

El Colegio de la Frontera Sur

Efectos del paisaje sobre un índice biótico de integridad en el río Hondo

TESIS

presentada como requisito parcial para optar al grado de Maestría en Ciencias en Recursos Naturales y Desarrollo Rural Por

Biól. Rodrigo Iván Pacheco Díaz

Dedicatoria
A mis padres Orlando Pacheco y Alicia Díaz por todo su amor, cariño, comprensión y
apoyo que siempre me han brindado y a toda mi familia que siempre creyó en mí y
siempre han estado para ayudarme en todo momento.

Agradecimientos

A mi tutor el Dr. Juan Jacobo, por todo el apoyo brindado para la elaboración de este trabajo y ser parte de mi formación profesional.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por la beca otorgada, para realizar los estudios de maestría.

Al proyecto 23674, convocatoria SEMARNAT-CONACYT 2006/01, con nombre "Un índice de integridad biótica para la cuenca del río Hondo, Quintana Roo" y al permiso de pesca de fomento No. DGOPA.04715.240810.2914.

A El Colegio de la Frontera Sur, unidad Chetumal, por brindarme la oportunidad de realizar mis estudios en esta institución.

A mi honorable consejo tutelar formado por la Dra. Birgit Schmook, Dr. Gerald Alexander Islebe y al M. en C. Holger Weissenberger, por todas las revisiones, comentarios, sugerencias y ayuda brindada durante todo este tiempo, así como a la Dra. Teresa Álvarez Legorreta y el Dr. Jorge Correa Sandoval, por sus comentarios y sugerencias.

A mi amigo el Ing. Roberto Herrera por su ayuda las salidas de campo, a José Santos y Gabriela Zacarías, por facilitarme toda la información solicitada.

A los compañeros de la maestría: Aura, Karla, Laura, Lissie, Saúl, Sofía, Vianney y Víctor así como a Ariane, Nancy, René, Salvador, por su amistad y apoyo a lo largo de todo el proceso.

A la familia Yam Palacios, por su apoyo y hospitalidad a lo largo de todo este tiempo.

Finalmente a toda mi familia que siempre ha estado conmigo para apoyarme y darme ánimos.

CONTENIDO

4 INTRODUCCIÓN	4
1. INTRODUCCIÓN	1
	3
2.1. Índice biótico de integridad (IBI) 2.2. Sistemas riparios	5
2.3. Índice biótico de integridad y paisaje	6
3. OBJETIVOS	8
3.1. General	8
3.2. Específicos	8
4. HIPÓTESIS	8
5. MATERIALES Y MÉTODOS	9
5.1. Área de estudio	9
5.2. Metodología	11
5.3. Variables paisajísticas y ambientales	13
5.4. Determinación de paisajes y elaboración de mapas	13
5.5. Comprobación de la distribución potencial del IBI en la cuenca	16
6. RESULTADOS.	17
6.1. Usos del suelo y coberturas	17
6.2. Usos del suelo y coberturas presentes en los sitios de muestreo	19
6.3. Usos del suelo, coberturas y variables paisajísticas	23
6.4. Relación entre el IBI y los usos del suelo y coberturas	27
6.5. Paisajes presentes en la cuenca	28
6.6. Relación entre el IBI y los paisajes presentes en la cuenca del río Hondo	29
6.7. Elaboración del mapa potencial de distribución de integridad biótica en la	
cuenca del río Hondo	32
6.8. Comprobación del mapa potencial de distribución de integridad biótica	33
7. DISCUSIÓN	34
7.1. IBI, basado en peces, para la cuenca del río Hondo	34
7.2. Efectos relativos de los usos del suelo, coberturas y paisajes sobre el IBI	35
7.2.1. Uso del suelo y paisajes de agricultura	35
7.2.2. Uso del suelo y paisajes de asentamientos humanos	37
7.2.3. Uso del suelo y paisajes de pastizal	39
7.2.4. Uso del suelo y paisajes de vegetación secundaria	40
7.2.5. Cobertura y paisajes de selvas	41
7.2.6. Cobertura y paisajes de humedales	42
7.2.7. Cobertura y paisajes de cuerpos de agua	42
7.3. Mapa de distribución potencial	44
8. CONCLUSIÓN	44
9.LITERATURA CITADA	46
10 PURI ICACIÓN	58

LISTA DE FIGURAS.

Fig. 1. Ubicación de la cuenca del río Hondo	9 11
Fig. 3. Clases de uso del suelo y coberturas en la cuenca del río Hondo	17
Fig. 4. Distribución de las clases de usos del suelo y coberturas en la cuenca	17
del río Hondo, de manera estratificada	19
Fig. 5. Porcentaje total de las clases encontradas en todos los sitios de	10
muestreo, en las cuatro diferentes escalas espaciales establecidas	20
Fig. 6. Porcentaje de cobertura de las diferentes clases de uso del suelo y	
coberturas en los 23 sitios muestreados, a las cuatro escalas de medición	22
Fig. 7. Análisis exploratorio de los sitios contra los diferentes variables	
medidas	23
Fig. 8. Paisajes presentes en la cuenca del río Hondo	28
Fig. 9. Mapa de distribución potencial de integridad biótica en la cuenca del río	
Hondo	32
LISTA DE TABLAS.	
Tabla 1. Métricos utilizados por Schmitter-Soto et al. (2011), para la	
elaboración del índice biótico de integridad para la cuenca del río Hondo	12
Tabla 2. Origen de las principales capas de información utilizadas	14
Tabla 3. Clases encontradas en la cuenca del río Hondo	18
Tabla 4. Sitios con sus respectivos valores de cobertura en (%) de cada clase,	
distancias con respecto al sitio (m) y precipitación promedio anual (mm)	24
Tabla 5. Asociación entre las variables medidas y los usos del suelo y	
coberturas totales en la cuenca a las cuatro escalas de medición	26
Tabla 6. Coeficientes de correlación de Pearson entre las clases de usos del	
suelo y coberturas y los valores del IBI (Schmitter-Soto et al. 2011) para toda	
la cuenca del río Hondo, a las cuatro diferentes escalas de medición	27
Tabla 7. Abreviaturas de los diferentes términos usados para los paisajes en la	
cuenca	29
Tabla 8. Coeficientes de correlación de Pearson entre los paisajes presentes	
en la cuenca del río Hondo y los valores del IBI (Schmitter-Soto et al. 2011) a	
las cuatro diferentes escalas de medición.	31

Resumen

En la parte sur del Estado de Quintana Roo se encuentra la cuenca del río Hondo. Ésta presenta un gran número de asentamientos humanos, los cuales dependen de la ganadería, la agricultura, la pesca y el turismo. Estas actividades representan un riesgo para el estado de salud de los ecosistemas acuáticos, ya sea por la presencia de contaminantes o por la modificación total o parcial del entorno natural. Con la finalidad de conocer el grado de afectación presente en la cuenca, se realizó un análisis espacial de un índice biótico de integridad (IBI), en función de elementos del paisaje. Se seleccionaron 23 sitios de muestreo, donde se determinaron los porcentajes de cobertura de los diferentes usos del suelo, coberturas y paisajes a varias escalas espaciales de medición (125, 250, 500 y 1000 m) en los distintos estratos de la cuenca (alta, media, baja). Si bien se encontraron correlaciones bajas entre las variables del paisaje y el IBI, se observaron diferencias entre los estratos de la cuenca. Los paisajes con agricultura, asentamientos humanos y vegetación secundaria presentaron relaciones negativas con respecto al IBI, en la cuenca alta y baja, así como las selvas y los pastizales en la cuenca media. Del total de usos, coberturas y paisajes ubicados en la cuenca del río Hondo, los que resultaron ser más perjudiciales para la integridad biótica fueron los de origen antrópico, mientras que los que menos afectaron fueron los de carácter natural, tales como humedales y selvas. Conocer la condición del paisaje puede ser de utilidad para determinar el estado de salud de los ambientes acuáticos en la cuenca del río Hondo.

Palabras clave: Cuenca, Impacto humano, Integridad biótica, Paisaje, Peces.

1. INTRODUCCIÓN

La parte sur del Estado de Quintana Roo presenta varios asentamientos humanos, los cuales dependen para su subsistencia de actividadades forestales, agrícolas, pecuarias y turismo (Hoy-Manzanilla y Cahuich-Piña 1994). Dichas actividades pueden ser consideradas como amenazas para los cuerpos de agua dulce presentes en la zona, debido a la presión crónica de las comunidades aledañas (e.g. uso de fertilizantes) y la modificación total o parcial del paisaje en diferentes escalas de magnitud.

Los sistemas dulceacuícolas actúan como sumideros de las sustancias de desecho, como materia orgánica, plaguicidas, entre otros, provenientes de las actividades agropecuarias, industriales y de las casas habitación (Allan et al. 1997, Harding et al. 1998, Magnon-Basnier 1996; Schmitter-Soto et al. 2002, Wang et al. 2001). Por último, se tiene la presencia de especies invasoras como la tilapia (Ross 1991, Schmitter-Soto y Caro 1997).

Las principales causas de cambio de uso del suelo en la cuenca del río Hondo son el establecimiento de áreas de cultivo de caña de azúcar (producción de azúcar) y pastizales (para la engorda de ganado vacuno y caprino), la modificación de los cursos de agua para crear balnearios turísticos y actualmente el interés de la gente en tener granjas de producción de tilapia en la zona (obs. pers.).

Estas amenazas ocasionan mermas de la calidad y salud del ambiente, debido a la contaminación de fuentes no puntuales y la acumulación de los impactos del uso del suelo, haciendo que algunos de estos sitios se contaminen y eutroficen, llevando a dañar seriamente la calidad del agua (Perterjohn y Correll 1984, Schmitter-Soto et

al. 2011, Zampella 1994). Esto afecta tanto al ecosistema como a las comunidades humanas que dependen del recurso para el desarrollo de sus actividades cotidianas.

Con la finalidad de conocer el estado actual del ecosistema, surge la necesidad de utilizar herramientas que puedan cuantificar la respuesta biótica del mismo a las problemáticas antes mencionadas. Los índices bióticos de integridad (IBI) son una opción, ya que integran información a múltiples niveles de organización biológica y son óptimos para evaluar el impacto humano sobre las comunidades acuáticas (Karr 1981).

Para la cuenca del río Hondo, Schmitter-Soto et al. (2011) elaboraron el primer IBI, el cual determinó el estado de los ecosistemas lóticos someros en diferentes partes dentro de la cuenca. El presente trabajo plantea realizar la extrapolación de los valores encontrados del IBI, basado en elementos del paisaje en la cuenca, así como conocer la relación existente entre los diferentes usos del suelo, coberturas y paisajes en la cuenca, con respecto a los valores bióticos de integridad antes obtenidos.

2. MARCO TEÓRICO

2.1. Índice biótico de integridad (IBI)

La integridad biótica se define como la capacidad de un ecosistema para sostener y mantener una comunidad balanceada, integrada y adaptable de organismos, con una composición de especies, diversidad y organización funcional comparables a las del hábitat natural de la región (Karr y Dudley 1981).

La medición de la integridad biótica sirve como referencia de la condición ambiental de los ecosistemas. Su uso presenta dos ventajas en comparación con las metodologías químicas y físicas, ya que contempla los atributos ecológicos y los componentes bióticos y abióticos (Karr 1981), los cuales integran y acumulan los efectos de diferentes tipos de presiones, actuando como buenos indicadores de impacto, al mostrar una medida ecológica de la fluctuación de las condiciones ambientales (Barbour et al. 1999). Así mismo, los IBI son importantes porque integran la variabilidad ambiental a diferentes escalas espaciales (Oberdorff et al. 2002) y por lo tanto son mejores indicadores del ecosistema y no sólo del área de muestreo.

El primer IBI basado en peces fue desarrollado y utilizado en América del Norte (Karr 1981). La versión original utilizó 12 medidas biológicas que reflejaban la riqueza y composición, así como la abundancia y la condición de los peces y la estructura trófica, entre otras características.

En los últimos años se han utilizado muchos criterios similares y adaptado otros a fin de reflejar el estado de calidad del hábitat en varias partes del mundo. Este índice se ha aplicado a muchos tipos de ambientes, como estuarios (Van Dolah

et al. 1999, Weisberg et al. 1997) ambientes marinos (Borja et al. 2000) y humedales (Teels et al. 2004).

Se han utilizado diversos organismos como indicadores, por ejemplo invertebrados bénticos (Kerans y Karr 1994, Klemm et al. 2003, Stone y Wallace 1998), plantas (Griffith et al. 2002), microalgas (Fore 2002, Hill et al. 2000) e incluso aves (Bryce et al. 2002).

En México la aplicación de esta herramienta se encuentra en desarrollo y se han realizado índices tanto para ríos como para lagos. Son todavía pocos los sitios en donde se han implementado, la mayoría para el centro del país. Ejemplos de esto son los IBI para los ríos Armería, Marabasco y Purificación, en el occidente de México (Lyons et al.1995), la parte baja del río Bravo (Contreras-Balderas et al. 2000), en lagos de la parte central de México (Lyons et al. 2000) y el río Nazas en Durango (Contreras-Balderas et al. 2005), entre otros. Recientemente se elaboró un IBI para la cuenca del río Hondo (Schmitter-Soto et al. 2011).

No sólo se han propuesto estos índices en sitios variados, con organismos y criterios diferentes, sino que también se ha incluido el uso de otras herramientas para su elaboración, como la utilización de estudios espaciales por ejemplo, Wang et al. (2000) y la implementación de sistemas de información geográfica (SIG) (Goddard et al. 2008).

2.2. Sistemas riparios

Los sistemas riparios son áreas semiterrestres influenciadas regularmente por agua dulce, se extiende desde el borde del cuerpo de agua hasta el borde de las comunidades de las partes altas. Incluye los ensambles bióticos y las interacciones entre los componentes de las zonas de transición o ecotonos de ambientes acuáticos y terrestres asociados con corrientes de agua (Naiman y Decamps 1990).

Los sistemas riparios son ecosistemas dinámicos tanto en estructura como en función, se presentan como un mosaico de hábitats que sustentan a una gran cantidad de organismos. Poseen una alta diversidad biológica, brindan servicios ecológicos, proveen de alimento y esparcimiento a los humanos y son altamente vulnerables a la modificación (Naiman et al. 2005). Estos ecosistemas se encuentran en constante cambio debido a la influencia de los procesos relacionados con las corrientes y el nivel del agua, lo que ocasiona variaciones en las características del ambiente acuático, así como de la vegetación asociada.

Los disturbios son una parte importante de estos ecosistemas y son producidos por eventos naturales tales como inundaciones, incendios, tormentas o por la intervención humana, donde la urbanización, la deforestación, la agricultura y la desertificación son los que más efectos negativos presentan (Forman y Collinge 1997). Estas alteraciones tienen consecuencias importantes en los patrones de distribución de los organismos (Grime 1979, White y Harrold 1997). Con el estudio de los sistemas riparios es posible conocer las interacciones entre los patrones espaciales y temporales, así como los patrones ecológicos que se presentan en el contexto de la heterogeneidad espacial medida en varias escalas (Turner 1998).

2.3. Índice biótico de integridad y paisaje

Se han realizado trabajos donde se incorporan los componentes de paisaje en sistemas riparios y valores de IBI. Ejemplos de esto son los trabajos de Roth et al. (1996), quienes utilizaron 23 arroyos de aguas cálidas en el medio oeste de Estados Unidos y evaluaron la condición de los sitios por medio de un IBI basado en peces y un índice de calidad de hábitat comparado con las condiciones riparias y del paisaje a diferentes escalas espaciales.

Wang et al. (1997) analizaron la asociación entre el uso del suelo de las cuencas hidrográficas y calidad del ambiente y un índice biótico de integridad para 134 sitios en 103 arroyos ubicados en Wisconsin.

Fitzpatrick et al. (2001), en 25 arroyos en Wisconsin, determinaron la relación a diferentes escalas espaciales de peces e invertebrados acuáticos contra variables bióticas y ambientales.

Wang et al. (2001) estudiaron los efectos de la urbanización, el uso del suelo, el hábitat y las comunidades de peces en el sureste de Wisconsin.

Snyder et al. (2003) exploraron la relación entre los usos del suelo, el ensamble de peces y las condiciones riparias con dos índices bióticos de integridad basados en peces, a diferentes escalas, en 20 cuencas en la parte central de la cordillera de los Apalaches, Estados Unidos.

Pinto et al. (2006), compararon los efectos del paisaje y las condiciones riparias contra un índice biótico de integridad, en el río Paraiba, sureste de Brasil.

La importancia de este estudio radica en el análisis espacial de los valores de un IBI de peces con respecto a los elementos del paisaje en la cuenca del río Hondo. Se propone el análisis de la ubicación geográfica de los diferentes usos del suelo, coberturas y paisajes, así como su relación con los valores de integridad biótica de la cuenca. Esto generará información útil para localizar y atender la problemática de la contaminación del agua, pérdida de los recursos naturales y el desarrollo rural en la región, identificando las zonas con potencial de sufrir afectaciones mayores, así como aquellas con gran valor ecológico, donde se puedan realizar prácticas de manejo y conservación de los recursos naturales.

3. OBJETIVOS

3.1. General

Evaluar los efectos de los usos del suelo, coberturas y paisajes sobre un índice biótico de integridad basado en peces de la cuenca del río Hondo.

3.2. Específicos

Identificar los usos del suelo, coberturas y paisajes presentes en la cuenca del río Hondo.

Determinar la relación de los usos del suelo y coberturas con respecto a otras variables paisajísticas.

Determinar áreas con valores potenciales de IBI en la cuenca del río Hondo y realizar la representación gráfica de dichas áreas en la zona con la ayuda de un SIG.

4. HIPÓTESIS

Se espera que existan relaciones entre el valor del IBI y las condiciones del paisaje de cada sitio. En lugares que presentan una remoción de la vegetación natural, se tendrán valores de índice bajos, debido a la presencia de cambios en las condiciones ambientales de las diversas localidades, en particular aquellas condiciones que reflejan cambios en la calidad del hábitat, tanto en las condiciones físicas como ambientales del sitio, mientras que en los sitios que presenten menos disturbios o cambios en la vegetación original se presentarán valores altos de integridad biótica.

5. MATERIALES Y MÉTODOS

5.1. Área de estudio

El área de estudio se localiza en el sureste de la península de Yucatán, en la porción mexicana de la cuenca del río Hondo. Abarca parte del municipio de Calakmul, Campeche y el sur del municipio de Othón P. Blanco, Quintana Roo (Fig 1). Esta zona se caracteriza por la presencia de diversos ecosistemas acuáticos, donde destaca la presencia del río Hondo, así como un gran número de cenotes, lagunas, humedales, arroyos y manantiales. Los suelos típicos están representados por regosoles, vertisoles y rendzinas (Arriaga et al. 2008). El clima presente en la zona es del tipo cálido sub-húmedo con régimen de lluvias intermedio y alto porcentaje de lluvia invernal. La precipitación media anual va desde 1200 a más de 1400 mm (García 1973). La temperatura promedio anual es de 24-28 °C (INE 2009, INEGI 2009). Se presentan tres estaciones climáticas: secas, lluvias y "nortes" (García 1973).

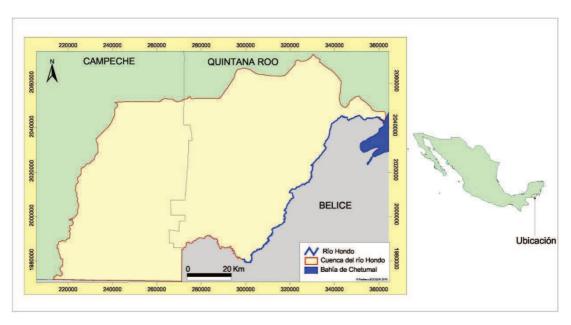


Fig. 1. Ubicación de la cuenca del río Hondo (parte mexicana).

La vegetación presente está compuesta en su mayoría por vegetación de selvas altas o medianas subperennifolias con diferentes asociaciones tales como *Manilkara zapota* (zapote), *Bucida buceras* (pucté), *Cryosophila argentea* (guano kum), entre otras. Así mismo, se encuentran agrupaciones primarias no óptimas, como el botanal, sabana, tintal, tasistal, popal, tular, manglar, otras agrupaciones de hidrófitas y la presencia de vegetación secundaria en asociación con todos los tipos de vegetación anteriormente mencionados (Miranda 1985).

En la zona se presenta una gran cantidad de asentamientos humanos, los cuales poseen orígenes étnicos diversos, debido a los cambios demográficos, de repoblamiento y colonización que se han presentado en la zona desde hace años (César-Dachary 1993). La mayoría de la población de dichas comunidades presenta una relación entre su origen y las actividades desarrolladas. Por ejemplo, los colonos tabasqueños y veracruzanos presentan una tendencia a actividades ganaderas; los yucatecos, hacia actividades apícolas y frutícolas; los quintanarroenses, a la utilización de los recursos forestales, entre otros (Galletti 1993).

5.2. Metodología

Para la elaboración de este trabajo se utilizó el índice creado para la cuenca por Schmitter-Soto et al. (2011), en el Proyecto 23674, convocatoria SEMARNAT-CONACYT 2006/01, con nombre "Un índice de integridad biótica para la cuenca del río Hondo, Quintana Roo", el cual se analizó a la luz de datos de paisaje.

El IBI se construyó a partir de datos de 23 sitios de muestreo, distribuidos de manera uniforme en la parte mexicana de la cuenca del río Hondo (Fig. 2). En este índice se utilizaron doce métricos (dos de ellos válidos sólo para la cuenca alta; si el sitio no se encuentra en la cuenca alta, se aplica un factor de corrección, multiplicando el resultado por 1.2) (Schmitter-Soto et al. 2011) (Tabla 1). La puntuación máxima es de 60 y la mínima es de 0.

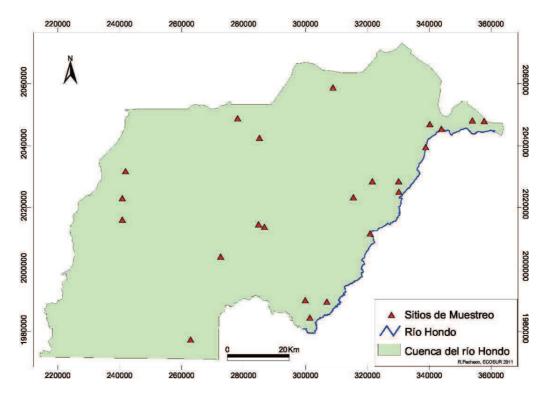


Fig.2. Ubicación de los sitios de estudio.

Tabla 1. Métricos utilizados por Schmitter-Soto et al. (2011), para la elaboración del índice biótico de integridad para la cuenca del río Hondo.

Métrico	Puntuación
Abundancia relativa de Astyanax aeneus	Superior a 80% (o ausente), 0 puntos; de 70 a 80%, 3 puntos; menor de 70%, 5 puntos.
Abundancia relativa de especies bentolimnéticas	Hasta 10%, 0 puntos; 10% o más, 5 puntos.
Abundancia relativa de 'Cichlasoma' urophthalmus	Mayor al 3% (o ausente), 0 puntos; 1-3%, 1 punto; menor de 1%, 5 puntos
Abundancia relativa de especies herbívoras	Mayor al 30% (o ausentes), 0 puntos; 5-30%, 3 puntos; menor de 5%, 5 puntos
Equidad numérica (índice de Pielou, J'n)	Con 0.45 o menos, 0 puntos; más de 0.45, 5 puntos.
Porcentaje de especies nativas	Menor al 100%, 0 puntos; 100%, 5 puntos.
Abundancia relativa de Poecilia mexicana	Con 15% o más (o ausente), 0 puntos; 11-15%, 3 puntos; 10% o menos, 5 puntos.
Abundancia relativa de especies sensibles	Hasta 1%, 0 puntos; 1-10%, 3 puntos; más de 10%, 5 puntos.
Porcentaje de especies tolerantes	Con 90% o más (o ausente), 0 puntos; menos de 90%, 5 puntos
Abundancia relativa de X. maculatus	Más de 5% (o ausente), 0 puntos; 5% o menos, 5 puntos
* Poecilia sp. (Calakmul)	Ausente, 0 puntos; presente, 5 puntos
* Abundancia relativa de Xiphophorus hellerii	Más de 20% (o ausente), 0 puntos; 20% o menos, 5 puntos.

^{*} Métricos válidos únicamente para la cuenca alta.

5.3. Variables paisajísticas y ambientales

Para la colecta de la información de campo correspondiente a las variables paisajísticas, se visitaron 23 localidades ubicadas en la cuenca del río Hondo, las mismas utilizadas para la creación del IBI por Schmitter-Soto et al. (2011), durante febrero de 2010. En cada sitio se realizó el levantamiento de la vegetación y uso del suelo; para ello se empleó un Sistema de Posicionamiento Global (GPS por sus siglas en inglés) marca Garmin *Etrex Legend C.* Posteriormente se determinó el tipo de vegetación según la clasificación de Miranda (1958). Con la ayuda de un Sistema de Información Geográfica (SIG) se midió la altitud, la distancia de los asentamientos humanos a los cuerpos de agua, la cobertura y la extensión de las actividades agrícolas y pecuarias.

Toda la información colectada durante las salidas de campo sirvió en conjunto con las bases de datos digitales, cartas de uso del suelo y coberturas provenientes del mapa digital de México del INEGI y el Plan Ecorregional de las Selvas Maya, Zoque y Olmeca (CI et al. 2006); para la delimitación de la cuenca, los usos del suelo, coberturas y elaboración de mapas de paisajes. Para esto se empleó un SIG, en el software ArcView 3.2 (ESRI 1999). Los datos de clima y precipitación se tomaron de la base de datos de INEGI (2009), CONAGUA (2009) y el mapa de García et al. (1998).

5.4. Determinación de paisajes y elaboración de mapas

Para la delimitación de la cuenca se consultó la información proveniente de las diferentes bases de datos digitales de CI et al. (2006) e INEGI et al. (2007) y se optó por utilizar la capa de las cuencas hidrográficas de México en 2007 (INEGI et al.

2007). Una vez ubicada y delimitada la cuenca, se procedió a la elaboración de las diferentes capas de información. Primero se realizaron las capas para ambientes acuáticos, luego actividades productivas como los pastizales para la ganadería y la agricultura, asentamientos humanos y por último las de vegetación. Todas las capas se basaron en mapas previos (Tabla 2), y éstas a su vez fueron modificadas con la ayuda de las imágenes procedentes de Google EarthTM.

Tabla 2. Origen de las principales capas de información utilizadas.

Сара	Escala	Autor
Cuenca del río Hondo	1:250000	Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (INEGI), Instituto Nacional de Ecología (INE), Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) (2007). Elaborada por Priego, Isunza, Luna y Pérez. México, D.F.
Agua superficial	1:250000	Plan Ecorregional de las Selvas Maya, Zoque y Olmeca(CI/ECOSUR/FDN/PFB/PPY/TNC/WCS,2006)
Asentamientos Humanos	1:250000	Plan Ecorregional de las Selvas Maya, Zoque y OlmecaCl/ECOSUR/FDN/PFB/PPY/TNC/WCS,2006)
Ganaderia y agricultura	1:250000	Plan Ecorregional de las Selvas Maya, Zoque y Olmeca (CI/ECOSUR/FDN/PFB/PPY/TNC/WCS,2006)
Precipitación total anual	1:1000000	García, E (CONABIO 1998). México.
Altitud	1:50000	Instituto Nacional de Estadistica y Geografia, modelo digital de elevación (INEGI 2000) The Nature Conservancy (TNC)

Todos los archivos Shapes (.shp) de los mapas digitales de ArcView 3.2 se convirtieron a un formato compatible con Google Earth (.kml). Posteriormente se proyectaron los polígonos de las diferentes capas sobre las imágenes de Google; después, basado en las imágenes a una escala muy fina (1:20,000), se procedió a

realizar la modificación, así como la creación de nuevos polígonos, cuando fue necesario.

Estos polígonos KML de Google Earth TM se exportaron en archivos disponibles para usarlos en ArcView (.shp) y de esta manera se obtuvieron las capas de información actualizadas para la elaboración de los mapas de este trabajo. Cabe aclarar que cada capa se realizó por separado. Una vez acabadas todas las capas, se unieron para crear un mapa de usos del suelo y coberturas de la cuenca del río Hondo. Para la elaboración del mapa de paisajes se integró la capa de precipitación total anual y la capa de alturas junto con las capas de uso del suelo y cobertura. (Jiménez-Olivencia y Moreno-Sánchez 2006).

Una vez elaborado el mapa de paisajes, se diseñaron *buffers* de diferentes distancias (125, 250, 500 y 1000 m) alrededor de cada uno de los sitios de muestreo, con la finalidad de conocer la cobertura en m² de cada uno de los usos del suelo y cobertura en cada sitio. Estos *buffers* permitieron determinar las escalas de medición.

Posteriormente cada paisaje se reclasificó en términos de potencialidad para los valores del IBI propuestos por Schmitter-Soto et al. (2011). Primero se realizó un análisis de componentes principales (PCA). Posteriormente se efectuó un análisis de correlación de Pearson entre los porcentajes de cobertura de cada paisaje contra los valores respectivos de integridad biótica, por medio del software Infostat versión 2008 (di Rienzo et al. 2008).

Para la determinación de la distribución de los valores potenciales del IBI, se usaron las variables paisajísticas con distintos niveles de afectación basado en *buffers* de distancia a los cuerpos de agua por medio de una evaluación multicriterio,

la cual integra a las variables como restricciones o factores de aptitud, se pondera, compensa y se traza la sumatoria lineal, ofreciendo una serie de mapas que expresan la capacidad acogida del IBI para cada paisaje (Camacho Olmedo et al. 2004).

Una vez finalizados los análisis, se elaboró el mapa de distribución potencial de los valores del IBI por medio de la integración de las variables del paisaje que se encuentren relacionadas con los valores de la calidad del ambiente en la cuenca del río Hondo, con la ayuda del software ArcView 3.2.

5.5. Comprobación de la distribución potencial del IBI en la cuenca

En junio de 2010, se visitaron tres sitios distribuidos al azar en la cuenca, con el fin de verificar el modelo de distribución de integridad biótica creado para la cuenca del río Hondo. En cada sitio se capturaron peces con un equipo de electropesca de mochila Smith-RootTM. Los organismos colectados se fijaron, identificaron, midieron, pesaron y catalogaron para ingresar en la colección de peces de El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), Unidad Chetumal (ECOCH). Los datos generados fueron utilizados para aplicar el IBI en cada uno de los sitios, bajo el protocolo de Schmitter-Soto et al. (2011).

6. RESULTADOS

6.1. Usos del suelo y coberturas

La cuenca del río Hondo tiene una extensión aproximada de 8,174.48 km²; en ella se identificaron 17 usos del suelo y coberturas. Éstos se agruparon en siete clases o categorías: Agricultura, Asentamientos humanos, Cuerpos de agua; Humedales, Pastizales, Selvas y Vegetación secundaria (Fig. 3, Tabla 3).

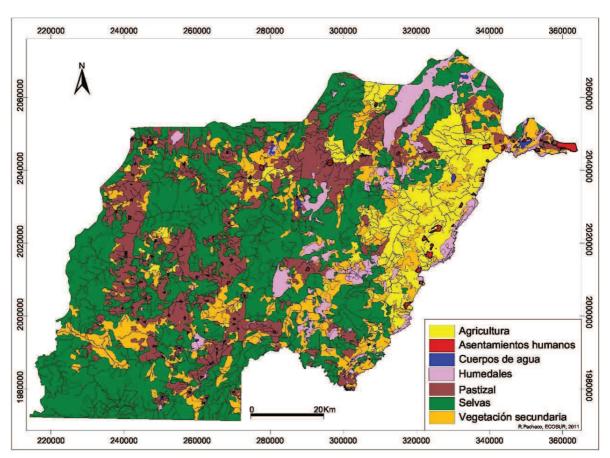


Fig. 3 Clases de uso del suelo y coberturas en la cuenca del río Hondo.

Tabla 3. Clases encontradas en la cuenca del río Hondo.

Clase	Usos y coberturas	Cobertura (%)
Agricultura	Agricultura de riego y temporal	12
Asentamientos humanos	Asentamientos humanos	1
Humedales	Sabana, tintal, tasistal, popal-tular, manglar, vegetación riparia y otras agrupaciones de hidrófitas.	8
Cuerpos de agua	Lagunas, cenotes, arroyos y ríos	1
Pastizal	Pastizal cultivado	17
Selvas	Selva alta perennifolia, selva alta-mediana sub- perennifolia	45
Vegetación secundaria	Vegetación secundaria en asociación con otros tipos de vegetación.	16.

De acuerdo con la estratificación o división por secciones, se encontró que la cuenca alta y media se encuentran dominadas por las selvas, seguidas de los pastizales; los otros usos del suelo no sobrepasan el 20% de cobertura. En la cuenca baja se observó predominio de las selvas y la agricultura, seguidos de la vegetación secundaria. Cabe notar que existe en este estrato una mayor presencia de los humedales, cuerpos de agua y asentamientos humanos. El pastizal aquí se encuentra en menor porcentaje en comparación con los otros estratos de la cuenca (Fig. 4).

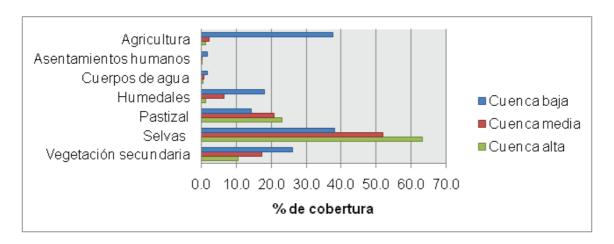


Fig. 4. Distribución de las clases de usos del suelo y coberturas en la cuenca del río Hondo, de manera estratificada.

6.2. Usos del suelo y coberturas presentes en los sitios de muestreo

Sobre la cobertura total para cada una de las clases, en las cuatro diferentes escalas, se encontró que los pastizales son los que mayor presencia tienen, con una cobertura que va de 31 a 37%; La agricultura tiene una cobertura de 24 a 26%. Los humedales, de 7 a 14%; la vegetación secundaria, de 8 a 12%; selvas, de 6 a 10%; los asentamientos humanos, de 6 a 9% y cuerpos de agua de 2 a 9% (Fig. 5).

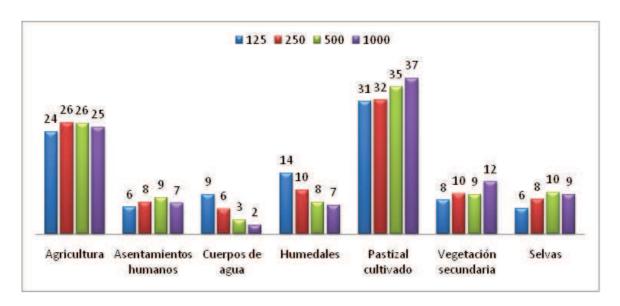


Fig. 5. Porcentaje total de las clases encontradas en todos los sitios de muestreo, en las cuatro diferentes escalas espaciales establecidas.

En los 23 sitios de muestreo se encontró una variedad de combinaciones de clases con variaciones importantes tanto en presencia como en porcentaje de cobertura de cada uno de las diferentes categorías, en cada una de las diferentes escalas espaciales de medición.

A la escala uno (125 m), los pastizales presentan la mayor cobertura, con un 31% para el total del área de estudio. Este uso del suelo se presenta sólo en 11 de las 23 localidades. Le sigue la agricultura, con un 24%, presente en ocho localidades, y los humedales, con un 14%, presente en 18 localidades; las demás clases no superaron el 10% cada uno (Fig. 6A).

A la escala dos (250 m), el pastizal tiene una cobertura nuevamente del 32% y se presenta en 14 localidades, seguido de la agricultura, con un 26% y presencia en ocho localidades; la vegetación secundaria tienen 10% y están en seis sitios, mientras que los humedales están en 20 localidades, las demás clases no rebasan el 10 % de cobertura cada uno (Fig. 6B).

A la escala tres (500 m), el pastizal tiene un 35 % de cobertura y está presente en 15 localidades, seguido de la agricultura, con 26 % y ocho localidades y las selvas con 10% y seis localidades; las clases restantes no rebasan el 10 % de cobertura cada uno (Fig. 6C).

Finalmente, a la escala cuatro (1000 m), el pastizal ocupa una gran parte de la cobertura, con un 37 %, y se presenta en 15 localidades, seguido por la agricultura, con un 25% y 11 localidades; la vegetación secundaria tienen un 12% y 17 localidades; las otras clases no rebasan el 10% cada uno (Fig. 6D).

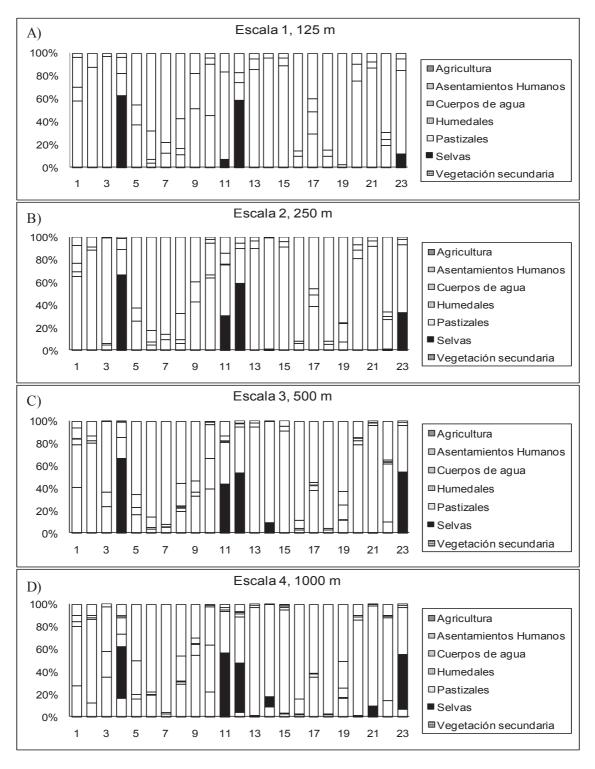


Fig. 6. Porcentaje de cobertura de las diferentes clases de uso del suelo y coberturas en los 23 sitios muestreados, a las cuatro escalas de medición.

6.3. Usos del suelo, coberturas y variables paisajísticas

En el análisis exploratorio de los datos de las clases y demás variables paisajísticas para los sitios de estudio (Tabla 4), se observó una relación entre los sitios ubicados en la cuenca alta con la distancia al río Hondo y la altura. Los sitios encontrados en la cuenca media, se asocian a las selvas, pastizales y la distancia a los centros urbanos. De los sitios ubicados en la cuenca baja se puede observar un subconjunto en el cual, por una parte, hay sitios relacionados con la agricultura y los asentamientos humanos, mientras que hay otro relacionado con los cuerpos de agua, los humedales, la vegetación secundaria y la precipitación (Fig. 7).

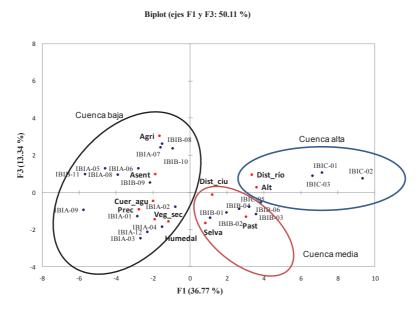


Fig. 7. Análisis exploratorio de los sitios contra los diferentes variables medidas. Los óvalos definen los tres estratos determinados en la cuenca. Entre paréntesis, porcentaje de la varianza explicada por cada factor. Agri: agricultura; Alt: altitud; Asent: asentamientos humanos; Cuer_agu: cuerpos de agua; Dist_ciu: distancia a los centros urbanos; Dist_rio: distancia al río Hondo; Humedal: humedales; Past: pastizales; Prec: precipitación; Selva: selvas; Veg sec: vegetación secundaria.

Tabla 4. Sitios con sus respectivos valores de cobertura en (%) de cada clase, distancias con respecto al sitio (m) y precipitación promedio anual (mm).

Sitios	Agri	Alt	Asent	Cuer_agu	Dist_ciu	Dist_río	Humedal	Past	Prec	Selva	Veg_sec
	%	٤	%	%	٤	km	%	%	mm	%	%
BIA-01	0.0	8.0	10.0	5.4	80.0	4.0	4.1	53.0	1500	0.0	27.5
BIA-02	0.0	7.0	10.0	1.9	350.0	0.0	1.3	74.7	1500	0.0	12.0
BIA-03	0.0	15.0	0.0	2.4	3800.0	2.6	39.8	22.8	1500	0.0	27.5
IA-04	10.3	16.0	0.0	1.9	1340.0	4.0	14.4	11.6	1500	45.3	16.5
IBIA-05	50.3	11.0	30.2	3.7	300.0	0.0	15.7	0.0	1500	0.0	0.0
1A-06	77.8	0.6	2.8	0.7	0.0	1.6	18.8	0.0	1500	0.0	0.0
IBIA-07	96.2	4.0	0.0	1.3	2270.0	42.0	2.5	0.0	1500	0.0	0.0
1A-08	46.0	12.0	22.2	6.0	0.0	3.7	1.9	0.0	1500	0.0	28.9
3IA-09	0.0	4.0	30.0	5.2	20.0	0.0	8.0	9.7	1500	0.0	54.4
IBIA-12	0.0	1.0	1.2	4.1	35.0	3.6	33.6	41.5	1500	0.0	22.2
3IB-01	0.0	88.0	3.4	2.1	135.0	24.0	6.0	37.3	1500	56.1	0.2
3IB-02	7.3	148.0	0.1	1.4	965.0	27.0	2.4	41.0	1500	1.44	3.6
IB-03	0.0	135.0	0.0	1.7	5400.0	15.0	2.3	95.7	1500	6.0	0.0
IB-04	0.0	120.0	0.0	0.1	3330.0	16.0	0.0	82.6	1500	9.0	8.4
IBIB-06	0.5	110.0	0.0	2.3	0.0059	84.0	2.4	92.1	1500	0.0	2.7
IBIB-08	84.3	70.0	13.1	6.0	265.0	40.0	1.7	0.0	1500	0.0	0.0
IBIB-09	61.2	28.0	0.0	1.2	5400.0	16.0	2.3	0.0	1500	0.0	35.3
IBIB-10	97.5	31.0	0.0	8.0	0.0559	23.0	1.6	0.0	1500	0.0	0.0
BIB-11	51.2	0.6	23.5	8.1	200.0	0.2	0.7	0.0	1500	0.0	16.4
IBIC-01	0.0	227.0	10.0	1.7	130.0	140.0	2.7	84.5	1200		0.0
BIC-02	0.0	270.0	0.0	9.0	3450.0	151.0	1.0	89.3	1200	9.1	0.0
BIC-03	0.0	246.0	10.2	6.0	0.0	128.0	4.	73.3	1200	0.0	14.2
BIC-05	0.0	128.0	0.0	1.1	5400.0	85.0	2.2	41.7	1500	48.5	6.5

El análisis de correlación mostró relaciones entre los diferentes usos del suelo y coberturas y las variables precipitación, altura, distancia a los centros urbanos y distancia al río Hondo, en los sitios de muestreo. La agricultura está relacionada de manera negativa con la altitud en las cuatro escalas de medición. Los asentamientos humanos se relacionaron de manera negativa con la precipitación en las escalas uno y dos y con la distancia a los centros urbanos en las escalas tres y cuatro. Los cuerpos de agua sólo se relacionaron de manera negativa con la distancia a los centros urbanos en la escala dos. Los pastizales se relacionaron de manera positiva con la altura y la distancia al río Hondo en las cuatro escalas de medición, de manera negativa con la precipitación en las escalas tres y cuatro. La vegetación secundaria se relaciona negativamente con la altura en las escalas tres y cuatro (Tabla 5).

De acuerdo con lo observado, clases como la agricultura, la vegetación secundaria y los humedales, tienden a ser menores conforme aumenta la altura, mientras que los pastizales tienden a ser más abundantes. Con respecto a la distancia al río Hondo, a mayor distancia los cuerpos de agua tienden a ser más escasos y son más cercanos los centros urbanos a los sistemas dulceacuícolas. La precipitación ejerce una influencia directa hacia las selvas, ya que mientras mayor es la precipitación, mayor es la presencia de estas. Las inferencias obtenidas de los sitios de muestreo son semejantes a las observadas en el mapa de distribución de las clases de usos del suelo de toda la cuenca (Fig. 3).

Tabla 5. Asociación entre las variables medidas y los usos del suelo y coberturas totales en la cuenca a las cuatro escalas de medición. Los valores son correlaciones de Pearson (*r*). En negrilla, las correlaciones más importantes en cada una de las escalas espaciales de medición.

Escala	de	Agricultura	Asentamientos	Cuerpos	Pastizal	Vegetación	Selvas	Humedales
medicio	ón (m)		humanos	de agua		secundaria		
	Pre	0.27	-0.42	0.09	-0.29	0.17	0.14	0.11
125	Alt	-0.42	0.24	-0.16	0.59	-0.35	0.05	-0.25
	Dist. río	-0.26	0.24	-0.19	0.46	-0.29	-0.11	-0.19
	Dist. Ciud	-0.06	-0.35	-0.36	0.34	-0.21	-0.08	0.10
	Pre	0.27	-0.42	0.14	-0.35	0.18	0.17	0.12
250	Alt	-0.44	0.24	-0.31	0.65	-0.37	80.0	-0.24
	Dist. río	-0.27	0.23	-0.28	0.5	-0.3	-0.06	-0.20
	Dist. Ciud	-0.05	-0.40	-0.42	0.34	-0.19	-0.05	0.12
	Pre	0.27	-0.24	0.17	-0.44	0.16	0.18	0.14
500	Alt	-0.43	0.00	-0.31	0.69	-0.40	0.11	-0.28
	Dist. río	-0.26	0.02	-0.26	0.52	-0.34	-0.02	-0.24
	Dist. Ciud	-0.01	-0.54	-0.34	0.27	-0.16	0.01	0.06
	Pre	0.28	0.02	0.21	-0.49	0.20	0.12	0.18
	Alt	-0.42	-0.28	-0.39	0.70	-0.42	0.19	-0.37
1000	Dist. río	-0.25	-0.23	-0.33	0.55	-0.38	0.05	-0.32
	Dist. Ciud	0.05	-0.58	-0.32	0.22	-0.18	0.01	-0.10

6.4. Relación entre el IBI y los usos del suelo y coberturas

Al analizar los valores del índice para la cuenca del río Hondo como función de las diferentes clases de uso del suelo y coberturas, se encontraron correlaciones bajas, no significativas, entre las clases y los valores del IBI. Sin embargo, en términos generales, a todas las escalas se encontró una relación negativa entre el índice y la agricultura (r-0.17 a -0.32). Los asentamientos humanos presentaron r = -0.15 a -0.46; los cuerpos de agua, r = -0.15 a -0.52, y la vegetación secundaria, r = -0.19 a -0.28.

Las asociaciones positivas, pero igualmente bajas, fueron para los pastizales (r = 0.15 a 0.23), los humedales (r = 0.32 a 0.4) y por último las selvas (r = 0.20 y 0.23) (Tabla 6).

Tabla 6. Coeficientes de correlación de Pearson entre las clases de usos del suelo y coberturas y los valores del IBI (Schmitter-Soto et al. 2011) para toda la cuenca del río Hondo, a las cuatro diferentes escalas de medición. En negrilla, las correlaciones más importantes.

IBI	Agricultura	Asentamientos	Cuerpos	Pastizal	Selvas	vegetación	Humedales
		humanos	de agua			secundaria	
Escala	1 -0.32	-0.15	-0.15	0.23	0.22	-0.28	0.32
Escala	2 -0.26	-0.15	-0.42	0.23	0.22	-0.27	0.37
Escala	3 -0.22	-0.24	-0.52	0.20	0.20	-0.26	0.40
Escala	4 -0.17	-0.46	-0.48	0.15	0.23	-0.19	0.36

6.5. Paisajes presentes en la cuenca

La combinación de los diferentes capas de información de las clases de uso del suelo y coberturas con las variables de precipitación y altura dieron como resultado un total de 38 paisajes presentes en la cuenca del río Hondo (Fig. 8). De éstos, sólo 20 se encontraron asociados con los sitios de muestreo. La altura fue la variable que mayor influencia tuvo en la elaboración de los paisajes, ya que distingue los paisajes de los tres estratos: cuenca alta, media y baja.

Los paisajes presentes en la cuenca se definieron a partir del uso del suelo y cobertura, más el intervalo de precipitación y la ubicación dentro de la cuenca (Tabla 7). Ejemplo, "Agri-i-3" significa agricultura (Agri) con un intervalo de precipitación de 1000 a 1200 mm anuales (i), ubicado en la cuenca alta (3).

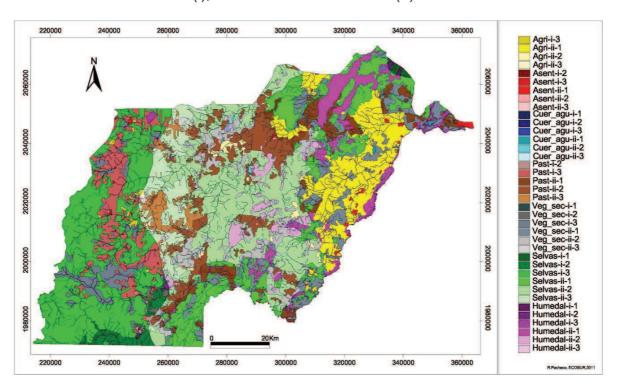


Fig. 8. Paisajes presentes en la cuenca del río Hondo.

Tabla 7. Abreviaturas de los diferentes términos usados para los paisajes en la cuenca.

Usos y coberturas	Precipitación	Parte de la cuenca
Agri: agricultura	i : 1000-1200mm*	1 : parte baja
Asent: asentamientos humanos		<100msnm**
Cuer_agu: cuerpos de agua		
Humedal: humedales		2 : parte media
Past: pastizales	ii : 1200-1500mm*	<200msnm**
Selva: selvas		
Veg_sec: vegetación secundaria.		3 : parte alta
		<300msnm**

^{*}mm: milimetros de mercurio.

6.6. Relación entre el IBI y los paisajes presentes en la cuenca del río Hondo

Al realizar la correlación de los valores de índice biótico de integridad con los diferentes paisajes presentes en la cuenca baja, se encontró que Agri-ii-1 presenta relaciones negativas con el valor del índice en las cuatro escalas. Asent-ii-1 tiene también relaciones negativas en las cuatro escalas, con el valor mayor en la escala cuatro. Cuer_agu-ii-1 muestra valores negativos de asociación en todas las escalas, siendo mayores en la escala tres y cuatro. Past-ii-1, Selv-ii-1 y Humedal-ii-1 presentan relaciones positivas bajas positivas en todas las escalas, y Veg_sec-ii-1 tiene valores negativos bajos (Tabla 8).

^{**}msnm: metros sobre el nivel medio del mar.

En la cuenca media, los paisajes Agri-ii-2 y Asent-ii-2 sólo se presentaron en la escala cuatro, con valores muy bajos, cercanos a cero. Cuer_agu-ii-2 tuvo relación positiva en la escala uno, mientras que en las otras escalas fue negativa. Past-ii-2 mostró valores muy bajos, todos negativos. Selv-ii-2 exhibió valores positivos en la escala uno y negativos en las demás. Veg_sec-ii-2 sólo se presentó en la escala cuatro, con un valor positivo bajo. Para Humedal-ii-2 hubo asociaciones negativas en las cuatro escalas (Tabla 8).

En la cuenca alta, el paisaje Agri-i-3 estuvo ausente. Asent-i-3 presentó valores negativos de correlación con el IBI. Cuer_agu-i-3 tuvo valores positivos en las tres primeras escalas y negativos en la escala cuatro. Past-i-3 exhibieron valores positivos en todas las escalas. Selv-i-3 estuvieron ausentes en la escala uno, en la escala dos tuvieron una relación negativa y en las dos últimas escalas positivas. Veg_sec-i-3 mostraron valores negativos sólo en las escalas tres y cuatro y Humedal-i-3 tuvo valores positivos en las tres primeras escalas y negativo en la escala cuatro (Tabla 8).

Tabla 8. Coeficientes de correlación de Pearson entre los paisajes presentes en la cuenca del río Hondo y los valores del IBI (Schmitter-Soto et al. 2011) a las cuatro diferentes escalas de medición. En negrilla, las correlaciones más altas. Abreviaturas de los paisajes, ver texto.

IBIC_baja	Agri-ii-1	Asent-ii-1	Cuer_agu-ii-1	Past-ii-1	Selvas-ii-1	Veg_sec-ii-1	Humedal-ii-1
Escala 1	-0.32	-0.14	-0.17	0.34	0.26	-0.28	0.32
Escala 2	-0.26	-0.12	-0.37	0.33	0.3	-0.27	0.36
Escala 3	-0.22	-0.19	-0.45	0.24	0.32	-0.25	0.4
Escala 4	-0.2	-0.44	-0.42	0.15	0.28	-0.19	0.31
IBIC_media	Agri-ii-2	Asent-ii-2	Cuer_agu-ii-2	Past-ii-2	Selvas-ii-2	Veg_sec-ii-2	Humedal-ii-2
Escala 1	-	-	0.02	-0.1	0.05	-	-0.13
Escala 2	-	-	-0.06	-0.07	-0.02	-	-0.12
Escala 3	-	-	-0.1	-0.05	-0.07	-	-0.12
Escala 4	0.06	0.07	-0.12	-0.09	-0.09	0.12	-0.14
IBIC_alta	Agri-i-3	Asent-i-3	Cuer_agu-i-3	Past-i-3	Selvas-i-3	Veg_sec-i-3	Humedal-i-3
Escala 1	-	-0.08	0.1	-0.10	0.34	-	0.01
Escala 2	-	-0.09	0.09	-0.06	0.34	-	0.08
Escala 3	-	-0.11	0.09	0.05	0.34	-0.08	0.11
Escala 4	-	-0.12	0.06	0.06	0.34	-0.08	0.00

IBIC_baja: Índice biótico de integridad para la cuenca baja; IBIC_media: Índice biótico de integridad para la cuenca media; IBIC_alta: Índice biótico de integridad para la cuenca alta. i: precipitación promedio anual de 1000-1200 mm; ii: precipitación de 1200-1500mm. Valores 1: Ubicado en la cuenca baja, 2 en la cuenca media y 3 en la cuenca alta.

6.7. Elaboración del mapa potencial de distribución de integridad biótica en la cuenca del río Hondo

Para la elaboración del mapa de distribución potencial de valores del IBI, se utilizaron los resultados obtenidos de la correlación entre los paisajes y los valores del IBI. Se encontró que los sitios con valores bajos del índice son escasos y están ubicados cerca de la ribera del río Hondo, así como en la parte limítrofe entre la cuenca media y alta, cerca de las zonas ganaderas de Campeche, y algunas en las zonas urbanas de la cuenca alta. Los valores medios del IBI se encuentran en gran parte de la cuenca baja y media, al igual que en algunas partes de la cuenca alta. La zona con valores altos del índice corresponde en su mayoría a la cuenca alta, al sur de la cuenca media junto a la cuenca baja y al norte de ésta, donde hay pequeñas zonas con valores altos (Fig. 9).

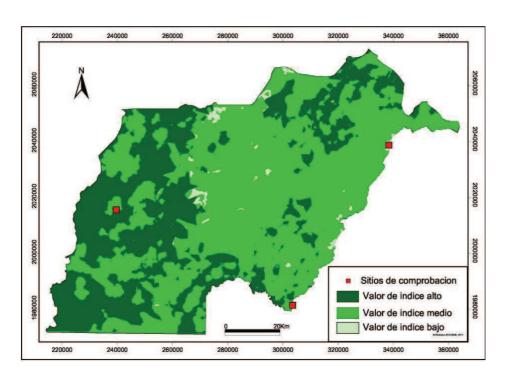


Fig. 9. Mapa de distribución potencial de integridad biótica en la cuenca del río Hondo.

6.8. Comprobación del mapa potencial de distribución de integridad biótica

Se realizó la determinación del IBI en puntos de muestreo de comprobación en la cuenca. Los valores bajos se refieren a puntuaciones de IBI de 0 hasta 29, medio de 30 hasta 53 y alto de 54 hasta 60 (modificado de Schmitter-Soto et al. 2011).

El sitio uno, un balneario denominado Acapulquito ubicado en la parte baja de la cuenca, de acuerdo con el mapa se encuentra en la zona de índice medio; efectivamente, este sitio tuvo un valor de IBI de 46, esto es, calidad media. El sitio dos, un arroyo al sur de Cristóbal Colón, ubicado en la cuenca alta, en el Estado de Campeche, según el mapa tiene calidad media; este sitio obtuvo una valoración de IBI de 33, considerado de calidad media. Por último, el arroyo del cenote Cocodrilo obtuvo una puntuación de IBI de 28, quedando dentro de la calidad de bajo; sin embargo, en el mapa de distribución potencial este sitio sería de condición mediana (Fig. 9).

7. DISCUSIÓN

7.1. Índice biótico de integridad, basado en peces, para la cuenca del río Hondo

El IBI diseñado para la cuenca del río Hondo incluye un total de 12 métricos, de los cuales dos son solamente aplicables en la parte alta de la cuenca, debido a diferencias naturales entre los estratos de la cuenca, ya sea por causas geográficas, tales como la distancia al río Hondo (Schmitter-Soto y Gamboa-Pérez 1996) y la altitud, o ecológicas, como la temperatura.

De manera general, según lo observado en los sitios de muestreo, en zonas donde dominan las selvas los valores de índice tienden a ser más altos, mientras que donde hay mayor presencia de agricultura y asentamientos humanos tiende a haber valores menores (Roth et al. 1996, Wang et al. 1997).

Se encontraron correlaciones bajas entre los paisajes y los valores de IBI. Esto puede deberse a que los sitios de muestreo no son suficientes, por lo cual no se tiene una representatividad de las diferencias y relaciones existentes entre los valores del índice y los componentes del paisaje (Pinto et al. 2006). Sin embargo Snyder et al. (2003) reconocieron el valor descriptivo de sus resultados.

Otra causa posible es que el índice no es lo suficientemente sensible a cambios en la composición del paisaje. Esto puede deberse principalmente a dos factores. Primero, los métricos utilizados no incluyen especies que representen el efecto conjunto de las variaciones de las condiciones más allá de la zona riparia. Segundo, la clasificación ecológica utilizada para realizar los métricos, en este caso la clasificación de Castro-Aguirre et al. (1999) no siempre es aplicable, debido a que muchos animales pueden variar en su función ecótica de acuerdo con factores como

la edad, disponibilidad de alimento y hábitat, abundancia, competidores y depredadores (Wootton 1990).

La baja correlación también se puede atribuir a las escalas de medición utilizadas. Es posible que éstas no sean las adecuadas; no obstante, ya que no se cuenta con trabajos anteriores para la zona, se usaron las cuatro escalas. Por último, los sitios usados para la elaboración del IBI para la cuenca del río Hondo varían en orden y origen. Según Vannote et al. (1980) y Kreutzweiser et al. (2005), los arroyos menores a 3^{er} orden son los más sensibles a los cambios de uso del suelo, y en este caso se contemplaron sitios ubicados en el cauce principal.

7.2. Efectos relativos de los usos del suelo, coberturas y paisajes sobre el IBI7.2.1. Uso del suelo y paisajes de agricultura

Para la clase de uso del suelo de agricultura, se observó una relación negativa con respecto al IBI; esta relación es la misma para los paisajes de Agri-ii-1. Esta relación también existe en arroyos de Wisconsin (Richards y Host 1994) y Michigan (Roth et al. 1996). Igualmente, según Wichert y Rapport (1998) las comunidades de peces declinan en cuanto la agricultura se intensifica en arroyos en el sur de Ontario. Fitzpatrick et al. (2001, 2004) reportaron que cuando la agricultura es mayor a 10% en el *buffer*, el IBI tiende a ser bajo.

Esta relación puede ser explicada ya que la mayor parte de la agricultura se encuentra ubicada en la parte baja de la cuenca. La actividad principal es la producción de caña de azúcar, con cultivos anuales. Para la zona se ha reportado el uso de plaguicidas organoclorados y organofosforados (Alvarez-Legorreta 1999), y la

presencia de concentraciones bajas de plaguicidas en sedimentos (Alvarez-Legorreta 2006). También se observó el uso de fertilizantes aplicados en los cultivos. Estudios relacionados con en el enriquecimiento por nutrimentos provenientes de campos de cultivos demuestran que existe un aumento en la eutrofia de sistema, aumentando la producción y la biomasa de muchos organismos, lo cual resulta en cambios en la composición de especies (Carpenter et al. 1998). El incremento en la cantidad de algas filamentosas es un riesgo para muchos organismos, ya que éstas son tóxicas y producen anoxía en el sistema, con consecuencias graves para las especies que no pueden tolerar estos cambios; por lo general, estas especies sensibles son las nativas e incluso endémicas (Mainstone y Parr 2002, Niyogi et al. 2003)

La vegetación ribereña es escasa y la modificación de los arroyos esta en razón de la distribución de los campos de cultivo, lo cual afecta a las comunidades de peces, ya que la estructura de las zonas riparias afecta a su vez la estructuración de los hábitats (Roth et al. 1996), lo cual hace que las comunidades de peces decline (Karr et al. 1985).

El paisaje Agri-ii-2 sólo estuvo presente en la escala cuatro, y con un valor muy bajo; sin embargo, presenta una relación positiva. Wang et al. (2000) comentaron que los usos urbanos son más perjudiciales al IBI que la agricultura. Snyder et al. (2003) reportaron una relación positiva entre la extensión de la agricultura y los valores del IBI. En esta zona, la agricultura es menor en comparación con la ubicada en la cuenca baja y en su mayoría de temporal, no aplica grandes cantidades de agroquímicos y sólo se utiliza el área de cultivo por una temporada al año (obs. pers.).

7.2.2. Uso del suelo y paisajes de asentamientos humanos

La clase de uso del suelo de asentamientos humanos presentó una relación negativa con respecto al IBI. Esto es lo mismo en los paisajes Asent-ii-1 y Asent-i-3 y concuerda con lo reportado por Wang et al. (1997, 2000) en Wisconsin, Steedman (1998) en Toronto, Snyder et al. (2003) en Virginia Occidental e incluso Pinto et al. (2006) en el sureste de Brasil.

En la cuenca baja se encuentra ubicada la mayor parte de los asentamientos humanos, cerca del río Hondo, por la disponibilidad de agua, recursos pesqueros y proximidad a los campos de cultivos y la capital del estado, Chetumal (Schmitter-Soto et al. 2011).

La población utiliza gran cantidad de sustancias de uso cotidiano, como detergentes y derivados de petróleo, las cuales, junto con las aguas negras de las casas, son vertidos en los sistemas dulceacuícolas de la zona. Estudios como los de Clements et al. (2000), Cooper (1993), Kolpin et al. (2002) han demostrado que estas sustancias son contaminantes que se mantienen en suspensión o precipitan, afectando a la mayoría de la biota presente; incrementan las deformidades y la mortalidad y producen alteraciones en el crecimiento, reproducción y supervivencia de los peces.

Asimismo, varios de los sitios se utilizan con fines recreativos, los cuales son perjudiciales para la biota acuática (Allan 2004) porque se recanaliza, se construyen diques y otras estructuras de contención del agua, cambia la vegetación riparia por estructuras de concreto y se adicionan químicos para el mantenimiento de los sitios

(por ejemplo, para la limpieza de las piscinas construidas en el cauce de los arroyos cada mes se aplican 20 litros de cloro y detergente) (obs. pers.).

En la cuenca alta, la mayoría de los asentamientos humanos se encentran en las cercanías de pequeños arroyos, los cuales varían en su tamaño y cantidad de agua de acuerdo con la temporada de lluvias. En esta zona, además de la problemática que se presenta en la cuenca baja, los arroyos son utilizados por animales de corral (cerdos, gallinas y patos) como sitios para beber y alimentarse. También se observan cambios por la canalización de los sitios, los cuales tienen repercusiones en el balance de la evapotranspiración; incrementan la frecuencia y magnitud de las inundaciones, contribuyen a la alteración de la dinámica de los canales y aumentan la erosión y el transporte de nutrimentos, sedimentos y contaminantes. Se alteran los sistemas de drenaje y compactación del suelo y hay modificación del mosaico de hábitats, parches y ecotonos presentes de manera natural en el río, lo que afecta a la diversidad de organismos del lugar (Allan et al. 1997; Paul y Meyer 2001; Wang et al. 1997). Los efectos de este uso del suelo son semejantes a los ocasionados por la agricultura (Waite y Carpenter 2000, van Sickle et al. 2004). Con respecto al paisaje Asent-ii-2, se encontró una relación positiva, sólo en la escala de medición más grande; en esta zona los asentamientos humanos son de tamaño pequeño y la actividad más frecuente es la ganadería. Aquí el efecto del aumento de pastos y la disminución de asentamientos humanos podría estar influenciando la relación con el IBI.

7.2.3. Uso del suelo y paisajes de pastizal

El pastizal cultivado, junto con los paisajes Past-ii-1, se presentan valores positivos con respecto al IBI. Esta asociación es la misma encontrada por Fitzpatrick et al. (2001) en Wisconsin y por Pinto et al. (2006), en Brasil, donde se reporta que, debido al aumento de los pastizales, hay una disminución de los usos urbanos. Otros estudios señalan que los pastizales presentan un efecto leve sobre la salud de los ecosistemas (Strayer et al. 2003).

En la parte baja de la cuenca, los pastizales se comportan en parte como vegetación nativa, ya que se mantienen la mayor parte del año. Los ecosistemas naturales de pastizales previenen la erosión del suelo, protegen las aguas subterráneas y controlan los flujos y reducen las escorrentías (Perry 1994), así mismo, reducen la concentración de nitrógeno carbono orgánico y otros nutrimentos del suelo (Laurance et al. 1999), además de existir un aumento en las comunidades de microorganismos que mantienen los niveles de nutrimentos estables cuando existen aportes externos (Bardgett et al. 1999). Otro punto importante es que no reciben tantos aportes de fertilizantes y herbicidas para su mantenimiento en comparación con los otros cultivos de la región (e.g. caña de azúcar), la carga de animales no es elevada y la quema es cada dos años; es probable que por tal razón los paisajes de pastizal no afecten tanto a la integridad biótica, en esta parte de la cuenca del río Hondo.

Los paisajes Past-ii-2 y Past-i-3 presentaron una relación negativa con respecto al IBI. Esto puede ser debido a la extensión y el manejo. La ganadería que se practica en estas zonas es en su mayoría de ganado vacuno y caprino. Dicha

actividad tiene un efecto en la compactación del terreno, además de afectar la hidrología de los cursos cuando el ganado bebe agua de los arroyos y por la producción de desechos orgánicos que afectan a la biota de los cuerpos de agua (Weigel et al. 2000). Según lo observado, este paisaje tiende a ser perjudicial en el momento que su extensión es mayor a los otros usos naturales.

7.2.4. Uso del suelo y paisajes de vegetación secundaria

La vegetación secundaria, así como los paisajes Veg_sec-ii-1 y Veg_sec-i-3, presentaron una relación negativa con respecto al IBI. Esto es debido a que los paisajes de vegetación secundaria son el resultado de los cambios en la vegetación nativa, en parte por los desastres naturales como los huracanes, incendios e inundaciones y en parte por las acciones del hombre, como desmontes, avance de la frontera agropecuaria, expansión de los centros urbanos, etc. (Gómez-Pompa 1971).

En la cuenca alta, la vegetación secundaria es resultado de los asentamientos humanos y los pastizales; en la cuenca baja se deben a la agricultura, los asentamientos humanos y pastizales. El paisaje Veg_sec-ii-2 sólo es apreciable en la escala cuatro (Tabla 7), donde el efecto es positivo. Esta relación puede deberse a la baja frecuencia de este paisaje en los puntos de muestreo. Sin embargo, los efectos de la selva secundaria sobre el índice son los mismos que presentan la agricultura y los asentamientos humanos, en todas las escalas y zonas de la cuenca.

7.2.5. Cobertura y paisajes de selvas

Las coberturas de selvas presentan una relación positiva con respecto al IBI, así como los paisajes Selvas-ii-1 y Selvas-i-3. Esta relación ya ha sido reportado antes (Fitzpatrick et al. 200, Omernik et al. 1981, Osborne y Wiley 1988, Roth et al. 1996, Wang et al. 1997). La importancia de los bosques respecto a la salud de los medios acuáticos es que aquellos actúan como trampa de nutrimentos y tóxicos, ya que los retienen y evitan que lleguen a los cuerpos de agua; además, mantienen estable la morfología del canal de los arroyos y ríos, ayudando a los flujos, y proveen de materia orgánica, comida y refugio a los organismos acuáticos (Wang et al. 1997).

Del paisaje Selvas-ii-2 se encontró una relación negativa con respecto al IBI; así lo encontraron también Snyder et al. (2003). En la cuenca media la mayoría de las selvas presentes son aéreas forestales permanentes (las cuales se encuentran bajo algún tipo de manejo). Sin embargo en la zona hay parches de selvas que se encuentran en las áreas agrícolas (en las que se realiza agricultura y ganadería). Gran parte de estas selvas están ubicadas en zonas inundables, con mucha materia orgánica; la infiltración es deficiente, lo que favorece las escorrentías hacia los cuerpos de agua. El sitio que se encuentra en medio de las selvas en esta parte de la cuenca presenta drenajes a todo lo largo de la carretera, y en el arroyo hay una gran cantidad de vegetación sumergida, incluso pastos introducidos. Otra posible causa de esta relación puede deberse a que hay sitios de muestreo correspondientes a la cuenca media que se encuentran cerca del límite de la cuenca con la parte norte; esto podría tener un efecto en la diversidad de peces y estar afectando al valor del índice debido a la distancia al río Hondo (Schmitter-Soto y Gamboa-Pérez 1996).

7.2.6. Cobertura y paisajes de humedales

Los humedales, en todos los sitios de muestreo, presentaron una relación positiva con respecto al IBI. Los paisajes Humedal-ii-1 y Humedal-i-3 presentaron la misma relación. Esta asociación ha sido reportada antes (Fitzpatrick et al. 2001, Roth et al. 1996). En los estudios de Wang et al. (1997) señalan que, en arroyos de aguas cálidas, al incrementar el porcentaje de los humedales aumenta la calidad del IBI. Esta vegetación es importante para los ecosistemas acuáticos, ya que en ausencia de ella se incrementa la entrada de luz, aumento de temperatura, crecimiento de algas y plantas acuáticas, pérdida de estabilidad de los sedimentos, retención de nutrimentos, cambios en la cantidad y calidad de materia orgánica y alteración de la estructura trófica del sistema (Bourque y Pomeroy 2001, Findlay et al. 2001).

En el caso de la cuenca media, se observó que Humedal-ii-2 presentó una relación negativa. Estos resultados son contradictorios con otros trabajos; por ejemplo, Jones et al. (1999) encontraron una disminución en la abundancia de peces conforme se pierde vegetación riparia, asociada a la pérdida de especies bénticas, las cuales son remplazadas por especies sedimentívoras tolerantes e incluso invasivas. Así mismo, los humedales han demostrado ser efectivos en la reducción de las cargas de nitrógeno y fósforo, tanto en aguas subterráneas como superficiales (Gergel et al. 2002).

7.2.7. Cobertura y paisajes de cuerpos de agua

La clase de cuerpos de agua y los paisajes Cuer_agu-ii-1 y Cuer_agu-ii-2 presentaron una relación negativa con respecto al IBI; esto es debido a que la mayor parte de los contaminantes son arrastrados y depositados en los sistemas acuáticos,

lo cual hace que sea perjudicial para la mayoría de las especies de peces, debido al aumento en el estado de eutrofia, resultado del enriquecimiento por nutrimentos provenientes de fuentes externas (Carpenter et al. 1998). En la cuenca media, la condición puede ser reflejo de la presencia de los pastizales y las actividades pecuarias de la cuenca alta, mientras que en la cuenca baja el impacto proviene de las actividades agropecuarias de la parte media y baja de la cuenca. Muchos de los sistemas dulceacuícolas de la zona carecen de vegetación riparia, lo cual hace que los contaminantes lleguen más rápido y en mayor cantidad, provocando alteraciones en la disponibilidad de nutrimentos, ya que se pierden los procesos de filtración que proveen las selvas y la vegetación ribereña.

En estas zonas hay sistemas lénticos, los cuales funcionan de manera diferente a los lóticos, debido a que el proceso mecánico de degradación de contaminantes es escaso o ausente, afectando la dilución de las sustancias; además, la aireación es deficiente, lo que hace que la base de la descomposición sea de manera anaeróbica en el fondo, de modo que la mayoría de los contaminantes tiene una vida más prolongada (Schmitter-Soto et al. 2002). En la cuenca alta, el paisaje Cuer_agu-i-3 tiene una relación positiva, como lo obtuvieron también Pinto et al. (2006) en Brasil, debido a que hay un mayor porcentaje de selvas que brindan protección a los sistemas dulceacuícolas. Además, en esta zona las actividades agropecuarias son bajas, los flujos de agua son más rápidos y la producción y acumulación de contaminantes no es tan alta.

7.3. Mapa de distribución potencial

Este mapa (Fig. 9) representa el primer intento para representar la calidad de la integridad biótica basado en peces en la cuenca del río Hondo. Para la zona existen otros mapas que pueden ser de utilidad para conocer el estado de salud del ecosistema, como los mapas de amenazas a la biodiversidad, sitios con importancia ecológica y de eficiencia (mayor biodiversidad y menor amenaza) (CI et al. 2006). Sin embargo, este nuevo mapa plantea poner las bases para futuros estudios; por ahora presenta una idea de la situación actual de la cuenca, ya que hay un margen de error que no se pudo cuantificar debido al bajo número de puntos de comprobación.

8. CONCLUSIÓN

Existen diferencias entre los tres estratos de la cuenca (alta, media y baja). La relación entre el IBI y los paisajes nos representa el efecto de cada paisaje con respecto a la salud del ambiente. Estas variaciones espaciales son el resultado del manejo ejercido por las comunidades humanas en cada una de las partes de la cuenca.

A pesar de las correlaciones bajas encontradas, se puede notar la tendencia de afectación de cada paisaje con respecto al IBI. Sin embargo, conocer la condición del paisaje puede ser de utilidad para determinar el estado de salud de los ambientes acuáticos en la cuenca del río Hondo.

Del total de usos, coberturas y paisajes en la cuenca del río Hondo, los que resultaron más perjudiciales para la integridad biótica son los de origen antrópico, mientras que los que menos afectación presentan son los de carácter natural, tales como humedales y selvas.

Para incrementar el grado de significancia de la correlación entre usos y paisajes respecto al índice haría falta realizar nuevos estudios, con escalas de medición más precisas por ejemplo estudios de micro-cuencas, además de aumentar los sitios de muestreo.

Por otra parte, hace falta refinar el índice: es preciso revisar la clasificación de las especies, considerar a especies que representen las variaciones del paisaje, estandarizar índices para cada parte de la cuenca, para el orden de los arroyos y el cauce principal y adecuar o crear un nuevo índice para ambientes lénticos, a fin de poder determinar la distribución de la condición biótica de la cuenca con mayor certeza.

Recomendaciones

Con los resultados obtenidos, sólo nos queda sugerir que, en los sitios que no han sido dañados, se implementen planes de conservación de las zonas riparias; en sitios con condiciones medias y bajas, tratar de incrementar la franja riparia, fomentar el cuidado de los humedales y manejar los residuos provenientes de las industrias y campos de cultivo.

9. LITERATURA CITADA

- Allan JD. 2004. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 35:257-284.
- Allan JD, Erickson DL, Fay J.1997. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple space scales. Freshwater Biology 37:149-162.
- Alvarez Legorreta T. 1999. Análisis económico de los costos por intoxicaciones en el cultivo de chile jalapeño y caña de azúcar, en tres comunidades de la ribera mexicana del río Hondo, Quintana Roo, México. Informe Técnico. Proyecto: Evaluación económica ambiental del impacto a la salud humana, por el uso de agroquímicos en el sureste de México. UADY, ECOSUR, EPOMEX. Fondos SISIERRA-CONACYT. 150 p.
- Alvarez Legorreta, T. 2006. Monitoreo de la calidad del agua de la bahía de Chetumal y el río Hondo. Foro Estatal de Investigación científica y de Desarrollo Tecnológico "El Sistema Hidrológico de Quintana Roo". Memoria en extenso. Gobierno del Estado de Quintana roo, Comisión Nacional del Agua, Consejo Estatal de Ciencia y Tecnología del estado de Quintana Roo. p. 36
- Arriaga L, Aguilar V, Alcocer J, Jiménez R, Muñoz E, Vázquez E. 2008. Regiones hidrológicas prioritarias. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.
- Barbour MT, Gerritsen J, Snyder BD, Stribling JB. 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic

- macroinvertebrates and fish, 2a ed. EPA 841-B-99-002. United States Environmental Protection Agency; Office of Water. Washington, D.C.
- Bardgett RD, Mawdsley JL, Edwards S, Hobbs PJ, Rodwell JS, Davies WJ . 1999.

 Plant species and nitrogen effects on soil biological properties of temperate upland grasslands. Functional Ecology 13: 650-660.
- Borja A, Franco J, Pérez V. 2000. A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. Marine Pollution Bulletin 40(12):1100-1114.
- Bourque CPA, Pomeroy JH. 2001. Effects of forest harvesting on summer stream temperatures in New Brunswick, Canada: an inter-catchment, multiple year comparison. Hydrology and Earth System Sciences 5(4):599-614.
- Bryce SA, Hughes RM, Kaufmann PR. 2002. Development of a bird integrity index: using bird assemblages as indicators of riparian condition. Environmental Management 30:294-310.
- Camacho Olmedo MT, Mulero Pérez A, Naveros Santos D, Salinas Sánchez F. 2004.

 Ensayo de modelación retrospectiva del paisaje utilizando las técnicas de evaluación multicriterio y evaluación multiobjetivo. Territorio y medio ambiente: métodos cuantitativos y técnicas de información geografica. Pp. 303-316. En: Conesa García C, Martínez Guevara JB (Eds). Grupo de métodos cuantitativos, SIG y teledetección. Asociación de Geógrafos Españoles y Departamento de Geografía, Universidad de Murcia, Murcia.
- Carpenter SR, Caraco NF, Howarth RW, Sharpley AN, Smith VH. 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. Ecological Applications 8:559-68.

- Castro-Aguirre JL, Espinosa Pérez H, Schmitter-Soto JJ. 1999. Ictiofauna estuarinolagunar y vicaria de México. Editorial Noriega-Limusa, Instituto Politécnico Nacional, México. 705 pp.
- César-Dachary A. 1993. Población y poblamiento de la región fronteriza. Pp. 25-71.

 En: Estudio integral de la frontera México-Belice: Análisis socioeconómico.

 Centro de Investigaciones de Quintana Roo, Chetumal.
- Conservation International (CI), El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), Fundación Defensores de la Naturaleza (FDN), Programme for Belize (PFB), Pronatura Península de Yucatán (PPY), The Nature Conservancy (TNC), Wildlife Conservation Society (WCS). 2006. Plan Ecoregional de las selvas Maya, Zoque y Olmeca. CI/ECOSUR/FDN/PFB/PPY/TNC/WCS, Ciudad de México.
- Clements WH, Carlisle DM, Lazorchak JM, Johnson PC. 2000. Heavy metals structure benthic communities in Colorado mountain streams. Ecological Applications 10:626-638.
- Contreras-Balderas S, Edwards RJ, Lozano-Vilano ML, García-Ramírez ME. 2000.

 Baseline Ecology. Cap. 7. En: Water and sustentable development in the binational Río Grande/ Río Bravo Basin. Schmandt J. y Barajas IA. The Houston Advanced Research Center e Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey.
- Contreras-Balderas S, Lozano-Vilano ML, García-Ramírez ML. 2005. Historical changes in the index of biological integrity for lower Río Nazas, Durango, Mexico. American Fisheries Society Symposium 45:225-237.

- CONAGUA(Comisión Nacional del agua). Atlas digital del agua, México 2010. http://www.conagua.gob.mx/atlas/atlas.html?seccion=1&mapa=5# (Fecha de consulta: junio de 2010)
- Cooper CM. 1993. Biological effects of agriculturally derived surface water pollutants on aquatic systems-a review. Journal of Environmental Quality 22:402-408.
- Di Rienzo JA, Casanoves F, Balzarini MG, González L, Tablada M, Robledo CW. 2008. InfoStat, versión 2008, Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- ESRI. 1999. Arc View Gis 3.2. Environmental Systems Research Institute, Inc. Nueva York
- Findlay S, Quinn JM, Hickey CW, Burrell G, Downes M. 2001. Effects of land use and riparian flowpath on delivery of dissolved organic carbon to streams. Limnology and Oceanography 46:345-355.
- Fitzpatrick FA, Harris MA, Arnold TL, Richards KD. 2004. Urbanization Influences on Aquatic Communities in Northeastern Illinois Streams. Journal of the American Water Resources Association 40(2):461-475.
- Fitzpatrick FA, Scudder BC, Lenz BN, Sullivan DJ.2001. Effects of multi-scale environmental characteristics on agricultural stream biota in eastern Wisconsin. Journal of the American Water Resources Association 37(6):1489-1507.
- Fore LS. 2002. Response of diatom assemblages to human disturbance: development and testing of a multimetric index for the Mid-Atlantic Region (USA). Pp. 445-480. En Simon, T. P. (ed.) Biological response signatures: indicator patterns using aquatic communities. CRC, Boca Raton.

- Forman RT, Collinge SK. 1997. Nature conserved in changing landscapes with and without spatial planning. Landscape and Urban Planning 37:129-135.
- Galletti H. 1993. Actividades forestales y su desarrollo histórico. Pp. 131-198. En:

 Estudio integral de la frontera México-Belice: Análisis socioeconómico.

 Centro de Investigaciones de Quintana Roo, Chetumal.
- García E. 1973. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen.

 Apuntes de climatología. 2ª ed.UNAM, México, D.F. 73 pp.
- García E, CONABIO (Comisión Nacional de Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). 1998. Precipitación total anual. Catálogo de metadatos geográficos. Comisión Nacional de Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. (Fecha de publicación del metadato: 2008).
- Gergel SA, Turner MG, Miller JR, Melack JM, Stanley EH. 2002. Landscape indicators of human impacts to riverine systems. Aquatic Sciences 64:118-128.
- Goddard M, Post C, English W, Pike J. 2008. Examining the impacts of changing land use on biological integrity in streams using Geographical Information Systems and statistical modeling. Aquatic Ecosystem Health & Management 11(2):230-242.
- Gómez-Pompa A. 1971. Posible papel de la vegetación secundaria en la evolución de la flora tropical. Biotropica 3(2):125-135.
- Griffith MB, Hill BH, Herlihy AT, Kaufmann PR. 2002. Multivariate analysis of periphyton assemblages in relation to environmental gradients in Colorado Rocky Mountain streams. Journal of Phycology 38(1):83-95.
- Grime JP.1979. Plant strategies and vegetation processes. Wiley & Sons, Nueva York. 222pp.

- Harding JS, Benfield EF, Bolstad PV, Helfman GS, Jones EBD. 1998. Stream biodiversity: the ghost of land use past. Proceedings of the National Academy of Sciences, USA 95:143-47.
- Hill BH, Herlihy AT, Kaufmann PR, Stevenson RJ, McCormick FH, Johnson CB.

 2000. The use of periphyton assemblage data as an index of biotic integrity.

 Journal of the North American Benthological Society 19:50-67.
- Hoy-Manzanilla A, Cahuich-Piña M. 1993. Sector agropecuario. Pp. 77-98. En:

 Estudio integral de la frontera México-Belice: Análisis socioeconómico.

 Centro de Investigaciones de Quintana Roo, Chetumal.
- INE (Instituto Nacional de Ecología). 2009. El cambio climático en México.

 Información por estado y región.

 http://www2.ine.gob.mx/cclimatico/edo_sector/estados/

 clima groo.html (Fecha de consulta: febrero de 2010)
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática). 2009. Mapa digital de México. http://gaia.inegi.org.mx/mdm5/viewer.html (Fecha de consulta: enero 2010).
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, INE (Instituto Nacional de Ecología), CONAGUA (Comisión Nacional del Agua). 2007.
 Mapa de cuencas hidrográficas, 2007. Escala 1: 250,000 Elaborada por Priego, Isunza, Luna y Pérez. México, D.F.
- Jiménez-Olivencia Y, Moreno-Sánchez JJ. 2006. Los SIG en el análisis y el diagnóstico del paisaje. El caso del río Guadix (Parque Nacional de Sierra Nevada). Cuadernos Geográficos 39:103-123.

- Jones EBD, Helfman GS, Harper JO, Bolstad PV. 1999. Effects of riparian forest removal on fish assemblages in southern Appalachian streams. Conservation Biology 13(6):1454-1465.
- Karr JR. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. Fisheries 5(6):21-27.
- Karr JR, Dudley DR. 1981. Ecological perspectives on water quality. Environmental Management 5:55-68.
- Karr JR, Toth LA, Dudley DR. 1985. Fish communities of midweatern rivers: a history of degradation. BioScience 35:90-95.
- Kerans BL, Karr JR. 1994. A benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers of the Tennessee Valley. Ecological Applications 4:768-785.
- Klemm DJ, Blocksom KA, Fulk FA, Herlihy AT, Hughes RM, Kaufmann PR, Peck DV, Stoddard JL, Thoeny WT, Griffith MB. 2003. Development and evaluation of a macro invertebrate biotic integrity index (MBII) for regionally assessing mid-Atlantic Highlands streams. Environmental Management 31:656-669.
- Kolpin DW, Furlong ET, Meyer MT, Thurman EM, Zaugg SD. 2002. Pharmaceuticals, hormones, and other organic wastewater contaminants in US streams, 1999-2000: a national reconnaissance. Environmental Science and Technology 36:1202-1211.
- Kreutzweiser D, Capell S, Good K. 2005. Macroinvertebrate community responses to selection logging in riparian upland areas of headwater catchments in a northern hardwood forest. Journal of the North American Benthological Society 24(1):208-222.

- Laurance WF, Fearnside PM, Laurance SG, Delamonica P, Lovejoy TE, Rankin-de Merona JM, Chambers JQ, Gascon C. 1999. Relationships between soil and Amazon forest biomass: a landscape-scale study. Forest Ecology and Management 118: 127-138
- Lyons J, Gutiérrez-Hernández A, Díaz-Pardo E, Soto-Galera E, Medina-Nava M, Pineda-López R. 2000. Development of a preliminary index of biotic integrity (IBI) based on fish assemblages to assess ecosystem condition in the lakes of central Mexico. Hydrobiologia 418:57-72.
- Lyons J, Navarro-Pérez S, Cochran PA, Santana EC, Guzmán-Arroyo M. 1995. Index of biotic integrity based on fish assemblages for the conservation of streams and rivers in west-central Mexico. Conservation Biology 9(3):569-584.
- Magnon-Basnier C. 1996. Diagnóstico para el manejo y preservación de la cuenca hidrográfica del Río Hondo. Tesis de Maestría. El Colegio de la Frontera Sur, Chetumal.
- Mainstone CP, Parr W. 2002. Phosphorus in rivers ecology and management. The Science of The Total Environment 282:25-47.
- Miranda F. 1958. Estudios acerca de la Vegetación. Pp 213-272. En: Beltran E (Ed).

 Los recursos naturales del sureste y su aprovechamiento. Instituto Mexicano de Recursos Renovables, México, DF. II: 326 pp.
- Naiman RJ, Décamps H. 1990. The Ecology and Management of Aquatic-Terrestrial Ecotones. Man and the Biosphere Series 4, Unesco, Paris. The Parthenon Publishing Group: Carnforth, UK.

- Naiman RJ, Bechtold S, Drake DC, Latterell LL, O'Keefe TC, Balian EV. 2005.

 Origins, patterns, and importance of heterogeneity in riparian systems. Pp. 279-309. En: Lovett G, Jones CG, Turner MG, Weathers KC (Eds), Ecosystem Function in Heterogeneous Landscapes. Springer-Verlag, New York.
- Niyogi DK, Simon KS, Townsend CR. 2003. Breakdown of tussock grass in streams along a gradient of agricultural development in New Zealand. Freshwater Biology 48:1698-1708.
- Oberdorff T, Pont D, Hugueny B, Porcher J. 2002. Development and validation of a fish-based index for the assessment of 'river health' in France. Freshwater Biology 47(9):1720-1734.
- Omernik JM, Abernathy AR, Male LM.1981. Stream nutrient levels and proximity of agricultural and forest land to streams: some relationships. Journal of Soil and Water Conservation 36:227-231.
- Osborne LL, Wiley MJ. 1988. Empirical relationships between land use/cover and stream water quality in an agricultural watershed. Environmental Management 26:9-27.
- Paul MJ, Meyer JL. 2001. Streams in the urban landscape. Annual Review of Ecology and Systematics 32:333-365.
- Perry DA. 1994. Forest Ecosystems. Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD, 649 pp.
- Perterjohn WT, Correll DL. 1984. Nutrient dynamics in an agricultural watershed: observations on the role of a riparian forest. Ecology 65:1466-1475.

- Pinto BC, Araujo FG, Hughes RM. 2006. Effects of landscape and riparian condition on a fish index of biotic integrity in a large southeastern Brazil river. Hydrobiologia 556:69-83.
- Richards C, Host GE. 1994. Examining land influences on stream habitat and microinvertebrates: A GIS approach. Water Resources Bulletin 30:729-738.
- Ross ST. 1991. Mechanisms structuring stream fish assemblages: are there lessons from introduced species? Environmental Biology of Fishes 30:359-368.
- Roth NE, Allan JD, Erickson DL. 1996. Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. Landscape Ecology 11(3):141-156.
- Schmitter-Soto JJ, Caro C. 1997. Distribution of tilapia, *Oreochromis mossambicus* (Perciformes: Cichlidae), and water body characteristics in Quintana Roo, Mexico. Revista de Biología Tropical 45:1257-1262.
- Schmitter-Soto JJ, Comín FA, Escobar-Briones E, Herrera-Silveira J, Alcocer J, Suárez-Morales E, Elías-Gutiérrez M, Díaz-Arce V, Steinich B. 2002. Hydrogeochemical and Biological Characteristics of Cenotes in the Yucatan Peninsula (SE Mexico). Hydrobiología. 467:215-228.
- Schmitter-Soto JJ, Gamboa-Pérez HC. 1996. Distribución de peces continentales en el sur de Quintana Roo, México. Revista de Biología Tropical 44:199-212.
- Schmitter-Soto JJ, Ruiz-Cauich LE, Herrera RL, González-Solís D. 2011. An index of biotic integrity for shallow streams of the Hondo River basin, Yucatan Peninsula. Science of the Total Environment 409:844-852.
- Snyder CD, Young JA, Villella R, Lemarié DP. 2003. Influences of upland and riparian land use patterns on stream biotic integrity. Landscape Ecology 18: 647-664.

- Steedman RJ. 1988. Modification and assessment of an index of biotic integrity to quantify stream quality in southern Ontario. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 45:492-501.
- Stone MK, Wallace JB. 1998. Longterm recovery of amountain stream from clearcut logging: the effects of forest succession on benthic invertebrate community structure. Freshwater Biology 39(1):151-169.
- Strayer DL, Beighley RE, Thompson LC, Brooks S, Nilsson C. 2003. Effects of land cover on stream ecosystems: roles of empirical models and scaling issues. Ecosystems 6:407-423.
- Teels BM, Mazanti LE, Rewa CA. 2004. Using an IBI to assess effectiveness of mitigation measures to replace loss of a wetland-stream ecosystem.

 Wetlands 24:375-384.
- Turner MG.1998. Landscape ecology, living in a mosaic. Pp. 78-122. En: Dodson SI, Allen TFH, Carpenter SR, Ives AR, Jeanne RJ, Kitchell JF, Langston NE, Turner MG (Eds). Ecology. Oxford University Press, Nueva York.
- Van Dolah RF, Hyland JL, Holland AF, Rosen JS, Snoots TR. 1999. A benthic index of biological integrity for assessing habitat quality in estuaries of the southeastern USA. Marine Environmental Research 48(4-5): 269-283.
- Van Sickle JJ, Baker A, Herlihy P, Bayley S, Gregory P, Ashkenas L, Li J. 2004.

 Projecting the biological condition of streams under alternative scenarios of human land use. Ecological Applications 14: 368-380.
- Vannote R, Minshall W, Cummins K, Sedell J, Cushing C. 1980. The River Continuum Concept. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 37:130-137.

- Waite IR, Carpenter KD. 2000. Associations among fish assemblage structure and environmental variables in Willamette Basin streams, Oregon. Transactions of the American Fisheries Society 129:754-770.
- Wang L, Lyons J, Kanehl P, Gatti R. 1997. Influence of watershed land use on habitat quality and biotic integrity in Wisconsin streams. Fisheries 22(6):6-12.
- Wang L, Lyons J, Kanehl P. 2001. Impacts of urbanization on stream habitat and fish across multiple spatial scales. Environmental Management 28(2):255-266.
- Wang L, Lyons J, Kanehl PD, Bannerman R, Emmons E. 2000. Watershed urbanization and changes in fish communities in southeastern Wisconsin streams. Journal of the American Water Resources Association 36(5):1173-1189.
- Weigel B, Lyons J, Dodson S, Undersander D. 2000. Using stream macroinvertebrates to compare riparian land use practices on cattle farms in southwestern Wisconsin. Journal of Freshwater Ecology 15(1): 93-106.
- Weisberg SB, Ranasinghe JA, Dauer DM, Schaffner LC, Díaz RJ, Frithsen JB. 1997.

 An estuarine benthic index of biotic integrity (IBI) for Chesapeake Bay.

 Estuaries 20:149-158.
- White PS, Harrod J. 1997 Disturbance and diversity in ladscapes context. Pp.128-159. En: Bissonette J (Eds). Wildlife and landscape ecology. Effects of pattern and scale. Springer-Verlag, Nueva York..
- White PS, Harrod J. 1997 Disturbance and diversity in landscape context. Pp. 128-159 En: Bissonette J. (Eds), Wildlife and landscape ecology. Effects of pattern and scale. Springer-Verlag, Nueva York.

- Wichert GA, Rapport DJ. 1998. Fish community structure as a measure of degradation and rehabilitation of riparian systems in an agriculture drainage basin. Environmental Management 22:425-443.
- Wilson H, Xenopoulos M. 2008. Landscape influence on stream fish assemblage across spatial scales in a northern Great Plains ecoregion. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 65:245-257.

Wootton RJ. 1990. Ecology of teleost fishes. Chapman and Hall, Londres 404pp

Zampella RA. 1994. Characterization of surface water quality along a watershed disturbance gradient. Water Resources Bulletin 30:605-611.

10. PUBLICACIÓN

El artículo fue enviando a Landscape Ecology, las instrucciones para autor se encuentran disponibles en la siguiente dirección

http://www.springer.com/life+sciences/ecology/journal/10980?detailsPage=aboutThis

Landscape variation and an index of biotic integrity in the Hondo River basin, Yucatan

Peninsula, Mexico

Rodrigo Iván Pacheco-Díaz • Juan Jacobo Schmitter-Soto • Birgit Schmook • Gerald

Alexander Islebe• Holger Weissenberger

Pacheco-Díaz RI (Corresponding author) • Schmitter-Soto JJ • Schmook B • Islebe G.A •

Weissenberger H

El Colegio de la Frontera Sur,

Apdo. Postal 424, 77000

Chetumal, Quintana Roo, Mexico

e-mail: <u>rpacheco@live.com.mx</u>

Date of the manuscript draft: February 25th, 2011.

Manuscript word count (including text, references, tables, and captions): 5,353

Abstract

Based on landscape elements, a spatial analysis of an index of biotic integrity (IBI) designed for shallow streams on the Mexican side of the Hondo River basin, southeastern Yucatan Peninsula, was conducted. In order to determine the effect of landscape composition on biotic integrity, percentages of different land use and land cover at different spatial scales (125, 250, 500, 1000 m) were established at 23 sites and correlated with the corresponding IBI values. Although overall correlation was low, agriculture, human settlements, and secondary vegetation presented a negative relationship with the IBI, suggesting an impact of human activities on the health of aquatic ecosystems. Of all the landscape classes located in the Hondo River basin, those of anthropogenic origin, with the exception of grasslands for cattle, were detrimental to biotic integrity. Knowledge of landscape condition may be useful to determine and monitor the health of aquatic environments in the Hondo River basin.

Key words: human impact; fishes; environmental risk; land use and land cover; biotic index

Introduction

In the Hondo River basin, Mexico-Belize, most human settlements subsist on forestry, agriculture, livestock, and tourism (Hoy-Manzanilla and Cahuich-Piña 1994). Some of these activities threaten freshwater bodies due to their contribution of waste, such as organic matter and pesticides, among others. Agriculture, industry, and urbanization (Allan et al 1997; Forman and Collinge 1997; Harding et al 1998; Schmitter-Soto et al 2002; Wang et al 2001) are the main sources of pollution. Additionally, the presence of invasive species like tilapia (Ross 1991; Schmitter-Soto and Caro 1997) and the partial or total physical modification of the landscape at different scales might threaten freshwater bodies.

The most important land use changes in the Hondo River basin are the conversion of the natural vegetation to sugar cane plantations, grasslands for cattle, physical changes of the water channel to create touristic facilities, and most recently the interest in tilapia production. This affects riparian systems, which possess high biodiversity and provide environmental services, food and recreation for the local population. Riparian ecosystems are also highly vulnerable to natural disturbances, such as floods, fires, or storms, or to direct human intervention (Naiman et al 2005).

Indices of biotic integrity (IBI's) are useful tools for the estimation of current ecosystem conditions, as they integrate information at multiple levels of biological organization (Karr 1981). They also consider variability at different spatial scales (Oberdorff et al 2002) and therefore are better indicators than physical and chemical methods to estimate ecosystem health.

IBI's have been applied in various environments, such as estuaries (Van Dolah et al 1999, Weisberg et al 1997), marine ecosystems (Borja et al 2000), and wetlands (Teels et al 2004). Diverse organisms have been used as indicators, for example benthic invertebrates (Kerans

and Karr 1994; Klemm et al 2003; Stone and Wallace 1998), plants (Griffith et al 2002), microalgae (Fore 2002; Hill et al 2000), and even birds (Bryce et al 2002).

In Mexico, for both rivers and lakes, fish have been used in IBI's (e.g. Lyons et al 1995, 2000; Contreras-Balderas et al 2000, 2005). Recently, Schmitter-Soto et al (2011) developed an IBI for shallow streams in the Hondo River basin.

Some studies have incorporated landscape components to analyze IBI's; for example, Richards and Host (1994) and Roth et al (1996), in Michigan; Wang et al (1997, 2000) and Fitzpatrick et al (2001), in Wisconsin; Snyder et al (2003) in West Virginia; and Pinto et al (2006), in southeastern Brazil. There is no such analysis yet for Mexico or Central America. The aim of this study is to assess the effect of the land use/cover composition on the IBI based on fishes as developed by Schmitter-Soto et al (2011) for the Hondo River basin, Mexico.

Methods

The study area is located in the southeastern Yucatan Peninsula, along the Mexican side of the Hondo River basin (Fig. 1). This area is characterized by a variety of aquatic ecosystems. Typical soils are regosols, vertisols, and rendzines (Arriaga et al 2008). The climate is warm, sub-humid, with intermediate rainfall and high percentage of winter rains. The average annual rainfall ranges from 1200 to over 1400 mm (García 1973). The average annual temperature ranges from 24 to 28°C (INE 2009, INEGI 2009). There are three climatic seasons: dry, rainy and north winds (García 1973). The area is covered by high and medium subdeciduous forest with different dominant trees (*Manilkara zapota, Bucida buceras, Cryosophila argentea*), mangrove and other aquatic vegetation, as well as secondary vegetation (Miranda 1985). For this study, the IBI created for the Hondo River basin by Schmitter-Soto et al (2011) was analyzed in the light of landscape data. The IBI was developed using data from 23 sampling

sites distributed on the Mexican side of the Hondo River basin (Fig. 1). This index uses twelve metrics, with a maximum score of 60 and a minimum of zero (Schmitter-Soto et al 2011).

Figure 1 approximately here

To collect field data for landscape variables, the 23 locations were visited in February 2010. At each site, a survey of the natural vegetation and land use was conducted. A Garmin Etrex Legend C global positioning system (GPS) was used to georeference the sites. Subsequently, the type of vegetation at each site was determined, using the classification by Miranda (1958). Field information was used to corroborate available digital databases and maps (CI et al 2006; INEGI 2009). The data were processed with a geographic information system (GIS) using ArcView 3.2 (ESRI 1999). Coverage and extension of agricultural and livestock activities, delimitation of the basin, and land use were recorded, and a land use and land cover map was elaborated.

On the land use and land cover map, progressively larger circular buffers (125, 250, 500, and 1000 m) were defined around each of the sampling sites in order to measure at different scales the coverage (in m²) for each class of land use/cover at each site. A Pearson correlation analysis was performed between the percentage cover for each landscape (land use /land cover) class and the respective (corresponding) biotic integrity values, using the software Infostat, version 2008 (di Rienzo et al 2008).

Results

The Hondo River basin has an approximate extension of 8174 km². We identified 17 land use and land cover types, which were grouped into seven categories or classes: agriculture, grassland, human settlements, water bodies, wetlands, forest, and secondary vegetation (Fig. 2) (Table 1).

Figure 2 approximately here

Table 1 approximately here

According to altitudinal stratification, we found that the upper and middle basin is dominated by forest, followed by grassland; the other classes do not exceed 20% of the remaining coverage. In the lower basin two classes dominated namely forest and agriculture, followed by secondary vegetation. In the lower basin we found a larger area occupied by wetlands, water bodies, and human settlements. Grassland in the lower basin presented a smaller percentage in comparison with the other two altitudinal sections (Fig. 3).

Figure 3 approximately here

Using any of the four different scales, grassland had the highest percentage of coverage, ranging from 31 to 37%; agriculture had a range of 24 to 26%; wetlands from 7 to 14%, secondary vegetation from 8 to 12%; forests from 6 to 10%; human settlement from 6 to 9%, and water bodies from 2 to 9%.

In the 23 sampling sites there were several combinations of classes with significant variations in both presence and percentage of cover of each category, at every scale:

At the smallest scale (125 m), grassland had the greatest cover, with 32% for the total study area. We found this class only in 11 of the 23 localities. It was followed by agriculture, with 24%, present in eight localities, and wetlands, with a 15% in 18 localities; all other classes did not exceed 10% each (Fig. 4A).

At the scale of 250 m, grassland had a cover of 32%, but was found in 14 localities; it was followed by agriculture, with 26%, present in eight locations, secondary vegetation with 10% in six sites, and wetlands in 20 locations; all other classes did not exceed 10% coverage each (Fig. 4B).

At the scale of 500 m, grassland had a cover of 35% and was present in 15 locations; it was followed by agriculture with 26% and eight sites, and forests with 10% and six locations; all other classes did not exceed 10% coverage each (Fig. 4C).

Finally, at the largest scale (1000 m), grassland occupied a large portion of the coverage, with 37%, and occurred in 15 locations, followed by agriculture, with 25% and 11 locations, secondary vegetation with 12% in 17 locations, and forests with 10% in six sites; all other classes did not exceed 10% coverage each (Fig. 4D).

Figure 4 approximately here

The correlation between the IBI for the Hondo River basin and the different land use/cover classes was not significant. However, at all scales there was a negative relationship between the index and agriculture (r = -0.17 to -0.32). Human settlements also presented a negative relationship with the IBI (r = -0.15 to -0.46), as did secondary vegetation (r = -0.19 to -0.28). Positive associations existed, albeit also non-significant, for grassland (r = 0.15 to 0.23), wetlands (r = 0.32 to 0.40), and forests (r = 0.20 to 0.23) (Table 2).

Table 2 approximately here

Discussion

In general, where forests dominate, IBI values tend to be higher (i.e., the biotic integrity is better), while in localities with a high proportion of agriculture and human settlements the IBI tends to have lower values (Roth et al 1996; Wang et al 1997).

In our study, agriculture had a negative relationship with respect to biotic integrity. This was also the case in streams of Wisconsin (Richards and Host 1994; Fitzpatrick et al 2004) and Michigan (Roth et al 1996). Wichert and Rapport (1998) also found that fish communities decline as agriculture intensifies in streams in southern Ontario. For streams in Illinois, Fitzpatrick et al (2001) reported that IBI values tend to be low when agriculture cover is >10% in the buffer. In our study area, the main agricultural activity is sugar cane production, which causes a large entrance of fertilizers and herbicides to water bodies. Carpenter et al (1998) analyzed nutrient enrichment from crop fields and observed an increase in trophic levels, increasing production and biomass of many organisms and resulting in changes in species composition.

Riparian vegetation is sparse, and streams are modified due to the spatial distribution and irrigation of fields, thus affecting fish communities, since the structure of riparian zones in turn affects the structure of aquatic habitats (Roth et al 1996), which causes the decline of fish communities (Karr et al 1985). Other researchers have reported positive effects of agriculture on biotic integrity: Wang et al (2000) commented that urban uses are more harmful to environmental health than agriculture. Snyder et al (2003) reported a positive relationship between the spread of agriculture and IBI values.

Human settlements exhibited a negative relationship with biotic integrity; this result is consistent with findings by Wang et al (1997, 2000) in Wisconsin, Steedman (1988) in Toronto, Snyder et al (2003) in West Virginia and Pinto et al (2006) in southeastern Brazil.

The largest human settlement in our area is located in the lower basin, near the mouth of the Hondo River, because of water availability, fisheries in the bay of Chetumal, proximity to agricultural plots, and the urban sprawl of the city of Chetumal (Schmitter-Soto et al 2011). Detergents and oil derivatives, together with domestic sewage, are discharged into freshwater bodies in the Hondo River basin. These pollutants remain suspended or precipitate, affecting most of the biota present, increasing deformities and mortality, and altering growth, reproduction, and survival of fish (Clements et al 2000; Cooper 1993; Kolpin et al 2002). Also, many sites are used for recreational purposes (rustic spas), which can be harmful to aquatic biota (Allan 2004) because of canalization, building of dams and other water retaining structures, clearing of riparian vegetation, and the addition of chemical substances (bleach and detergent) for the maintenance of the sites. In the upper basin, streams provide drinking water for farm animals (pigs and poultry). Canalization of the sites alters the evaporation balance, increases the frequency and magnitude of floods, and contributes to the alteration of flow dynamics, and increases erosion and transport of nutrients, sediments and pollutants. Altered drainage systems, soil compaction, and modification of the mosaic of natural habitats, patches, and ecotones affects the diversity of organisms (Allan et al 1997; Paul and Meyer 2001; Wang et al 1997). The effects of human settlements are similar to those caused by agriculture (Van Sickle et al 2004; Waite and Carpenter 2000). In the case of grasslands, there were positive values with respect to biotic integrity. The same association was found by Fitzpatrick et al (2001) in Wisconsin and by Pinto et al (2006) in

In our study area, grasslands can act like natural vegetation; as they cover the ground most of the year, they avoid soil erosion and runoff. Grasslands reduce the concentration of nitrogen and other nutrients in the soil (Laurance et al 1999). Other studies in grasslands have shown an increase in microorganism communities that maintain nutrient levels stable (Bardgett et al 1999). Moreover, grasslands do not need as much input of fertilizers and herbicides compared to other crops in the region (e.g. sugar cane), and burning occurs only every two years; this is probably the reason why pastures did not affect aquatic integrity in the Hondo River basin. Secondary vegetation presented a negative relationship with respect to biotic integrity. This is because secondary vegetation results from removal of native vegetation, partly by natural disasters like hurricanes, fires, and floods, and more importantly by human activities, such as land clearing for agriculture and the expansion of urban centers, among others (Gómez-Pompa 1971). In the upper basin, secondary vegetation is the result of vegetation clearing for human settlements and grassland; in the lower basin, it can be attributed to agriculture, human settlements and grassland. The effects of secondary vegetation on biotic integrity are the same as the ones presented by agriculture and human settlements at all scales and areas of the basin. Forests had a positive relationship with biotic integrity, as reported by several authors (Fitzpatrick et al 2001; Omernik et al 1981; Osborne and Wiley 1988; Roth et al 1996). Forests favor aquatic ecosystems health because they act as nutrient and toxics traps, retaining them and avoiding their leakage into water bodies. Forested areas also maintain a stable channel morphology and flow and provide organic matter, food and shelter for aquatic organisms (Wang et al 1997).

Wetlands showed a positive relationship with respect to biotic integrity. This association has also been reported earlier (Fitzpatrick et al 2001; Roth et al 1996; Wang et al 1997). Vegetation in wetlands is important for freshwater ecosystems because it prevents excessive

light, temperature, growth of algae and aquatic plants, loss of stability of the sediment, nutrient retention, changes in the quantity and quality of organic matter, and alteration of the trophic structure of the system (Bourque and Pomeroy 2001; Findlay et al 2001).

Jones et al (1999) found a decrease in fish abundance as riparian vegetation is lost, associated mainly with the loss of benthic species, which are replaced by detritivorous species, tolerant to adverse environmental conditions and even invasive. Likewise, associated vegetation has proven to be effective in the reduction of nitrogen and phosphorus, in both ground and surface water (Gergel et al 2002).

The presence of lentic water bodies had a negative relationship with biotic integrity in streams. This is because most of the pollutants are carried and deposited in these aquatic systems, with an enrichment in nutrients from external sources (Carpenter et al 1998). This condition reflects the presence of livestock, agricultural and human settlements located near water bodies, as many of these systems are devoid of riparian vegetation, which accelerates the rate and magnitude of pollution, causing changes in the availability of nutrients because of the loss of processes of filtration provided by forests and riparian vegetation.

Lentic systems function differently to lotic ones, because the mechanical process of degradation of pollutants is low or absent, affecting the dilution of substances; in addition, aeration is deficient, so most of the pollutants have a longer life (Schmitter-Soto et al 2002). However, Pinto et al (2006) found that the presence of lakes and ponds is positive for biotic integrity in Brazilian streams.

It should be acknowledged that the correlation between land use/cover classes and IBI values was not significant, most likely because of small sample size. It is desirable to increase the number of sampled localities, so that there is a representation of the differences and

relationships between index values and landscape components (Pinto et al 2006). Nevertheless, our correlations have a strong descriptive value (cf. Snyder et al 2003).

However, it is also possible that the index is not sensitive enough to changes in landscape composition. This may be due mainly to two factors. First, the metrics used in the IBI did not include species that represent the combined effect of changes in conditions beyond the riparian zone. Second, the ecological classification used for the metrics, in this case the classification of Castro-Aguirre et al (1999) is not always applicable, because an animal can often belong to different trophic guilds, according to factors such as age, food availability and habitat, abundance, competitors, and predators (Wootton 1990).

The weak correlation can also be attributed to the size of the four scales used in this study. It is possible that they are not appropriate; however, since there is no previous work for the area, we used the four scales. Moreover, the sites used for the development of the IBI vary in order and origin. According to Vannote et al (1980) and Kreutzweiser et al (2005), third-order streams are the most sensitive to changes in land use, and in this case some shallow sites in the mainstream of the Hondo River were included.

In conclusion, the relationship between biotic integrity (as measured by an IBI based on fishes) and land use/cover in the Hondo River basin represents the effect of each class of land use and land cover with respect to the degree of environmental health. The most detrimental land cover was urban use, while those most positive were wetlands and forests.

However, it is necessary to validate these results by increasing the number of sampling sites and pursuing the study at more accurate scales (micro-watersheds). On the other hand, a refinement of the index is needed, either by reviewing the ecological classification of species, by including additional species related to changes in landscape, or by standardizing the IBI for each section in the basin (stream order and mainstream). It would also be welcome to adapt

this IBI or create a new one for the lentic ecosystems in the basin. Knowing landscape condition may be useful to determine the health of aquatic environments present in the Hondo River basin and hence allow a better planning in the future.

Acknowledgements

Thanks to Ing. Roberto Herrera Pavón for help during fieldwork. The Mexican government issued collecting permit No. DGOPA.04715.240810.2914. This work is part of proyect (23674) SEMARNAT-CONACYT 2006/01, and is part of the master thesis of the first author.

References

- Allan JD (2004) Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems.

 Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 35:257-284
- Allan JD, Erickson DL, Fay J (1997) The influence of catchment land use on stream integrity across multiple space scales. Freshwater Biology 37:149-162
- Arriaga L, Aguilar V, Alcocer J, Jiménez R, Muñoz E, Vázquez E (2008) Regiones hidrológicas prioritarias. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.
- Bardgett RD, Mawdsley JL, Edwards S, Hobbs PJ, Rodwell JS, Davies WJ (1999) Plant species and nitrogen effects on soil biological properties of temperate upland grasslands. Functional Ecology 13:650-660
- Borja A, Franco J, Pérez V (2000) A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within european estuarine and coastal environments. Marine Pollution Bulletin 40(12):1100-1114
- Bourque CPA, Pomeroy JH (2001) Effects of forest harvesting on summer stream temperatures in New Brunswick, Canada: an inter-catchment, multiple year comparison. Hydrology and Earth System Sciences 5(4):599-614
- Bryce SA, Hughes RM, Kaufmann PR (2002) Development of a bird integrity index: using bird assemblages as indicators of riparian condition. Environmental Management 30:294-310
- Carpenter SR, Caraco NF, Howarth RW, Sharpley AN, Smith VH (1998) Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. Ecological Applications 8:559-568

- Castro-Aguirre JL, Espinosa Pérez H, Schmitter-Soto JJ (19999 Ictiofauna estuarino-lagunar y vicaria de México. Noriega-Limusa/Instituto Politécnico Nacional, Mexico City, 705 pp
- Clements WH, Carlisle DM, Lazorchak JM, Johnson PC (2000) Heavy metals structure benthic communities in Colorado mountain streams. Ecological Applications 10:626-38
- Conservation International (CI), El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), Fundación Defensores de la Naturaleza (FDN), Programme for Belize (PFB),Pronatura Península de Yucatán (PPY), The Nature Conservancy (TNC), Wildlife Conservation Society (WCS) (2006) Plan Ecoregional de las selvas Maya, Zoque y Olmeca. CI/ECOSUR/FDN/PFB/PPY/TNC/WCS, Mexico City
- Contreras-Balderas S, Edwards RJ, Lozano-Vilano ML, García-Ramírez ME (2000) Baseline Ecology. In: Water and sustentable development in the binational Rio Grande/ Rio Bravo Basin. Schmandt J and Barajas IA (eds.). The Houston Advanced Research Center e Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey
- Contreras-Balderas S, Lozano-Vilano ML, García-Ramírez ML (2005) Historical changes in the index of biological integrity for lower Rio Nazas, Durango, Mexico. American Fisheries Society Symposium 45:225-237
- Cooper CM (1993) Biological effects of agriculturally derived surface water pollutants on aquatic systems-a review. Journal of Environmental Quality 22:402-408
- Di Rienzo JA, Casanoves F, Balzarini MG, González L, Tablada M, Robledo CW (2008)

 InfoStat, vers. 2008, Grupo InfoStat, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- ESRI (1999) Arc View Gis 3.2. Environmental Systems Research Institute, Inc. New York.

- Findlay S, Quinn JM, Hickey CW, Burrell G, Downes M (2001) Effects of land use and riparian flowpath on delivery of dissolved organic carbon to streams. Limnology and Oceanography 46:345-355
- Fitzpatrick FA, Harris MA, Arnold TL, Richards KD (2004) Urbanization influences on aquatic communities in Northeastern Illinois streams. Journal of the American Water Resources Association 40(2):461-475
- Fitzpatrick FA, Scudder BC, Lenz BN, Sullivan DJ (2001) Effects of multi-scale environmental characteristics on agricultural stream biota in eastern Wisconsin.

 Journal of the American Water Resources Association 37(6):1489-1507
- Fore LS (2002) Response of diatom assemblages to human disturbance: development and testing of a multimetric index for the mid-Atlantic Region (USA). In: Simon, TP (ed.)

 Biological Response Signatures: Indicator Patterns using Aquatic Communities.

 CRC, Boca Raton FL, pp 445-480
- Forman RT, Collinge SK (1997) Nature conserved in changing landscapes with and without spatial planning. Landscape and Urban Planning 37:129-135
- García E (1973) Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Apuntes de climatología. 2nd ed. Universidad Nacional Autónoma de México, Mexico City
- Gergel SA, Turner MG, Miller JR, Melack JM, Stanley EH (2002) Landscape indicators of human impacts to riverine systems. Aquatic Sciences 64:118-128
- Gómez-Pompa A (1971) Posible papel de la vegetación secundaria en la evolución de la flora tropical. Biotropica 3(2):125-135
- Griffith MB, Hill BH, Herlihy AT, Kaufmann PR (2002) Multivariate analysis of periphyton assemblages in relation to environmental gradients in Colorado Rocky Mountain streams. Journal of Phycology 38(1):83-95

- Grime JP (1979) Plant Strategies and Vegetation Processes. New York: Wiley and Sons.
- Harding JS, Benfield EF, Bolstad PV, Helfman GS, Jones EBD (1998) Stream biodiversity: the ghost of land use past. Proceedings of the National Academy of Sciences, USA 95:14843-14847
- Hill BH, Herlihy AT, Kaufmann PR, Stevenson RJ, McCormick FH, Johnson CB (2000) The use of periphyton assemblage data as an index of biotic integrity. Journal of the North American Benthological Society 19:50-67
- Hoy-Manzanilla A, Cahuich-Piña M (1994) Sector agropecuario. In: Estudio integral de la frontera México-Belice: Análisis socioeconómico. Centro de Investigaciones de Quintana Roo, Chetumal, Mexico, pp77-98
- Instituto Nacional de Ecología (2009) El cambio climático en México. Información por estado y región, Mexico, DF. Available from http://www2.ine.gob.mx/cclimatico/edo_sector/estados/clima_qroo.html (accessed January 2010).
- Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (2009) Mapa digital de México.

 Mexico DF. Available from http://gaia.inegi.org.mx/mdm5/viewer.html (accessed January 2010).
- Jones EBD, Helfman GS, Harper JO, Bolstad PV (1999) Effects of riparian forest removal on fish assemblages in southern Appalachian streams. Conservation Biology 13(6):1454-1465
- Karr JR (1981) Assessment of biotic integrity using fish communities. Fisheries 5(6):21-27
- Karr JR, Toth LA, Dudley DR (1985) Fish communities of midweatern rivers: a history of degradation. BioScience 35:90-95

- Kerans BL, Karr JR (1994) A benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers of the Tennessee Valley. Ecological Applications 4:768-785
- Klemm DJ, Blocksom KA, Fulk FA, Herlihy AT, Hughes RM, Kaufmann PR, Peck DV,

 Stoddard JL, Thoeny WT, Griffith MB (2003) Development and evaluation of a

 macro invertebrate biotic integrity index (MBII) for regionally assessing mid-Atlantic

 Highlands streams. Environmental Management 31:656-669
- Kolpin DW, Furlong ET, Meyer MT, Thurman EM, Zaugg SD (2002) Pharmaceuticals, hormones, and other organic wastewater contaminants in US streams, 1999-2000: a national reconnaissance. Environmental Science Technology 36:1202-1211
- Kreutzweiser D, Capell S, Good K (2005) Macroinvertebrate community responses to selection logging in riparian upland areas of headwater catchments in a northern hardwood forest. Journal of the North American Benthological Society 24(1):208-222
- Laurance WF, Fearnside PM, Laurance SG, Delamonica P, Lovejoy TE, Rankin-de Merona JM, Chambers JQ, Gascon C (1999) Relationships between soil and Amazon forest biomass: a landscape-scale study. Forest Ecology and Management 118:127-138
- Lyons J, Gutiérrez-Hernández A, Díaz-Pardo E, Soto-Galera E, Medina-Nava M, Pineda-López R (2000) Development of a preliminary index of biotic integrity (IBI) based on fish assemblages to assess ecosystem condition in the lakes of central Mexico. Hydrobiologia 418:57-72
- Lyons J, Navarro-Pérez S, Cochran PA, Santana EC, Guzmán-Arroyo M (1995) Index of biotic integrity based on fish assemblages for the conservation of streams and rivers in west-central Mexico. Conservation Biology, 9(3):569-584

- Miranda F (1958) Estudios acerca de la vegetación. In: Beltrán E (Ed). Los recursos naturales del sureste y su aprovechamiento. Instituto Mexicano de Recursos Renovables,

 Mexico City, pp213-272
- Naiman RJ, Bechtold S, Drake DC, Latterell LL, O'Keefe TC, Balian EV (2005) Origins, patterns, and importance of heterogeneity in riparian systems. In: Lovett G, Jones CG, Turner MG, Weathers KC (Eds.), Ecosystem Function in Heterogeneous Landscapes. Springer-Verlag, New York, pp279-309
- Oberdorff T, Pont D, Hugueny B, Porcher J (2002) Development and validation of a fish-based index for the assessment of 'river health' in France. Freshwater Biology 47(9):1720-1734
- Omernik JM, Abernathy AR, Male LM (1981) Stream nutrient levels and proximity of agricultural and forest land to streams: some relationships. Journal of Soil and Water Conservation 36:227-231
- Osborne LL, Wiley MJ (1988) Empirical relationships between land use/cover and stream water quality in an agricultural watershed. Environmental Management 26:9-27
- Paul MJ, Meyer JL (2001) Streams in the urban landscape. Annual Review of Ecology and Systematics 32:333-365
- Pinto BC, Araujo FG, Hughes RM (2006) Effects of landscape and riparian condition on a fish index of biotic integrity in a large southeastern Brazil river. Hydrobiologia 556:69-83.
- Richards C, Host GE (1994) Examining land influences on stream habitat and microinvertebrates: A GIS approach. Water Resources Bulletin 30:729-738
- Ross ST (1991) Mechanisms structuring stream fish assemblages: are there lessons from introduced species? Environmental Biology of Fishes 30:359-368

- Roth NE, Allan JD, Erickson DL (1996) Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. Landscape Ecology 11(3):141-156
- Schmitter-Soto JJ, Caro C (1997) Distribution of tilapia, *Oreochromis mossambicus*(Perciformes: Cichlidae), and water body characteristics in Quintana Roo, Mexico.

 Revista de Biología Tropical 45:1257-1262
- Schmitter-Soto JJ, Comín FA, Escobar-Briones E, Herrera-Silveira J, Alcocer J, Suárez-Morales E, Elías-Gutiérrez M, Díaz-Arce V, Steinich B (2002) Hydrogeochemical and Biological Characteristics of Cenotes in the Yucatan Peninsula (SE Mexico). Hydrobiologia 467:215-228
- Schmitter-Soto JJ, Ruiz-Cauich LE, Herrera RL.González-Solís D (2011) An index of biotic integrity for shallow streams of the Hondo River basin, Yucatan Peninsula. Science of the Total Environment 409:844-852
- Snyder CD, Young JA, Villella R, Lemarié DP (2003) Influences of upland and riparian land use patterns on stream biotic integrity. Landscape Ecology 18:647-664
- Steedman RJ (1988) Modification and assessment of an index of biotic integrity to quantify stream quality in southern Ontario. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 45:492-501
- Stone MK, Wallace JB (1998) Longterm recovery of amountain stream from clearcut logging: the effects of forest succession on benthic invertebrate community structure. Freshwater Biology 39(1):151-169.
- Strayer DL, Beighley RE, Thompson LC, Brooks S, Nilsson C (2003) Effects of land cover on stream ecosystems: roles of empirical models and scaling issues. Ecosystems 6:407-423

- Teels BM, Mazanti LE, Rewa CA (2004) Using an IBI to assess effectiveness of mitigation measures to replace loss of a wetland-stream ecosystem. Wetlands 24:375-384
- Van Dolah RF, Hyland JL, Holland AF, Rosen JS, Snoots TR (1999) A benthic index of biological integrity for assessing habitat quality in estuaries of the southeastern USA.

 Marine Environmental Research. 48(4-5):269-283
- Van Sickle JJ, Baker A, Herlihy P, Bayley S, Gregory P, Ashkenas L, Li J (2004) Projecting the biological condition of streams under alternative scenarios of human land use. Ecological Applications 14:368-380
- Vannote R, Minshall W, Cummins K, Sedell J, Cushing C (1980) The River Continuun Concept. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 37:130-137
- Waite IR, Carpenter KD (2000) Associations among fish assemblage structure and environmental variables in Willamette Basin streams, Oregon. Transactions of the American Fisheries Society 129:754-770
- Wang L, Lyons J, Kanehl P (2001) Impacts of urbanization on stream habitat and fish across multiple spatial scales. Environmental Management 28(2):255-266
- Wang L, Lyons J, Kanehl PD, Bannerman R, Emmons E (2000) Watershed urbanitation and changes in fish communities in southeastern Wisconsin streams. Journal of the American Water Resources Association 36(5):1173-1189
- Wang L, Lyons J, Kanehl P, Gatti R (1997) Influence of watershed land use on habitat quality and biotic integrity in Wisconsin streams. Fisheries 22(6):6-12
- Weisberg SB, Ranasinghe JA, Dauer DM, Schaffner LC, Díaz RJ, Frithsen JB (1997) An estuarine benthic index of biotic integrity (IBI) for Chesapeake Bay. Estuaries 20:149-158

- White PS, Harrod J (1997) Disturbance and diversity in ladscapes contex. In: Bissonette J. (Ed.), Wildlife and landscape ecology. Effects of pattern and scale. Springer-Verlag, New York, pp 128-159
- Wichert GA, Rapport DJ (1998) Fish community structure as a measure of degradation and rehabilitation of riparian systems in an agriculture drainage basin. Environmental Management 22:425-443

Wootton RJ (1990) Ecology of Teleost Fishes. Chapman and Hall, London.

Table 1. Land use and land cover classes in the Hondo River basin.

Classes	Land use and land cover	Cover (%)
Agriculture	Irrigation and temporal agriculture	12
Forest	High and medium subdeciduous forest	45
Grassland	Pasture	17
Human settlements	Human settlements	1
Water bodies	Lakes, cenotes, rivers, and streams	1
Wetlands	Mangrove, riparian vegetation and other hydrophytes	8
Secondary vegetation	Secondary vegetation	16

Table 2. Pearson correlation coefficient between land use/cover and IBI values (from Schmitter-Soto et al 2011), in the Hondo River basin, at all spatial scales of measurement.

BI	Agriculture	Human	Water	Grassland	Forest	Secondary	Wetlands
		settlements				vegetation	
Scale 1	-0.32	-0.15	-0.15	0.23	0.22	-0.28	0.32
Scale 2	-0.26	-0.15	-0.42	0.23	0.22	-0.27	0.37
Scale 3	-0.22	-0.24	-0.52	0.20	0.20	-0.26	0.40
Scale 4	-0.17	-0.46	-0.48	0.15	0.23	-0.19	0.36

Figure Captions

- Figure 1. Study area in the Hondo River basin.
- Figure 2. Land use and land cover classes in the Hondo River basin.
- Figure 3. Distribution of land use and land cover in the different layers in the Hondo River basin.
- Figure 4. Percentage of coverage of different land use/cover classes in the 23 sampling sites, at the four spatial scales.

