluvioso es marzo (promedio de 11 mm); el periodo seco dura cinco meses. La topografía de la microcuenca es quebrada, con fuertes pendientes y pocas zonas planas, ubicadas en áreas cercanas a los cauces de los ríos. La altitud varía en 600 a 1600 msnm. Las temperaturas mínimas y máximas promedian los 16 y 26 °C, respectivamente (MANCORSARIC 2003). Los bosques de la microcuenca pertenecen a la zona de vida del bosque tropical seco. Son bosques latifoliados a semidecuidos, con características de bosques nublados a húmedos, en las zonas más altas (Holdridge 1967). Los usos actuales del suelo predominantes en la microcuenca de río Sesesmiles son cafetales, pasturas y cultivos anuales. En su mayoría los bosques riparios están ubicados en la parte media y alta de la microcuenca, junto a cauces de agua que en muchos de los casos son utilizados para consumo humano por los pobladores de la microcuenca.

15.2 Selección de los sitios de estudio

Para establecer los puntos de muestreo de macroinvertebrados bentónicos, se utilizó la delimitación ya establecida por la municipalidad de Copán Ruinas y por el Programa FOCUENCAS, que demarca la microcuenca en parte baja, media y alta, tomando en cuenta las características geográficas, y las características socioeconómicas locales. Se recorrió el área de estudio con la intención de localizar todos los parches de bosque ripario ubicados en la cuenca alta y media del río Sesesmiles.

En el campo se localizaron y georeferenciaron preliminarmente 25 bosques riparios distintos, en donde se realizaría la medición de los anchos de franja riparia y posteriormente se establecerían las estaciones de colecta de macroinvertebrados bentónicos. Se identificaron únicamente los bosques que se encontraban junto a suelos que son utilizados para pastizales y monocultivos, a fin de medir el impacto de estas actividades agrícolas sobre la calidad del agua. Otro criterio de selección fue dado por el orden de bifurcación de los cauces dentro de la red de drenaje de la cuenca. Fueron seleccionados solamente los bosques que se encontraban en las márgenes de los cauces de orden uno (cauces que no tienen tributarios) (Villón 2002). Se utilizó un plano de la red de drenaje de la microcuenca, como una herramienta para la ubicación de los cauces.

15.3 Muestreo de anchos de franja

En cada uno de los 25 bosques que fueron preseleccionados, en la parte alta y media de la microcuenca, se realizaron seis mediciones de anchos de franja, tomando como punto de inicio 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 y los siguientes puntos de mediciones fueron separados cada 100 m (Figura 11).

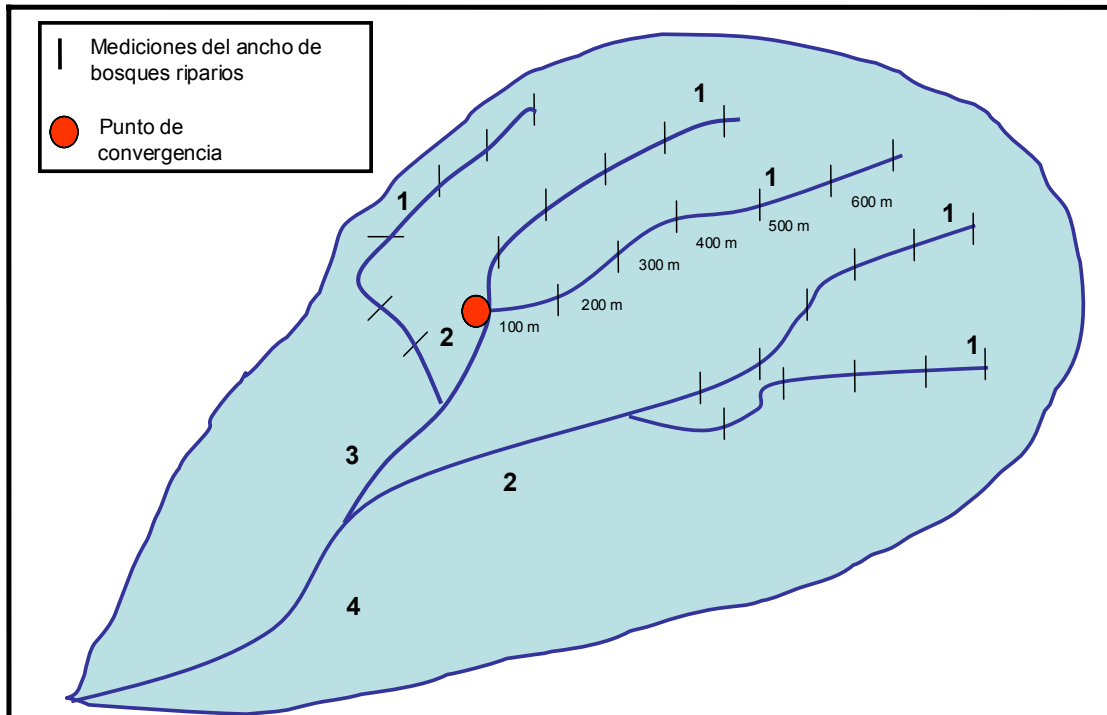


Figura 11. Numeración del orden de la red de drenaje y puntos de medición del ancho de la franja de los bosques riparios, en los cauces de orden uno de la microcuenca del río Sesemiles, Copán Honduras.

Con los datos de anchos de franja medidos en los 25 bosques se elaboró una tabla de las frecuencias de los diferentes anchos, para ver su distribución. En función de esta distribución se seleccionaron 15 bosques riparios, en los cuales se establecieron 30 puntos de colecta de invertebrados bentónicos (Anexo 3), se realizó la recolección en la época seca y en la época lluviosa. Se tomaron dos puntos por bosque, separados uno del otro por 500 metros (Figura 12) y en total se colectaron 60 muestras. Los diferentes anchos de franja fueron agrupados en tres categorías (menores de 50 m, $n=36$, entre 50-250 m, $n=18$ y mayores que 250 m de ancho, $n=6$), consideradas como tratamientos para el análisis de varianza.

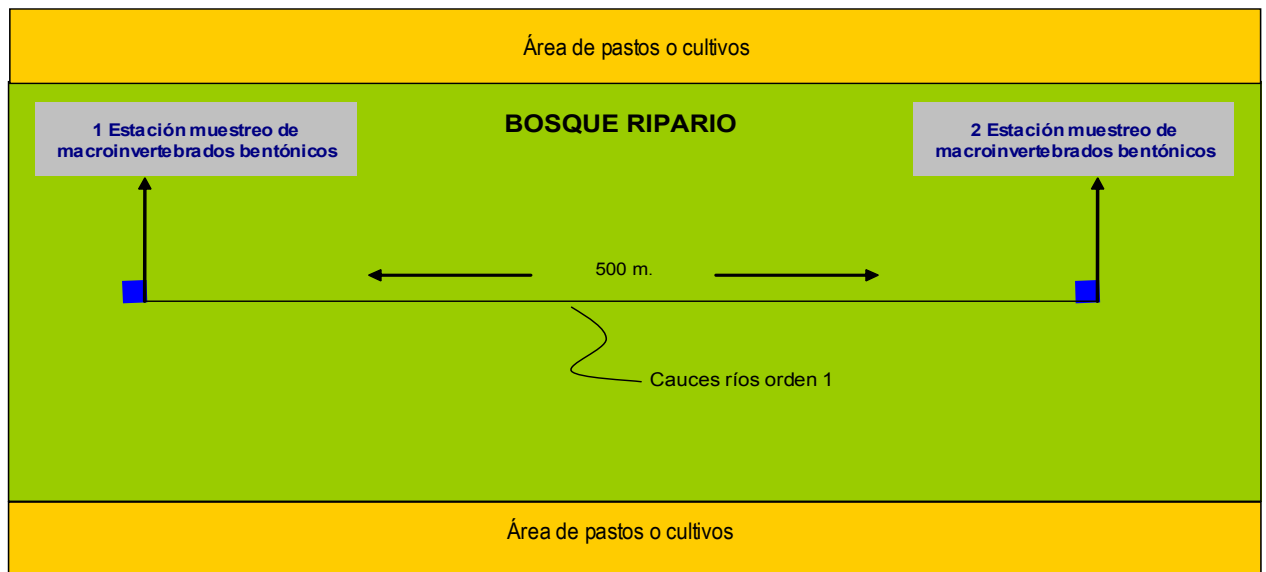


Figura 12. Puntos de colecta de macroinvertebrados bentónicos.

15.4 Metodología para el muestreo de calidad de agua mediante organismos bentónicos

La colecta de los macroinvertebrados bentónicos se realizó en la época seca (marzo –abril de 2005) y en la época lluviosa (junio – julio del 2005). Alrededor de las estaciones de muestreo de bentos se tomó un área circular de 25 m para medir algunas variables estructurales como: diámetro a la altura del pecho (DAP) y pendiente de los bancos aluviales. En las estaciones de colecta se midieron también, algunas variables de la calidad del agua como, pH, turbidez, temperatura, y oxígeno disuelto, para tener información adicional que ayuden en la comprensión y discusión de los resultados (Anexo 6).

Para la recolección de macroinvertebrados se muestrearon todos los hábitats disponibles en el tramo, en proporción a su representatividad, tales como sedimentos, troncos, hojas y vegetación acuática (Chará 2003). Se tomaron 20 arrastres con una red tipo D especial para la colecta de macroinvertebrados 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 a la que pertenece, nombre de la quebrada, el número de la estación y la fecha. Los macrobentos que no pudieron ser identificados en campo fueron preservados en alcohol etílico al 95% y llevados al laboratorio para su identificación. El material más grueso como piedras grandes, troncos y otros elementos se inspeccionarán directamente en el campo, para seleccionar los macroinvertebrados y se descartó el material

restante. Se obtuvo 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 ya probado en diversas investigaciones en ríos tropicales, BMWP por sus siglas en inglés (Biological Monitoring Working Party Store System) (Armitage y Moss 1983, citado por García 2003). Este índice ha sido ampliamente utilizado por su fácil aplicación, ya que los organismos indicadores no requieren identificación más que a nivel de familia. El índice fue establecido en Inglaterra en 1970, como un método sencillo y rápido para evaluar la calidad del agua usando los macroinvertebrados como bioindicadores. Las razones para ello fueron básicamente económicas y por el tiempo que se requería invertir. El método solo requiere llegar a nivel de familia y los datos son cualitativos (presencia o ausencia) (Roldan 2003).

El índice BMWP consiste en asignar a cada familia un puntaje, que va de uno a diez de acuerdo a sus características como bioindicador (Anexo 4). Las familias más sensibles como Perlidae y Oligoneuriidae reciben el puntaje más alto del índice 10, en cambio las más tolerantes a la contaminación como, Tubificidae reciben la puntuación más baja 1 (Roldan 2003). La suma total de estos puntajes da el índice, clasificando 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 (Hellawell 1978, Manson 1991, citado por García 2003). A cada una de estas clasificaciones se les asigna un color, para identificar los diferentes niveles de calidad de agua (Armitage y Moss 1983, citado en García 2003) (Cuadro 6).

Cuadro 6. Niveles de calidad del agua para el índice BMWP (Bartram y Ballance 1996).

Nivel de calidad del agua	Índice BMWP
Aguas de calidad excelente	>120
Aguas de calidad buena, no contaminadas o no alteradas de manera sensible	101-120
Aguas de calidad regular, eutrófica, contaminación moderada	61-100
Aguas de calidad mala, contaminadas	36-60
Aguas de calidad mala, muy contaminadas	16-35
Aguas de calidad muy mala extremadamente contaminadas	<15

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; para el análisis se utilizó el programa Infostat (2004).

16. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

16.1 Caracterización de la población de bentos en los ríos de la microcuenca y su relación con los anchos de franja riparia

En los 30 puntos de observación distribuidos en 20 bosques riparios de la microcuenca bajo estudio, se encontraron 2032 individuos de 42 familias y 11 órdenes (Anexo 5), de las cuales Hydropsychidae fue la familia con mayor número de individuos registrados (28%) seguido por la familia Ptilodactylidae (8%) del total. El número de familias y órdenes fue inferior a lo reportado por Chará (2003) en un estudio realizado en Colombia en donde se encontraron 61 familias y 17 órdenes en ríos con bosques riparios.

Se encontraron diferencias en el número de individuos ($F= 6,31$; $gl = 2$; $p= 0,0034$) y familias de bentos ($F= 8,09$; $gl = 2$; $p=0,0009$) en los diferentes anchos de franjas riparias. Los puntos de muestreo con anchos de franjas mayores que 250 metros presentaron los mayores promedios de individuos (49,6) y familias (10,2) del total de bentos colectados en cada estación de muestreo (Cuadro 7).

Cuadro 7. Promedio de individuos y familias de macroinvertebrados bentónicos identificados en los diferentes anchos (menores que 50 metros, desde 50 a 250 metros y mayores que 250 metros) de franja riparia en la microcuenca del río Sesesmiles, Copán, Honduras, 2005.

Macroinvertebrados bentónicos	Anchos de franjas de bosques riparios		
	<50m n=36	50-250m n=18	>250m n=6
promedios 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.

La diversidad de organismos bentónicos en la microcuenca de Sesesmiles fue mayor cuando el ancho de franja de los bosques riparios fue mayor a 50 m (Figuras 13 y 14). Estudios realizados por Sweeney (1993) y Richards *et al.* (1994) en Estados Unidos, Lester *et al.* (1994) en Nueva Zelanda, y Brewin *et al.* (1995) en Nepal, reportan que las comunidades de macroinvertebrados bentónicos están relacionados a los anchos de las franjas riparias; y dependiendo de otros factores como por ejemplo la pendiente de los bancos aluviales, o el tipo de uso del suelo alrededor de la franja riparia, el ancho de franja que se recomienda respetar para conservar la calidad del agua cambia.

Las características químicas del agua (Anexo 6) 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 rompen con el equilibrio ecológico, lo cual provoca cambios drásticos de pH, se tornan más marcadas los fenómenos de respiración y fotosíntesis, y se ocasiona el agotamiento del oxígeno en las horas de la noche y exceso de producción durante el día. Obviamente, la mayoría de las especies disminuyen su capacidad de reproducción y sobrevivencia hasta que terminan por desaparecer (Roldán 2003).

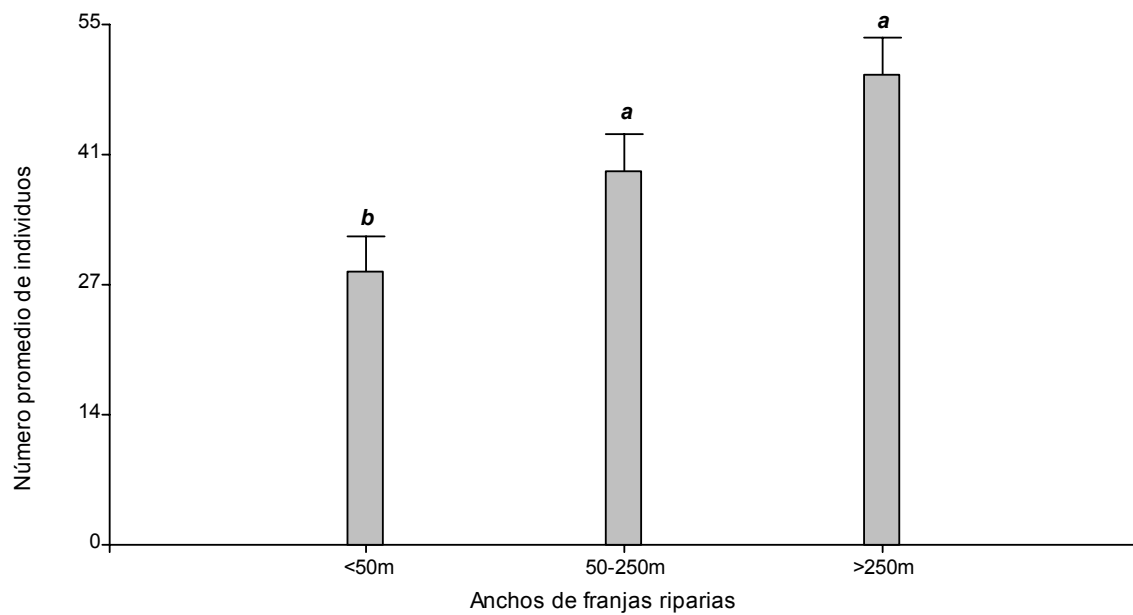


Figura 13. Número promedio de individuos de bentos observados en cada uno de los puntos muestreados en las diferentes categorías de anchos de franja riparia: menores de 50 metros ($n=36$), desde 50 a 250 metros ($n=18$) y mayores de 250 metros ($n=6$), en la microcuenca del río Sesesmiles, Copán, Honduras 2005.

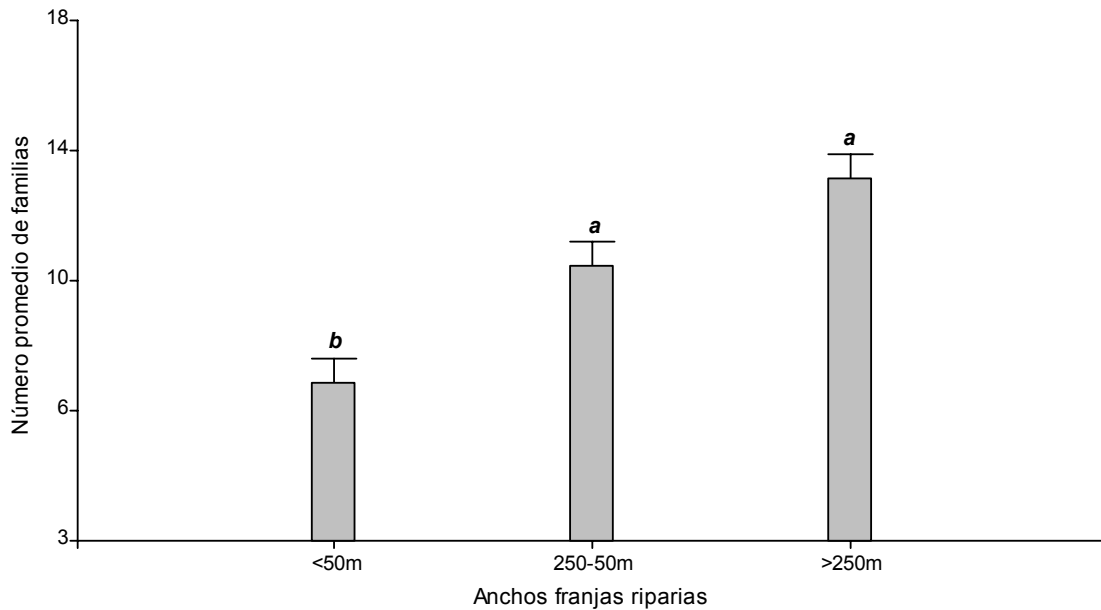


Figura 14. Número promedio de familias de bentos observados en cada uno de los puntos muestreados en las diferentes categorías de anchos de franja riparia: menores de 50 metros (n=36), desde 50 a 250 metros (n=18) y mayores de 250 metros (n=6), en la microcuenca del río Sesesmiles, Copán, Honduras 2005.

El índice de diversidad de Shannon fue diferente entre los anchos de franjas riparias ($F= 5,2$; $gl= 2$; $p= 0,0087$); cuanto mayor es el ancho de la franja riparia, mayor tiende a ser el índice de diversidad de Shannon (Figura 15). Existe un efecto del ancho de franja riparia sobre los ecosistemas acuáticos, ya que al aumentar el ancho de las franjas aumentan las cualidades de filtro de la vegetación riparia, aumentando la retención del exceso de sedimentos, agroquímicos y nutrientes, que por acción de las lluvias discurren hacia los cauces. En estudios realizados en Borneo, Iwata *et al.* (2003) encontraron que al disminuir el tamaño de las franjas riparias, por la alteración humana, aumentan los impactos por parte de los agroquímicos y además aumenta la deposición de sedimentos, disminuyendo la cantidad de hábitats disponibles y reduciendo la diversidad en los cauces. La alteración de los ecosistemas riparios por causa de la deforestación impacta directamente sobre las poblaciones de fauna béntica (Reice *et al.* 1990). 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.

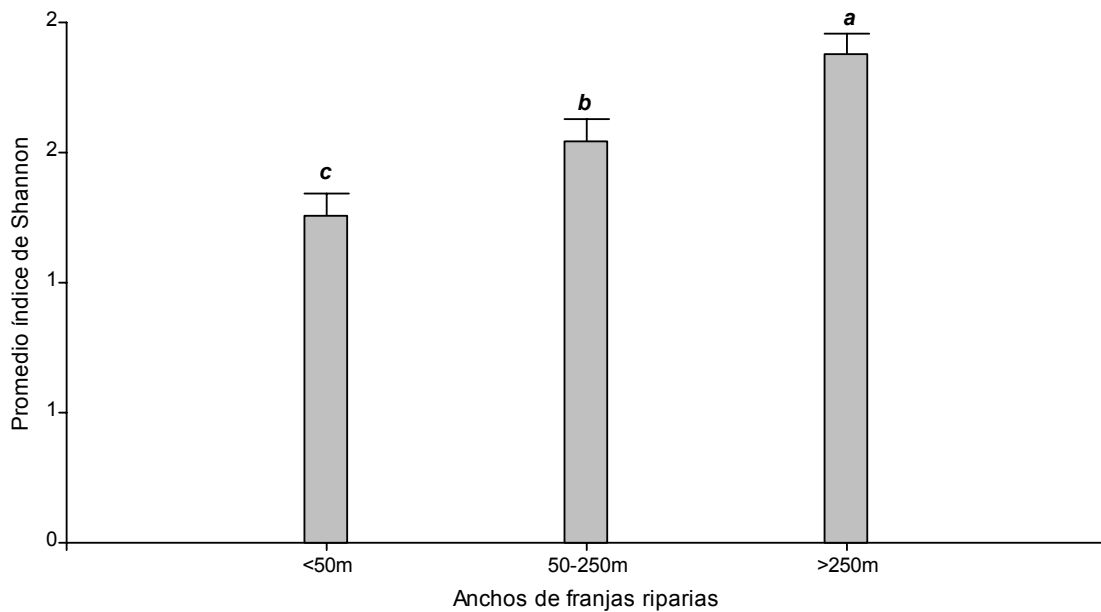


Figura 15. Diversidad de familias de bentos colectados en cada uno de los puntos muestreados en las diferentes categorías de anchos de franja riparia: menores de 50 metros (n=36), desde 50 a 250 metros (n=18) y mayores de 250 metros (n=6), en la microcuenca del río Sesesmiles, Copán, Honduras 2005.

16.2 Índice BMWP (Biological Monitoring Working Party Store System) por sus siglas en ingles

El índice BMWP demostró que en general la calidad del agua de las quebradas de orden uno en la microcuenca del río Sesesmiles son aguas de calidad mala, muy contaminadas y aguas de calidad regular, eutrófica, con contaminación moderada (Figura 16).

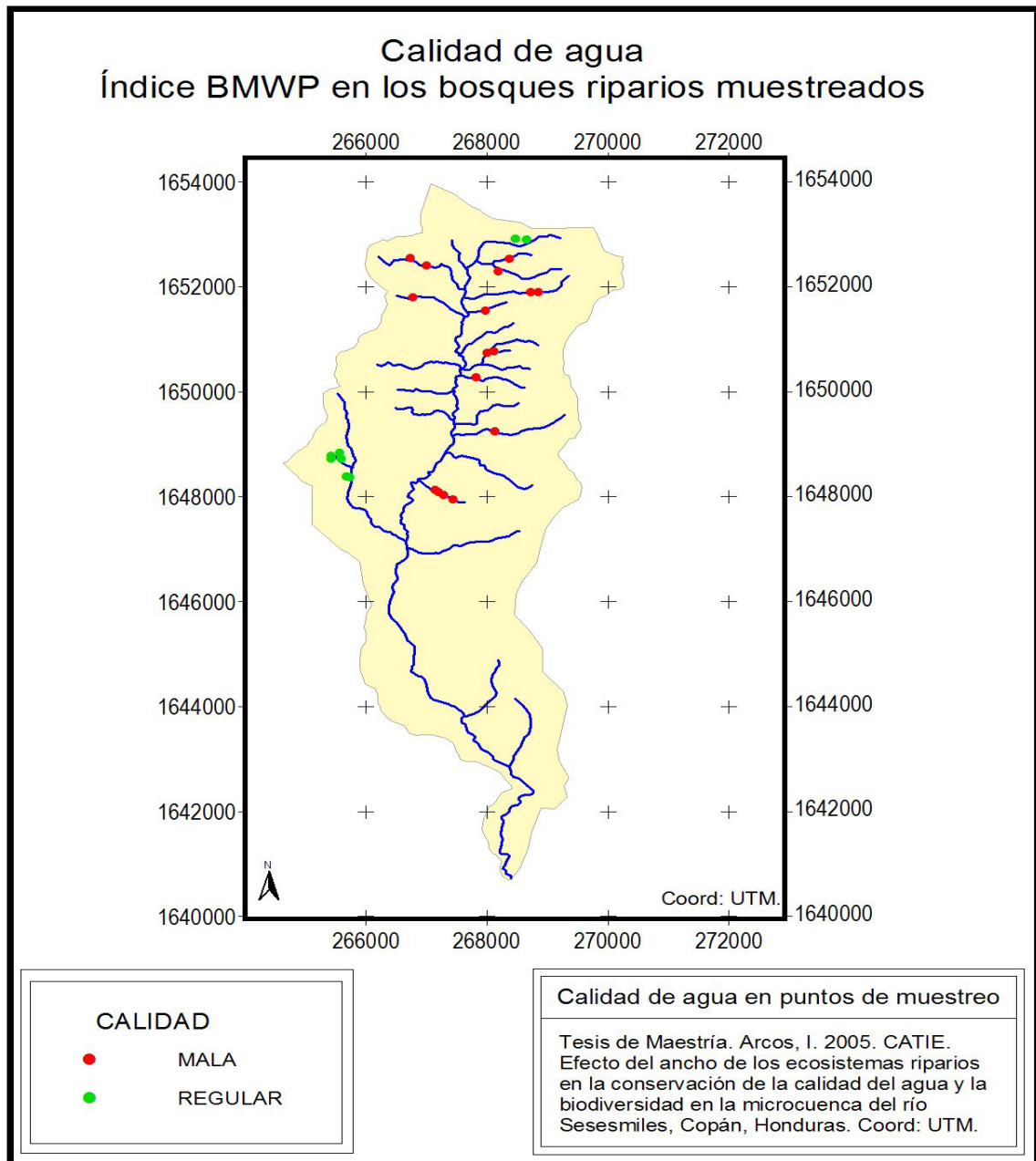


Figura 16. Calidad del agua indicada a través del índice BMWP en los diferentes puntos de colecta de macroinvertebrados bentónicos en la microcuenca del río Sesesmiles, Copán, Honduras 2005.

Se encontraron diferencias significativas entre el valor del índice BMWP y las categorías de anchos de franja de los ecosistemas riparios ($F=8,77$; $gl = 2$; $p=0,0005$). Este resultado indica que existe una relación directa entre la calidad del agua y el ancho de franja riparia, el cual es consistente con resultados reportados por Gove *et al.* (2001). Se verificó que al aumentar el ancho de franja riparia se incrementa el valor del índice y en consecuencia la calidad del agua; los anchos mayores que 50 m y de 50 a 250 m presentaron mejor calidad de agua, con un nivel de contaminación moderada y calidad regular (Figura 17).

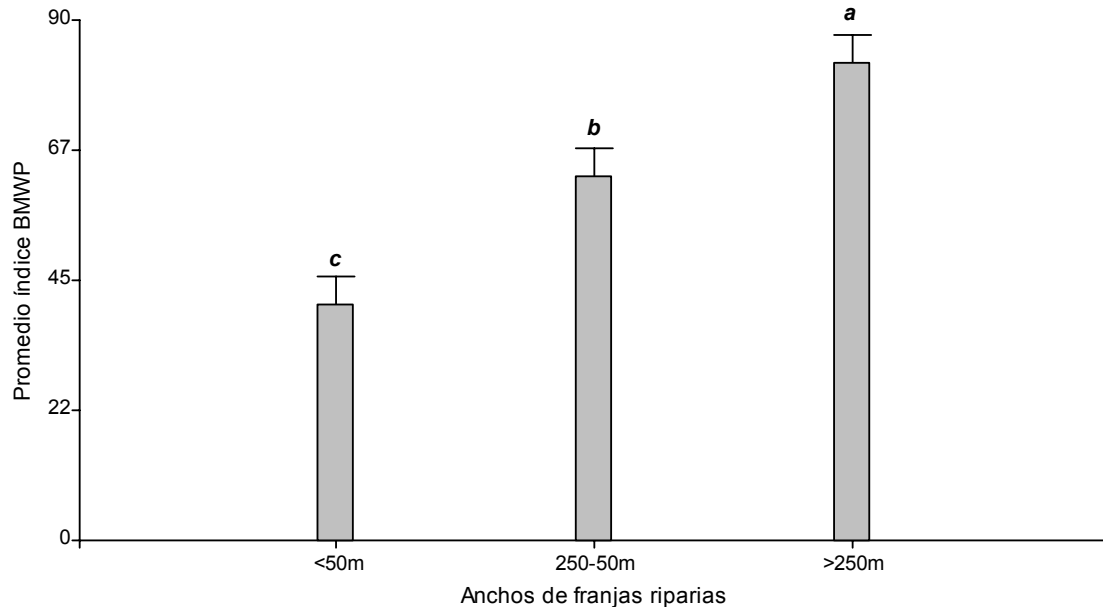


Figura 17. Promedio del índice BMWP aplicado en las comunidades de bentos observados en cada uno de los puntos muestreados en las diferentes categorías de anchos de franja riparia: menores de 50 metros (n=36), desde 50 a 250 metros (n=18) y mayores de 250 metros (n=6), en la microcuenca del río Sesesmiles, Copán, Honduras 2005.

Barton y Davies (1992) demostraron que mientras más anchas son las franjas riparias, mayor es la capacidad de disminuir, a través de la infiltración radicular, la concentración de herbicidas y el exceso de fertilizantes que llegan a los cursos de agua en las microcuencas, donde los agricultores usan estos productos. Algunos autores como Lynch *et al.* (1985), Shisler *et al.* (1987) y Woodard y Rosk (1995), en estudios realizados en zonas templadas y con poca pendiente en los bancos aluviales, recomiendan que para la conservación y protección de la calidad del agua se deben mantener franjas riparias mayores de 15 m.

Sin embargo, en zonas tropicales, como es el caso de la microcuenca del río Sesesmiles, en donde la precipitación es mayor y los bancos tienen en promedio pendientes de 40% es necesario mantener franjas riparias con anchos mayores por lo menos de 250 m que aporten en la conservación efectiva de la calidad del agua. En la microcuenca del río Sesesmiles, existen además muchos factores que no fueron tomados en cuenta

en esta investigación, y que sin embargo afectan la calidad del agua, como la cantidad y el tipo de descargas contaminantes que estén llegando a los cauces.

17. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

17.1 Conclusiones

Al evaluar el estado de la calidad del agua de los ríos de la parte media y alta de la microcuenca del río Sesesmiles, se encontró que mientras más anchas son las franjas riparias en los márgenes de los cauces, la calidad del agua tiende a tener niveles de contaminación más bajos indicados a través del índice BMWP. Esto indica que la conservación y restauración de franjas riparias por lo menos iguales o mayores que 250 m, en las partes más altas de las microcuencas y nacientes de agua, pueden ayudar a disminuir los impactos y mantener la calidad del agua ya que estas franjas desempeñan un eficaz filtro de los sedimentos, de fertilizantes y agroquímicos (Rodrigues y Nave 2000). Respecto a las características del agua para uso humano se observaron limitantes, ya que el índice BMWP indica que la calidad del agua se encuentra entre aguas de mala calidad, aguas contaminadas, hasta aguas de calidad regular, eutróficas, con contaminación moderada, no aptas para el consumo humano, lo cual implica riesgos a la salud de los habitantes en la microcuenca y río abajo.

Los datos obtenidos de las poblaciones de macroinvertebrados bentónicos a través de la aplicación de los índices de Shannon y BMWP, muestra que son buenos predictores del estado de la calidad del agua en relación con el ancho de las franjas riparias, y pueden ser empleados como indicadores para medir los impactos de la adopción de tecnologías de conservación y restauración de cuencas. El índice BMWP, aplicado en el estudio es un índice que fue adaptado para Costa Rica. Con los resultados obtenidos se puede concluir que este índice funciona de manera eficiente en la microcuenca del río Sesesmiles, Honduras

En la microcuenca del río Sesesmiles los bosques riparios toman valores diferentes según los diferentes sectores que usan la tierra, es por esto que existen varios conflictos entre los seres humanos y estos ecosistemas. Para la ganadería por ejemplo, los bosques riparios representan obstáculos, para el libre acceso del ganado a los cauces de agua. En el caso de la explotación forestal, las zonas riparias representan sitios bastante productivos, donde crecen árboles de un alto valor comercial (Bren 1993 citado en Rodrigues y Nave 2000), Por estas razones es importante tomar medidas para la conservación de las franjas riparias anchas en la microcuenca del río Sesesmiles ya que estas ayudan a mantener la calidad del agua aportando con la conservación de la integridad biológica de los ecosistemas acuáticos.

17.2 Recomendaciones

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 riparias en las márgenes de las nacientes y cauces con un ancho mínimo de 250 m, que conserven la calidad del agua en los drenajes de la microcuencas.

Un monitoreo más entrada la época lluviosa a finales julio y agosto, podría dar importante información sobre el aporte de las franjas riparias a la calidad del agua, ya que al aumentar las lluvias aumenta la cantidad de sedimentos en los cauces ocasionando cambios importantes en la calidad del agua y por consiguiente en las comunidades de macroinvertebrados.

Establecer bebederos dentro de los potreros, para que los dueños de las fincas no tengan que llevar al ganado a beber agua directamente de los ríos, y así evitar la destrucción de la vegetación riparia por pisoteo, ya que a simple vista son evidentes los impactos que tiene el ganado sobre la calidad del agua.

Es necesario continuar estudiando las relaciones entre las variables de franjas riparias, el estado de la calidad del agua y los impactos que ocasiona la ganadería y agricultura desarrollada al lado de los cauces, cuando las franjas riparias han desaparecido, con el fin de generar herramientas que apoyen la recuperación y preservación de la integridad de la microcuenca.

Con base en los conocimientos que se generen acerca de los bosques riparios es necesario promover un marco legal, que la municipalidad de Copán Ruinas pueda utilizar como herramienta para regular la conservación y restauración, además de hacer respetar las franjas de bosque ripario, que bajo la Ley Forestal de Honduras, Artículo 64, deben tener un ancho mínimo de 150 m, en cada una de las márgenes de los ríos.

18. LITERATURA CITADA

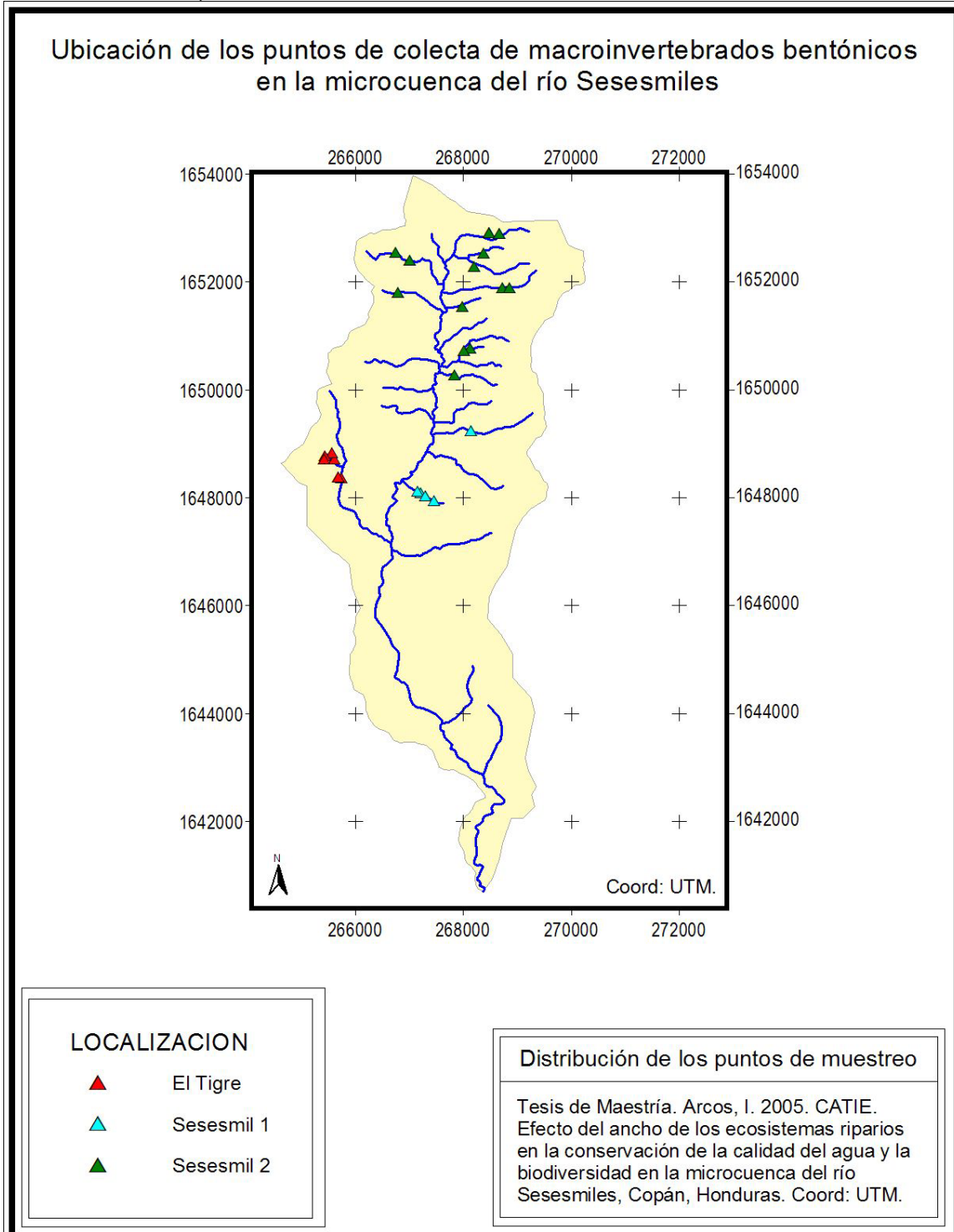
- Barton, J.L.; Davies, P.E. 1992. Buffer strips and streamwater contamination by atrazine and pyrethroids aerially applied to Eucalyptus nitens plantations. *Australia forestry* 56 (3): 201-210.
- Bartram, J; Ballance, R. 1996. *Water quality monitoring. A practical guide to the design and implementation of freshwater quality studies and monitoring programmes*. First Edition. UNEP/WHO. Printed by Chapman & Hall. Gran Bretaña. 383p.
- Brewin, P.A.; Newman, T.M.L.; Ormerod, S.J. 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, J.O. 2003. *Manual para la evaluación biológica de ambientes acuáticos en microcuencas ganaderas*. Fundación centro para la investigación en sistemas sostenibles de producción agropecuaria. CIPAV. Colombia. 52 p.
- Ceccon, E. 2003 *Los bosques ribereños y la restauración y conservación de las cuencas hidrográficas*. *Ciencias* 72: 46-53.
- 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*, American Water Resources Association.U.S. p. 457-462.
- García, L. 2003. *Indicadores técnicos y evaluación de la influencia del uso de la tierra en la calidad del agua*, Subcuenca del Río Tascalapa Yoro, Honduras. Tesis MSc., CATIE, Turrialba Costa Rica. 141 p.
- 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.
- Holdridge, L.R. 1967. *Life zone ecology*. Tropical Science Center, San José. Costa Rica.

- 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.
- InfoStat. 2004. InfoStat, versión 2004. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Lester, P.J.; Mitchell, S.F.; Scott, D. 1994. Effects of riparian willow trees (*Salix Fragilia*) on macroinvertebrate densities in two small central Otago, New Zeland, streams. *Journal of Marine and Freshwater Research*. 28: 267-276.
- Lowrance, R.; Hubbard, R.; Williams, R.G. 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.; Zakia, B. M. J. 2000. Hidrología de Matas Ciliares. *Matas Ciliares: Conservação e Recuperação* 33-43.
- Lynch, J.A. Corbett, E.S.; Mussallem, K. 1985. Best Management practices for controlling nonpoint-source pollution on forested watersheds. *Journal of soil and water conservation* 40: 164-167.
- McCune, B.; Grace, J.B. 2002. *Analysis of Ecological Communities*. MJM Software Designer. Gleneden Beach, Oregon. 300 p.
- Musálem, C.K. 2005. Mapa de ubicación de la microcuenca del río Sesesmiles. Proyección WGS 84. Programa FOCUENCAS I. Departamento de Copán, Honduras. CATIE, Turrialba Costa Rica. Esc. origen: 1:50,000. Color
- Reice, S.R.; Wissmar, R.C.; Naiman, R.J. 1990. Disturbance regimes, resilience, and recovery of animal communities and habitats in lotic ecosystems. *Environmental Management* 14: 647-659.
- Richards, C.; Host, G. 1994. Examining land use influences on stream habitats and macroinvertebrates: A GIS approach. *Of the American Water Resources Association* 30 (4): 729-737.
- Rodrigues, R.R.; Nave, G.A. 2000. Heterogeneidade Florística Das Matas Ciliares. *Matas Ciliares: Conservação e Recuperação* 45-61 p.

- Roldán, G.P. 2003. Bioidicación de la calidad del agua en Colombia. Uso del método BMWP/Col. Editorial Universidad de Antioquia. Ciencia y Tecnología. Colombia. 169 p.
- Shisler, J.K.; Jordan, R.A.; Wargo, R.N. 1987. Coastal wetlands buffer delineation. New Jersey department of Environmental Protection, Trenton, New Jersey.
- Scalley, H. T.; Aide, T.M. 2003. Riparian vegetation and stream condition in a tropical agriculture-secondary forest mosaic. Universidad de Puerto Rico. Ecological Applications 13 (1):225-234.
- Sweeney, B.W. 1993. Effects of streamside vegetation on macroinvertebrate communities on White Clay Creek in eastern North America. Proceedings of Academy Natural Sciences. Philadelphia 144:291-340.
- Villón, M. B. 2002. Hidrología. Cartago, Costa Rica. Instituto Tecnológico de Costa Rica. Escuela de Ingeniería Agrícola. Comité Regional de Recursos Hidráulicos. 430 p.
- IUCN, 2004. Lista Roja de Especies Amenazadas. Disponible en http://www.conservation.org/xp/news/press_releases/2004/111704spa.xml
- Woodard, S.A.; Rosk, C.A. 1995. Control of residential stonwater by natural buffer strips. Lake and reservoir management 11: 37-45.

19. ANEXOS

Anexo 3. Ubicación de los puntos de colecta de los macroinvertebrados bentónicos por zona en la microcuenca del río Sesesmiles, Copán, Honduras 2005.



coord_x	coord_y	altura	Pendiente (%)
1652905	268473	964	53
1652396	267001	871	40
1652546	266738	877	20
1648709	265602	885	25
1651887	268853	993	52
1651887	268727	972	50
1652904	268473	953	20
1652891	268663	927	32
1648083	267210	800	50
1652280	268194	910	42
1648025	267295	824	64
1652898	268662	1011	50
1648364	265739	829	13
1648381	265682	842	12
1648376	265685	833	12
1648025	267295	824	64
1652533	268377	933	35
1650270	267831	831	40
1647935	267450	834	50
1648831	265569	915	45
1650727	268010	869	48
1652904	268473	953	20
1648115	267143	793	21
1649239	268141	801	30
1648717	265424	917	38
1648765	265427	914	28
1651799	266783	942	77
1650768	268127	853	42
1651538	267982	862	30
1649239	268141	801	30

Anexo 4. Puntajes del índice BMWP para las familias de macroinvertebrados bentónicos.

10	<p>O Polythoridae</p> <p>D Blephariceridae; Athericidae</p> <p>E Heptageniidae</p> <p>P Perlidae</p> <p>T Lepidostomatidae; Odontoceridae; Hydrobiosidae; Ecnomidae</p>
8	<p>E Leptophlebiidae</p> <p>O Cordulegastriidae; Corduliidae; Aeshnidae; Perilestidae</p> <p>T Limnephilidae; Calamoceratidae; Leptoceridae; Glossosomatidae</p> <p>B Blaberidae</p>
7	<p>C Ptilodactylidae; Psephenidae; Lutrochidae</p> <p>O Gomphidae; Lestidae; Megapodagrionidae; Protoneuridae; Platystictidae</p> <p>T Philopotamidae</p> <p>Cr Talitridae; Gammaridae</p>
6	<p>O Libellulidae</p> <p>M Corydalidae</p> <p>T Hydroptilidae; Polycentropodidae; Xiphocentronidae</p> <p>E Euthyplociidae; Isonychidae</p>
5	<p>L Pyralidae</p> <p>T Hydropsychidae; Helicopsychidae</p> <p>C Dryopidae; Hydraenidae; Elmidae; Limnichidae</p> <p>E Leptohiphidae; Oligoneuriidae; Polymitarcyidae; Baetidae</p> <p>Cr Crustacea</p> <p>Tr Turbellaria</p>
4	<p>C Chrysomelidae; Curculionidae; Haliplidae; Lampyridae; Staphylinidae ; Dytiscidae; Gyrinidae; Scirtidae; Noteridae</p> <p>D Dixidae; Simulidae ; Tipulidae; Dolichopodidae; Empididae; Muscidae; Sciomyzidae;</p>

<p>Ceratopogonidae; Stratiomyidae; Tabanidae</p> <p>H Belostomatidae; Corixidae; Naucoridae; Pleidae; Nepidae; Notonectidae</p> <p>O Calopterygidae; Coenagrionidae</p> <p>E Caenidae</p> <p>Hi Hidracarina</p>
<p>3</p> <p>C Hydrophilidae</p> <p>D Psychodidae</p> <p>Mo Valvatidae; Hydrobiidae; Lymnaeidae; Physidae; Planorbidae; Bithyniidae; Bythinellidae; Sphaeridae</p> <p>A Hirudinea: Glossiphonidae; Hirudidae; Erpobdellidae</p> <p>Cr Asellidae</p>
<p>2</p> <p>D Chironomidae; Culicidae; Ephydriidae</p>
<p>1</p> <p>D Syrphidae</p> <p>A Oligochatea (todas las clases)</p>
<p>Nota: D, Diptera; E, Ephemeroptera; P, Plecoptera; T, Trichoptera; O, Odonata; C, Coleoptera; M, Megaloptera; H, Hemiptera; L, Lepidoptera; B, Blattodea; Tr, Tricladida; Cr, Crustacea; A, Annelida; Mo, Molusca</p>

Anexo 5. Ordenes, familias e individuos, de macroinvertebrados bentónicos recolectados en dos épocas en los ríos de la parte alta de la microcuenca del río Sesesmiles, departamento de Copán, Honduras.

Orden	Familia	No. Individuos
Coleoptera	Dryopidae	23
Coleoptera	Elmidae	62
Coleoptera	Hydraenidae	1
Coleoptera	Psephenidae	10
Coleoptera	Ptilodactylidae	165
Coleoptera	Scirtidae	4
Diptera	Chironomidae	79
Diptera	Empididae	2
Diptera	Simuliidae	50
Diptera	Tabanidae	4
Diptera	Tipulidae	49
Ephemeroptera	Baetidae	114
Ephemeroptera	Caenidae	5
Ephemeroptera	Euthyplociidae	15
Ephemeroptera	Heptageniidae	1
Ephemeroptera	Isonychiidae	1
Ephemeroptera	Leptohyphidae	173
Ephemeroptera	Leptophlebiidae	97
Hemiptera	Belostomatidae	16
Hemiptera	Naucoridae	26
Lepidoptera	Pirilidae	14
Megaloptera	Corydalidae	12
Odonata	Aeshnidae	1
Odonata	Calopterygidae	21
Odonata	Coenagrionidae	48
Odonata	Gomphidae	18
Odonata	Lestidae	1
Odonata	Libellulidae	76
Odonata	Megapodagrionidae	2
Odonata	Platystictidae	15

Odonata	Polythoridae	17
Plecoptera	Perlidae	173
Trichoptera	Hidropsychidae	572
Trichoptera	Hydroptilidae	1
Trichoptera	Hydrobiosidae	1
Trichoptera	Leptoceridae	103
Trichoptera	Odontoceridae	8
Trichoptera	Philopotamidae	41
Trichoptera	Polycentropodidae	1
Amphipoda	Amphipodidae	9
Gastropoda	Ancylidae	1

Anexo 6. Variables químicas del agua en los diferentes puntos muestreados de las franja riparia en la microcuenca del río Sesesmiles, Copán, Honduras.

punto	anchos	temperatura	turbidez	ph	Oxigeno Disuelto.
1	63.07	22	0	8	8
2	43	22	0	8	4
3	41.2	23	0	8	4
4	138.9	24	0	7	8
5	20.9	26	0	7	4
6	17.9	24	4	7	0
7	57.5	22	0	8	4
8	87.5	20	0	8	4
9	0	22	0	8	4
10	21.1	24	0	7	2
11	0	22	0	7	3
12	110	22	0	7	3
13	350.7	21	0	7	3
14	555	20	0	8	4
15	550	21	0	7	4
16	3	22	4	7	0
17	22.3	22	0	6	0
18	7.5	20	4	7	3
19	0	21	4	6	2
20	164.4	22	1	7	7
21	9.9	22	0	7	7
22	55.5	22	0	7	7
23	1.5	22	0	6	6
24	5.7	22	1	6	6
25	250	20	0	6	4
26	198	21	0	6	3
27	28.4	21	0	6	3
28	8.9	23	6	6	2
29	11.7	22	4	7	2
30	5.7	23	5	6	2

20. ARTICULO 3

Arcos, T.I.F. 2004. Análisis exploratorio de la percepción local acerca del papel de los bosques riparios, en la conservación de los recursos naturales de la microcuenca del río Sesesmiles, departamento de Copán, Honduras. Tesis MSc. CATIE.

Resumen

Se exploró la percepción local de 22 productores de la microcuenca del río Sesesmiles, departamento de Copán, Honduras, sobre los bosques riparios, con la finalidad de comprender los factores que influyen en la toma de decisiones, con respecto a la conservación de estos bosques. Los productores destacan el valor de los bosques riparios a nivel ambiental y socioeconómico. Sin embargo existe una fuerte presión sobre estos bosques, ya que los suelos bajo la vegetación riparia son apreciados por los agricultores para establecer cultivos y pasturas. Los productores utilizan algunos productos que brinda el bosque ripario y que forman parte de la sobrevivencia de los pobladores de la microcuenca, como: leña, madera y fruta. Los productores perciben que es importante la capacitación en el manejo de los bosques riparios, para recuperar y proteger un recurso que está en peligro de desaparecer.

Palabras Clave: Calidad del agua, deforestación, productos bosque ripario.

Abstract

The local perception of 20 producers regarding riparian forests was explored in the Sesesmiles River Microbasin, in Copán, Honduras. Producers emphasized the value of riparian forests for both environmental and socioeconomic functions. Nevertheless a strong pressure exists on these forests, since the areas under the riparian vegetation are used by farmers to establish crops and pastures. Farmers use some products (fuelwood, wood and fruits) provided by forests, as part of their survival strategy. Producers perceive that technical assistance is important in managing riparian forests to recover and to protect a resource in danger of disappearing.

Key words: products of riparian forest, riparian forest deforestation, water quality.

21. INTRODUCCIÓN

La importancia de la vegetación riparia radica en que está forma parte esencial de los ecosistemas fluviales, representando una zona de ecotono o transición entre el medio acuático y el medio terrestre de las inmediaciones del río. El bosque ripario recibe la influencia hidrológica de los caudales y de los suelos que rodean el bosque. Estos constituyen un espacio compartido en el ciclo del agua, de los sedimentos y de los nutrientes (Tánago s.f.). Entre los aportes más importantes de los bosques riparios a la conservación de los recursos naturales cabe destacar que los suelos bajo la vegetación riparia acumulan los sedimentos y nutrientes erosionados de las laderas, haciendo estos suelos muy apreciados por la agricultura por su alta concentración de nutrientes y con altos porcentajes de humedad por encontrarse al lado de los cauces, proporcionando un rápido crecimiento a los cultivos (Tánago s.f.).

Además, en estas áreas se encuentran generalmente suelos con elevada capacidad de infiltración y retención, que representan una gran reserva hídrica para la vegetación que contienen, la misma que a su vez cumplen la función de amarrar con sus raíces el suelo, ayudando a la estabilidad de los bancos en los márgenes de los ríos. La vegetación riparia cumple la función de almacenamiento y retención de sedimentos y nutrientes, evitando así el arrastre de estos hacia la parte baja de la cuenca. La existencia de amplias franjas riparias retrasa la formación de avenidas, disminuyendo considerablemente el porcentaje de agua de lluvia que llega a los cauces. Cabe mencionar la importancia de estos bosques en la conservación de la biodiversidad terrestre y acuática, en los agropaisajes fragmentados, en donde proporcionan hábitats y funcionan como corredores biológicos entre parches de bosque (Tánago s.f.).

Para entender por qué los bosques riparios son eliminados o conservados, es importante explorar la percepción de las personas que viven en las zonas rurales, que son propietarias y gestionan el territorio, sobre las ventajas y desventajas que brindan los bosques riparios en términos de la conservación de los recursos naturales. Estos criterios ayudarán al gobierno local a poder definir políticas y a la toma de decisiones y acciones de desarrollo rural que consideren los bosques riparios desde diferentes perspectivas de manejo.

La percepción local se expresa en opiniones de los productores, basados en los diferentes niveles de conocimiento acerca del medio ambiente que los rodea. Las percepciones pueden ser o no, ampliamente compartidas; en muchos casos, pueden ser idiosincrasias particulares a unos individuos, y sin ninguna o poca consistencia entre individuos (Sain 1997). Por ejemplo, la decisión de eliminar el bosque ripario porque estos albergan las serpientes venenosas, o insectos plaga que dañan sus cultivos. También existen percepciones ampliamente compartidas y consistentes en una población (Sain 1997), por ejemplo la percepción que tienen

los productores acerca de los beneficios de mantener la vegetación riparia con el fin de conservar fresca el agua de sus quebradas.

En la microcuenca del río Sesesmiles, los bosques riparios se encuentran ubicados en su mayoría, en la parte media y alta de la microcuenca, estos bosques se encuentran bajo una fuerte presión por parte de la agricultura, principalmente para el establecimiento de cultivos de maíz y frijol. Es importante mencionar que la microcuenca es una zona con altas pendientes, muchos casos con cultivos establecidos en laderas con 55% de pendiente, los bosques riparios en estas pendientes son eliminados y quemados, para establecer cultivos dejando muchas veces el suelo completamente descubierto, que es arrastrado cuando llueve directamente a los cauces que fluyen por la microcuenca.

La toma final de decisiones sobre el manejo, protección y conservación de los bosques riparios y en general de los recursos naturales, depende principalmente de los productores y propietarios que viven y aprovechan estos recursos; por estas razones, en esta investigación, se pretendió explorar la percepción local de los productores de la microcuenca del río Sesesmiles, acerca del valor que tienen los bosques riparios, cuáles son los motivos por qué son eliminados o conservados y cuáles son las perspectivas de los productores en el futuro hacia estos bosques.

22. METODOLOGÍA

22.1 Descripción del área de estudio

La investigación se realizó en la microcuenca del río Sesesmiles, perteneciente a la subcuenca del río Copán, localizada en el occidente de Honduras, en la región fronteriza entre Honduras y Guatemala. La microcuenca está ubicada en el municipio de Copán Ruinas, Departamento de Copán, con altitudes que varían de 600 a 1.600 msnm y entre las coordenadas 14° 43' y 14° 58' Latitud Norte, y 88° 53' y 89° 14' Longitud Oeste (MANCOSARIC 2003). La microcuenca del río Sesesmiles tiene un área de 38 km², con un total de 303 productores en la zona alta y media. En esta zona están ubicados las comunidades Sesesmil Primero, El Tigre, La Vegona, Sompopero, Sesesmil Segundo y Malcote.

22.2 Procedimiento metodológico

Se identificaron a través del recorrido de la microcuenca 120 productores que tienen dentro de sus fincas bosque ripario, de los cuales, a 22 productores que disponían de tiempo y se ofrecieron a colaborar, se les aplicó una entrevista semiestructurada exploratoria, de la percepción sobre los ecosistemas riparios (Anexo 7). Con la información recopilada se realizó estadística descriptiva y se utilizaron tablas de frecuencia para su análisis.

La validación de la información recolectada se realizó mediante un taller participativo, al cual asistieron 22 productores que contaban con bosques riparios en sus predios. Los productores son propietarios de las tierras, y el tamaño de las fincas son en promedio de 26 hectáreas, las cuales están dedicadas al cultivo de café y ganadería, además se cultiva maíz y frijol para el consumo interno de las familias. La metodología utilizada en el taller fue adaptada de las herramientas participativas propuestas por Geilfus (1998) que consintió en: lluvia de ideas, en donde los productores expresaron su percepción acerca de los bosques riparios. Se realizó una matriz de evaluación del estado actual de los recursos, para explorar cual es el estado actual de los ecosistemas riparios y cuales son los productos que se extraen del bosque ripario. Los participantes votaron sobre el tipo de producto que se extrae, la calidad y cantidad de los recursos que proporciona el bosque ripario, en tarjetas que después fueron pegadas en la pared para discutir sobre la información obtenida, y triangular la misma con la información obtenida en campo mediante las entrevistas.

23. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

23.1 Percepción de los productores sobre el valor del bosque ripario

Para el 55% de los productores encuestados, el bosque ripario tiene un valor ambiental, como por ejemplo: en la conservación de la calidad del agua, conservación especies de flora y fauna, que ya no se encuentran ni en los cultivos y menos aún en las pasturas, y disminuye la erosión en las márgenes de los cauces. Un 45% de los productores piensa que los bosques riparios tienen un valor económico y social, ya que brindan productos como frutas, leña y madera, para el consumo de la familia dentro de la finca. Además del valor ambiental que justifica la restauración de los ecosistemas riparios y su conservación en la parte alta y media de la microcuenca del río Sesesmiles, tienen una gran trascendencia económica, especialmente desde un punto de vista de gestión sostenible de los ecosistemas naturales; por ejemplo, el retraso en la formación de avenidas en los caudales, la recarga de acuíferos, la estabilización de las orillas, y la retención de sedimentos y nutrientes, etc., suponiendo un enorme ahorro en inversiones para el mantenimiento de los cauces y una riqueza natural de agua, suelo,

vegetación y fauna riparia (Tánago s.f.). Estos beneficios son difusos y no siempre son percibidos por la sociedad, en la parte baja de la microcuenca, y cuencas hídricas vecinas aunque son todas ellas las que se benefician.

23.2 Percepción de los productores acerca de los productos que se extraen del bosque ripario

Se encontró que el 70% de los 22 productores entrevistados en la microcuenca extraen algún producto de las franjas de bosque ripario y el 30% de los productores entrevistados en la parte media y alta de la microcuenca del río Sesesmiles conservan las franjas riparias con la intención de proteger el agua de los cauces que discurren por sus propiedades, ya que la vegetación proporciona sombra y en época de sequías prolongadas cuentan con un suministro fresco de agua para su consumo y abastecimiento de algunos productos para el hogar como por ejemplo leña.

El 44% de los productores extraen leña para consumo del hogar o para el beneficiado del café, el 29% de los productores extraen madera de los bosques riparios, ya sea para la construcción como para postes de cercos, y el 27% extraen frutas comestibles como zapote (*Pouteria sapota*), pacayas (*Chamaedorea tepejilote*) o lancetillas (*Chamaedorea sp.*).

23.3 Percepción de los productores sobre el uso del agua y el aporte de los bosques riparios a la calidad del agua

En la microcuenca el 35% de los productores utiliza el agua de los ríos que aún conservan franjas riparias para el consumo del hogar, el 55% utilizan estos cauces como abrevaderos para el ganado vacuno dentro de sus propiedades y el 10% da otros usos al agua como por ejemplo para regar huertas caseras, limpieza de establos y beneficiado de café.

En cuanto a la calidad del agua dentro de los cauces que cuentan con bosques riparios el 40% de pobladores piensa que es de muy buena calidad y el 33% piensa que es de buena calidad, gracias a que los cauces se encuentran rodeados por bosque ripario, en algunos casos sin embargo, creen que el bosque ensucia el agua y que aunque estos rodeen el agua los contaminantes de las tierras adyacentes llegan a los cauces en gran cantidad (Figura 18).

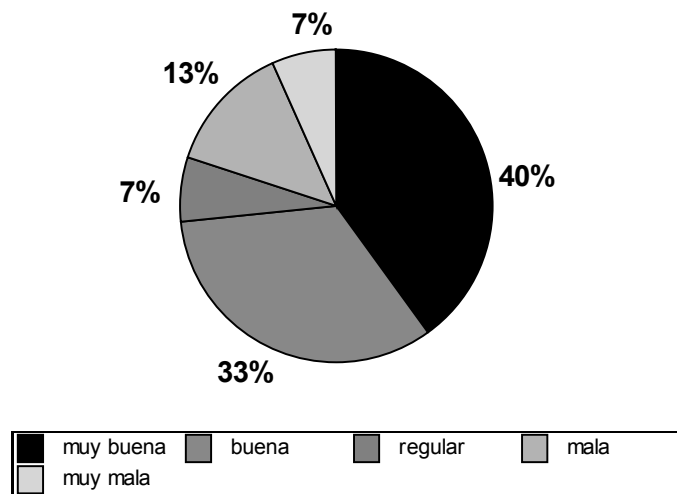


Figura 18. Distribución porcentual de la percepción de los productores (n=22) acerca de la calidad del agua dentro de bosques riparios, microcuenca del río Sesesmiles, Copán, Honduras, 2005.

23.4 Percepción de los productores acerca de la fauna de los bosques riparios

Los bosques riparios albergan gran cantidad de animales (Ceccon 2003); los productores de la microcuenca han reportado que el grupo de animales que más se observa son los mamíferos pequeños como por ejemplo: ardillas (*Sciurus sp.*), mapaches (*Procyon lotor*) y armadillos (*Dasypus novemcinctus*), seguidos por aves, reptiles, anfibios e insectos.

El 54% de los productores respondieron que los animales del bosque ripario traen beneficios para sus cultivos, ya sea de polinización, control de insectos plaga etc., y el 46% respondieron que algunos animales son dañinos para ellos, como las serpientes que según la percepción de los productores están asociadas a la vegetación riparia y son peligrosas para sus familias y sus animales. También expresaron su descontento en cuanto a las pérdidas en sus cultivos, por ejemplo el daño que ocasionan los conejos (*Sylvilagus sp*) y las ardillas que se comen el frijol, dañan las plantaciones de maíz y rompen las cuerdas que sirven para atar las matas de tomate. En las franjas riparias de la microcuenca del río Sesesmiles se han encontrado 145 especies de aves de las 715 reportadas para toda Honduras y 49 familias y 11 órdenes de macroinvertebrados bentónicos, los cuales se encuentran asociados a los anchos de las franjas riparias (Arcos 2005).

23.5 Percepción de los productores, respecto a la deforestación de los bosques riparios

Aunque los productores perciben la importancia ambiental y socioeconómica que tienen los bosques riparios para la comunidad, existen conflictos para su protección, porque los productores necesitan extender muchas veces sus cultivos o pasturas en los suelos que ocupan los bosques riparios, para aumentar el área de producción, aunque esto no signifique necesariamente aumentar sus ingresos. Esto ha tenido mayor peso en sus tomas de decisiones a la hora de proteger o cortar las franjas riparias. El 85% de los productores entrevistados ha cortado completamente y ha quemado el bosque ripario en los últimos 10 años, de estos, el 46% ha sido para utilizar el espacio para sembrar cultivos de café, maíz y frijol, el 36% ha cortado el bosque ripario para el establecimiento de pasturas y el 18% ha cortado el bosque para aprovechar la madera en la construcción y para postes.

Los conflictos de los productores con respecto a la deforestación de los bosques riparios se producen porque estos se ubican donde generalmente se acumula la materia orgánica de suelos que se erosionan en laderas sin vegetación de las microcuencas. Por consiguiente, los suelos bajo los bosques riparios son muy apreciados por los agricultores ya que dichos suelos, según la percepción de todos los productores entrevistados, son muy fértiles, además en zonas secas como es el caso de Copán, donde es difícil abastecerse de agua en la época seca, los suelos bajo los bosques riparios brindan óptimas condiciones físicas, químicas y biológicas para el crecimiento de cultivos y pastizales (Tanágo s.f.). Este hecho ha motivado la ocupación casi generalizada de las riberas de los ríos por los cultivos agrícolas, ya sea de secano o de regadío, y pasturas en la microcuenca del río Sesesmiles, eliminado gran parte de la vegetación riparia.

Aparte de la agricultura, en la zona se han dado y se están dando otros usos para la vegetación riparia, como la extracción de madera y leña que han deteriorado o eliminado por completo la funcionalidad de la vegetación ribereña. Se puede decir que en la mayoría de los ríos la vegetación riparia se restringe a una estrecha franja de orilla, siendo mínima en las zonas de mayor producción agropecuaria (Ibero 1996).

La destrucción de los bosques riparios implica no solamente la extinción de animales y plantas, ya que también se pierde el nivel conectividad entre parches de bosques (Tánago s.f.), dado que la fragmentación es una característica del paisaje agropecuario en Centroamérica. Debido al creciente deterioro ambiental y demanda de recursos por la sociedad se debe incentivar la investigación, conservación y recuperación de los bosques riparios, en las cuencas y microcuencas, tanto a nivel nacional, como municipal.

23.6 Capacitación de los productores en el manejo de los bosques riparios

El 90% de los productores nunca han recibido capacitación acerca del manejo o protección de los bosques riparios y no conocen la legislación hondureña acerca del ancho de franjas riparias que se deben respetar. Sin embargo, el 75% de los pobladores reportan que es necesario capacitación en el tema de manejo de los bosques riparios y el 93% de los 22 productores entrevistados piensan que es importante que el gobierno vigile el cumplimiento de las leyes de protección de estos ecosistemas. Según la percepción de los productores sobre el futuro de los ecosistemas riparios que poseen en sus fincas se encontró que el 47% de ellos piensa mantener los bosques riparios, con el fin de proteger el agua (Figura 19)

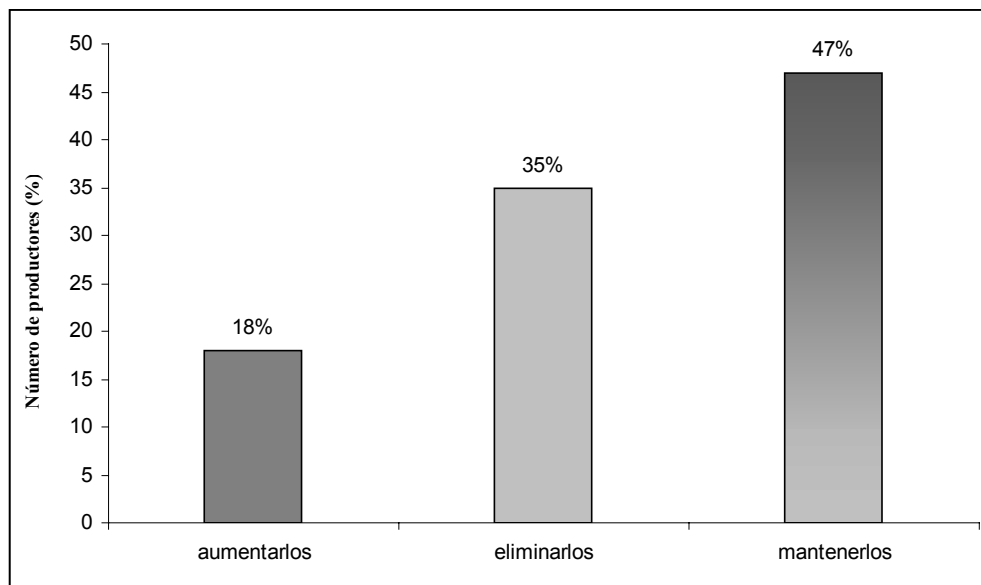


Figura 19. Distribución porcentual de la percepción de los productores sobre lo que harán en el futuro con los bosques riparios, microcuenca del río Sesesmiles, Copán, Honduras, 2005.

24. CONCLUSIONES Y RECOMEDACIONES

24.1 Conclusiones

Para la microcuenca del río Sesesmiles, ubicada en la parte alta de la ciudad de Copán Ruinas, existen muchas razones hidrológicas y ecológicas que justifican la conservación y restauración de los ecosistemas riparios además de la gran trascendencia económica, ya que esta microcuenca abastece de agua a la ciudad de Copán Ruinas que es un importante destino turístico en Honduras.

Los productores de la microcuenca del Sesesmiles utilizan algunos productos que brindan los bosques riparios, y que forman parte de la sobrevivencia, ya que solventan algunas necesidades fundamentales como: combustible, algunos alimentos y materiales para la construcción. Comprender la percepción de los productores en la microcuenca sobre el uso, aspiraciones y conflictos con los bosques riparios, es fundamental para elaborar propuesta de conservación y restauración viables en el contexto local.

Es necesario la capacitación de los productores en el manejo de los bosques riparios, para informar de los beneficios que estos brindan no solamente a ellos, sino a toda la sociedad, y que el gobierno local incorpore en su plan de manejo de cuencas y en sus políticas la conservación y restauración de los bosques riparios.

24.2 Recomendaciones

Es necesario realizar investigación que profundice en el conocimiento y percepción de los productores sobre el bosque ripario, ya que el aporte de información sobre la ecología, y aprovechamiento de los bosques riparios, por parte de los actores locales es fundamental para el manejo integrado de manejo integrado de la microcuenca.

Enriquecer las franjas riparias con especies nativas maderables que estabilicen los taludes e incrementen la disponibilidad de leña y madera y además aumente la retención e infiltración de la escorrentía superficial.

Apoyar a los productores a establecer bebederos dentro de los potreros para que no tengan que llevar al ganado a beber agua directamente de los ríos y así evitar la destrucción del bosque ripario, a la vez que se evita la contaminación del agua.

25. LITERATURA CITADA

- Arcos, T.I. 2005. Efecto del ancho de banda de los ecosistemas riparios en la conservación de la calidad del agua y la biodiversidad en la microcuenca del río Sesesmiles, Copán, Honduras. Turrialba, Costa Rica. Tesis MSc. CATIE. 141 p.
- Ceccon, E. 2003 Los bosques ribereños y la restauración y conservación de las cuencas hidrográficas. *Ciencias* 72: 46-53.
- Ibero, C. 1996. Ríos de Vida. El estado de conservación de las riberas fluviales en España. SEO/Bird Life 104 p.
- Tanágo, M. G. s.f. Las riberas, elementos clave del paisaje y en la gestión del agua. Departamento de Ingeniería Forestal. Universidad Politécnica de Madrid 13 p.
- Sain, G. 1997. Seminario-taller: la adopción de tecnologías: la perceptiva del agricultor y sus implicaciones para la elaboración de políticas. San José, Costa Rica. 350 p.

26. ANEXOS

Anexo 7. Guía de preguntas de la encuesta exploratoria sobre los bosques riparios, aplicada a los productores de la microcuenca del río Sesesmiles, Copán, Honduras, 2005.

ASPECTOS GENERALES

Fecha _____ No de la finca _____ Nombre del productor _____
Comunidad _____ Tamaño de la finca _____

GUÍA DE ENTREVISTAS SEMI-ESTRUCTURADAS

1. ¿Qué usos hacen del bosque ripario?

1.1 () extracción de productos

1.2 () turismo

1.3 () protección del agua

1.4 () abrevaderos para animales

1.5 () protección ante inundaciones

1.6 () consumo de agua

2. ¿Qué productos extrae del bosque ripario?

2.1 () madera 2.3 () leña 2.5 () orquídeas 2.7 () medicinas 2.8 () resinas

2.2 () frutas 2.4 () caza 2.6 () otros cuales _____

3. ¿Qué cantidad extrae al mes?

Producto	Frecuencia (al mes o año)	Cantidad (al mes)
Madera		

3. ¿Qué productos del bosque ripario se comercializan?

3.1 () madera 3.3 () leña 3.5 () orquídeas 3.6 () medicinas 3.7() resinas 3.2 () frutas 3.4
() carne silvestre 3.8() otros, cuáles _____

4. ¿Qué porcentaje de sus ingresos vienen de productos del bosque ripario?

5. ¿En los últimos 10 años, ha cortado bosque ripario en su finca?

5.1 Sí 5.2 NO

6. En caso afirmativo, ¿Por qué corta el bosque ripario?

6.1 () para sembrar cultivos 6.3 () para establecer pasturas
6.2 () para extracción de leña y madera 4.4 () para obtener espacio para la construcción
6.5 () otros motivos, cuales _____

7. ¿Cuáles son sus planes para los bosques riparios en su finca en los próximos 5 años?

7.1 mantenerlos
7.2 eliminarlos
7.3 aumentarlos

8. ¿Qué tipo de animales ha podido ver dentro del bosque ripario? ¿Y cuáles son las especies más comunes?

8.1 () mamíferos 8.2 () aves 8.3 () reptiles 8.4 () anfibios 8.5 () peces

Grupo de animales	¿Cuáles?	¿Cuántos?
mamíferos		

9. ¿La presencia de los animales en los bosques riparios afecta en alguna manera su producción?

Sí No

9.1 ¿Trae algún beneficio a su finca?

9.2. ¿Sirve como fuente de proteína?

9.3. ¿Provee servicios ambientales? ¿Polinización, control plagas etc?

9.4. ¿El bosque ripario aporta con algún producto a la alimentación familiar? ¿Cuáles?

10. ¿Cómo usted clasificaría la calidad del agua en su bosque ripario?

10.1 () muy buena 10.2 () buena 10.3 () regular 10.4 () mala 10.5 () muy mala

11. ¿Cómo cree usted que es la fertilidad del suelo dentro del bosque ripario en comparación los suelos bajo pastizales?

11.1 () mucho mejor 11.2 () mejor 11.3 () igual 11.4 () peor 11.5 () mucho peor

¿Por qué?

12. ¿Cuál es la mayor importancia del bosque ripario?

12.1 () económica 12.2 () sociocultural 12.3 () ambiental

13. ¿Ha recibido capacitación, de alguna institución u organización involucrada en la zona con la conservación de estos ecosistemas?

13.1 () sí 13.2 () no

14. ¿Conoce de la legislación sobre bosques riparios?

14.1 () sí 14.2 () no

15. ¿A qué distancia se debe dejar bosque ripario según la ley?

16. ¿En la práctica, que ancho de bosque ripario se deja en las fincas? ¿Por qué?

17. ¿Quién tiene responsabilidad de vigilar que se cumple esta ley?

18. ¿En la práctica, hay alguna institución vigilando bosque ripario?

19. ¿En su opinión, hace falta vigilar los bosques riparios?

20. ¿En su opinión, las leyes sobre los bosques riparios son justas? ¿Por qué sí o no?

21. Según su opinión, que tan anchos deberían ser los bosques riparios? ¿Por qué?

21.1 () >10 m

22.2 () 10 – 50 m

23.3 () 50 -100 m

24.4 () 100 -150 m

25.5 () >150 m

22. ¿Cuál es el efecto de tener bosques riparios, junto al agua?