

El Colegio de la Frontera Sur

**Indicadores ecológicos de la zona riparia del río San  
Pedro, Tabasco, México**

TESIS

Presentada como requisito parcial para optar al grado de Maestra en Ciencias en  
Recursos Naturales y Desarrollo Rural

Por

**Biol. Feliciano Estrada Loreto**

2011

## **DEDICATORIA**

A Dios por tantas bendiciones y haberme permitido conocer a todas las personas que me apoyaron en este proceso.

A mis padres Sofonias Estrada y Ma. Angela Loreto por todo su amor, comprensión, confianza y apoyo que siempre me han brindado, por alentar mis sueños y metas. Por ser para mí mis ejemplos en persistencia y paciencia.

A mis hermanos Abraham, Jose Luis, Alma Heidi y Alexis por enseñarme a no darme por vencida y siempre buscar la superación personal.

## **AGRADECIMIENTOS**

A mi tutor Everardo Barba Macías por su apoyo incondicional para el desarrollo de este trabajo y a mi formación académica.

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

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

A mí respetado consejo tutelar: Aarón Jarquín Sánchez, Juan Juárez Flores y Rodimiro Ramos Reyes, por sus sugerencias y ayuda brindada durante el trabajo de campo y mejoría del escrito.

A todos mis amigos y personas que de alguna u otra manera se hicieron partícipe de este trabajo.

A los pescadores de la cooperativa del Río San Pedro, por brindar las facilidades y apoyo en el trabajo de campo.

## CONTENIDO

<b>ÍNDICE DE CUADROS</b> .....	<b>i</b>
<b>ÍNDICE DE FIGURAS</b> .....	<b>ii</b>
<b>RESUMEN</b> .....	<b>iii</b>
<b>I. INTRODUCCIÓN</b> .....	<b>1</b>
1.1 Humedales ribereños .....	1
1.1.1 Zona riparia .....	2
<b>1.2 Planteamiento del problema</b> .....	<b>4</b>
<b>I.3 Antecedentes</b> .....	<b>6</b>
1.3.1 Metodologías sobre la evaluación de la zona riparia .....	6
1.3.1.1. Condición ambiental .....	8
1.3.1.1.1 Índices de la calidad del agua .....	8
<b>I.4 Preguntas de investigación</b> .....	<b>11</b>
<b>II. OBJETIVOS</b> .....	<b>12</b>
2.1 Objetivo general .....	12
2.2 Objetivos específicos .....	12
<b>III. HIPÓTESIS</b> .....	<b>13</b>
<b>IV. MATERIALES Y MÉTODOS</b> .....	<b>14</b>
4.1 Área de estudio .....	14
4.2 Métodos .....	16
4.2.1 Trabajo de gabinete .....	16
4.2.1.1 Paisajes y uso del suelo ripario .....	16
4.2.1.2 Descripción de los paisajes de muestreo .....	18
4.2.2 Métodos, técnicas de campo y laboratorio .....	21
4.2.2.1 Monitoreo de atributos ecológicos .....	21

4.2.2.1.1 Caracterización de las variables morfométrico-hidrológicas.....	22
4.2.2.1.2 Caracterización físico-química del agua.....	22
4.2.2.1.3 Caracterización físico-química del sedimento.....	22
4.2.2.1.4 Evaluación de los macroinvertebrados bentónicos.....	23
4.2.3 Análisis de datos.....	23
4.2.3.1 Composición y estructura faunística.....	23
4.2.3.2 Índices de diversidad.....	24
4.2.3.3 Análisis Estadístico de Varianza (ANDEVA).....	24
4.2.3.4 Análisis multivariados: Componentes principales (ACP), de correspondencia canónica (ACC) y discriminantes (AD).....	25
4.2.3.5 Grupos tróficos.....	25
4.2.3.6 Índice biótico BMWP (Biological Monitoring Working Party).....	26
4.2.3.7 Identificación de especies indicadoras (IndVal).....	29
<b>V. RESULTADOS.....</b>	<b>31</b>
5.1 Evaluación del uso del suelo del RSP.....	31
5.2 Atributos físicos del paisaje, físicos-químicos de agua y sedimento.....	34
5.2.1 Variables morfométrico-hidrológicas.....	34
5.2.2 Variables físico-químicas del agua.....	34
5.2.3 Variables físico-químicas del sedimento.....	35
5.3 Agrupaciones ambientales y discriminantes (ACP y AD).....	39
5.3.1 Análisis de componentes principales.....	39
5.3.2 Análisis discriminante.....	42
5.4 Atributos bióticos.....	45
5.4.1 Composición y estructura faunística.....	45
5.4.2 Diversidad de organismos.....	49

5.5 Agrupaciones ambiente-macroinvertebrados bentónicos (ACC).....	50
5.6 Grupos tróficos .....	54
5.7 Índice biótico BMWP (Biological Monitoring Working Party).....	56
5.8 índice de especies indicadoras (IndVal) .....	57
5.9 Indicadores ecológicos. ....	59
<b>VI. DISCUSIÓN .....</b>	<b>60</b>
6.1 Agrupaciones canónicas y bioindicadores.....	60
6.2 Indicadores ecológicos .....	63
<b>VII. CONCLUSIONES .....</b>	<b>67</b>
<b>VIII. LITERATURA CITADA.....</b>	<b>71</b>
<b>IX. ANEXOS .....</b>	<b>95</b>
<b>X. PUBLICACIÓN .....</b>	<b>101</b>

## ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Puntaje de valoración de familias de macroinvertebrados bentónicos de acuerdo al índice biótico BMWP (Zamora 1999, Mafla 2005). .....	27
Cuadro 2. Descripción, clase, rangos y características de calidad del agua mediante el índice biótico BMWP.....	29
Cuadro 3. Paisajes y usos de suelo de la zona riparia del río San Pedro, año 2011. ....	31
Cuadro 4. Valores promedio de variables morfométrico-hidrológicas, físico-químicas del agua y sedimento en paisajes del río San Pedro en MII y MAI. ....	37
Cuadro 5. Matriz factorial del análisis de componentes principales en MII y MAI.....	41
Cuadro 6. Test de igualdad de medias entre grupos.....	45
Cuadro 7. Índices de diversidad general. ....	49
Cuadro 8. Índices de diversidad en MII. ....	50
Cuadro 9. Índices de diversidad en MAI.....	50
Cuadro 10. Coeficientes canónicos del Análisis de Correspondencia Canónica en MII. ....	51
Cuadro 11. Coeficientes canónicos del Análisis de Correspondencia Canónica en MAI. ....	53
Cuadro 12. Porcentajes de especies indicadoras y detectoras en MII y MAI. ....	58

## ÍNDICE DE FIGURAS

Fig. 1. Área de estudio y sitios de muestreo.....	17
Fig. 2. Perfil de los paisajes de manglar, acahual y selva del río San Pedro.....	19
Fig. 3. Perfil del paisaje pantano del río San Pedro. ....	20
Fig. 4. Perfil del paisaje pastizal del río San Pedro. ....	20
Fig. 5. Diseño de muestreo anidado de las variables físico-químicas de agua y sedimento y bióticos.....	21
Fig. 6. Paisajes y usos de suelo del río San Pedro. ....	33
Fig. 7. Análisis anual de los Componentes Principales en paisajes del río San Pedro...39	
Fig. 8. Análisis de los Componentes Principales en paisajes del río San Pedro en MII y MAI.....	42
Fig. 9. Clasificación discriminante anual en los paisajes del río San Pedro.....	43
Fig. 10. Clasificación discriminante en MII y MAI en paisajes del río San Pedro.....	44
Fig. 11. Diagramas de Olmstead-Tukey en paisajes del río San Pedro en MII y MAI.....	49
Fig. 12. Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) en paisajes del río San Pedro en MII. ....	52
Fig. 13. Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) en paisajes del río San Pedro en MAI.....	54
Fig. 14. Porcentajes de abundancia de los grupos tróficos de macroinvertebrados bentónicos del río San Pedro. ....	55



## RESUMEN

Los ambientes riparios están caracterizados por una diversidad biológica alta, sin embargo, el uso intensivo de la zona riparia, el curso del agua y la explotación de la tierra circundante resulta en la degradación del hábitat. La vegetación ribereña controla o tiene un efecto sobre la hidrología, geomorfología, química y suministro de material alóctono, lo que provee de importantes características para la productividad y el funcionamiento de los ríos. En la microcuenca del río San Pedro se encuentra una gran diversidad de hábitat riparios, los cuales se encuentran amenazados por disturbios como incendios y prácticas agropecuarias que ha conllevado a la reducción de las áreas de selva. El presente estudio tuvo como objetivo determinar los indicadores ecológicos a partir de las relaciones entre los paisajes de selva, acahual, mangle, pantano y pastizal y sus variables físico-químicas del agua, sedimentos y la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en el río San Pedro en un ciclo anual. El paisaje que presentó el mayor porcentaje de superficie fue pastizal y mangle el mínimo. Se encontraron correlaciones significativas entre la conductividad eléctrica, alcalinidad, sólidos disueltos totales y velocidad con acahual, selva y mangle, mientras que amplitud del cauce, visibilidad, materia orgánica y nitrógeno total se correlacionaron con pastizal y pantano. Se agruparon los paisajes de mayor cobertura vegetal (selva, acahual y mangle) y los de menor cobertura (pantano y pastizal). Un total de 122,854 organismos pertenecientes a 48 especies de los fila Mollusca, Arthropoda y Annelida fueron identificados. Los organismos que caracterizaron por su abundancia a selva, acahual y mangle fueron los gasterópodos, efemerópteros y tricópteros, mientras que en pastizal y pantano fueron gasterópodos, dípteros, oligoquetos e hirudíneos. De las de 48 especies de macroinvertebrados bentónicos, el 14% mostraron características de indicadores y el

26% como detectoras, presentándose el mayor porcentaje en pantano, estas están representadas por el grupo de raspadores como dominantes, seguido por depredadores y filtradores-recolectores. El río San Pedro de acuerdo al índice biótico BMWP presentó aguas de calidad buena y aguas limpias, el paisaje selva fue el que mostró los valores más altos y pantano y pastizal los más bajos. Esta información servirá de línea base para evaluar el estado ecológico y condición del río San Pedro.

Palabras clave: paisajes riparios, físico-químicos, macroinvertebrados bentónicos, indicadores, río San Pedro.

## I. INTRODUCCIÓN

### 1.1 Humedales ribereños

Los humedales en general se definen como “extensiones de marismas, pantanos y turberas, o superficies cubiertas de aguas, sean éstas de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas, incluidas las extensiones de agua marina cuya profundidad en marea baja no exceda de seis metros” (Ramsar 1971).

Estos se clasifican en cuatro grandes grupos: 1) Humedales costeros: se encuentran en la unidad fisiológica inundable y de transición entre aguas continentales, marinas y la comunidad vegetal hasta 20 km de la costa (estuarios y lagunas costeras), 2) Humedales palustres: son áreas inundables someras de agua dulce, con suelos Histosoles y Gleysoles, 3) Humedales lacustres: son áreas de lagunas continentales superiores a 100 ha, con suelos Gleysoles e Histosoles y 4) Humedales ribereños: son aquellos que incluyen todas las corrientes activas, llanuras aluviales, valles, laderas o terrazas de los ríos con antecedentes regulares de inundación, lo que les confiere características hidro-geomorfológicas, formaciones superficiales y de comunidades biológicas muy especiales que marcan diferencias con los otros tipos de humedales (Ramsar 1971, García 2003, Montes 2003, Barba et al. 2006).

La estructura y funciones ecológicas de un humedal ribereño se deben a procesos longitudinales, transversales, verticales y temporales, los cuales sirven de intercomunicadores o interconexiones entre ecosistemas, así como de sumidero y transformador de nutrientes relacionados con el abastecimiento prolongado de agua lo que finalmente explican la gran diversidad de organismos que en ellos habitan (Brinson et al. 1981). Por otra parte, debido a la constante comunicación entre los ambientes

terrestre y el acuático, estos funcionan como excelentes corredores ecológicos que permiten la migración de flora y fauna (Mujica et al. 2002). Los humedales ribereños no sólo poseen una gran productividad sino además son fuentes de carbono orgánico y materia orgánica que sostienen las redes tróficas, éstas son predominantemente heterotróficas y se encuentran en el cauce fluvial principal (Junk y Welcomme 1990; Mitsch y Gosselink 2000).

Entre las funciones principales de los humedales ribereños se encuentran: 1) **Hidrológicas:** control de inundaciones, recarga y descarga de agua subterránea, y generación de cursos superficiales; 2) **Bioquímicas:** pérdida, retención de nutrientes y sedimentos y acumulación de turba y 3) **Ecológicas:** mantenimiento de ecosistemas y soporte de la red alimentaria o trófica (Burke et al. 1988, Larson et al. 1989; Brinson 1993).

Los patrones y procesos que afectan la condición física y bioquímica del agua, los recursos alimenticios, las interacciones bióticas y la heterogeneidad del hábitat son: la magnitud, frecuencia, duración, predictibilidad y tasa de cambio del agua (Richter et al. 1996, Poff et al. 1997). Así también, controlan directamente la estructura y funcionalidad de estos ecosistemas acuáticos, debido a que sus condiciones hidrodinámicas son clave para el mantenimiento de las características geomorfológicas del cauce (Maddock 1999).

### 1.1.1 Zona riparia

La zona riparia o ribereña es el área de transición entre el medio acuático y terrestre y se encuentra conformada por la interacción de la vegetación y el agua (Belt et al. 1992, NRC 2002). La vegetación riparia presenta características físicas variadas, las cuales

se expresan a través de una serie de adaptaciones morfo-fisiológicas y por sus patrones de sucesión. Consecuentemente, estas áreas se encuentran entre los ecosistemas ecológicos más complejos de la biósfera e importantes para mantener la vitalidad del paisaje y de los ríos dentro de las cuencas hidrográficas (Naiman et al. 2000). La efectividad de sus funciones depende de las características de ancho y largo de la zona, la continuidad longitudinal, el tamaño del caudal, el transporte de nutrientes, su geología y temperatura; así como por la composición, edad y condición de la vegetación, la geomorfología y fragilidad del sitio, así también por las actividades humanas (García y Maza 1997, Phillips et al. 2000, González y García 2006).

Las principales funciones generales que desempeñan las zonas riparias son: mantener la integridad hidrológica, hidráulica y ecológica del canal del cauce, del suelo y su vegetación asociada (Anderson et al. 1978, Dudgeon 1994, Naiman y Décamps 1997, Dudgeon et al. 2006), reducir la erosión marginal al proporcionar estabilidad en la orilla del cauce (Scarsbrook y Halliday 1999, Price y Lovett 2002, Robins y Cain 2002), regular los flujos de inundación (Gayoso y Gayoso 2003, Dudgeon et al. 2006, Granados et al. 2006), mantener el flujo base en el cauce (Robins y Cain 2002, Morales y Galindo 2008), mejorar la calidad del agua (Osborne y Kovacic 1993), proteger a plantas y animales acuáticos de las fuentes de contaminación, atrapando o filtrando sedimentos, nutrientes y químicos provenientes de actividades forestales y agropecuarias (Scarsbrook y Halliday 1999, Price y Lovett 2002), atrapar sedimentos cargados de fósforo, nitrógeno y otros nutrientes aportados por la escorrentía que pueden causar eutrofización en los ecosistemas acuáticos (Robins y Cain 2002), proporcionar áreas y fuentes de alimento, refugio y protección para los organismos que las habitan (Gayoso y Gayoso 2003, Dudgeon et al. 2006, Granados et al. 2006),

regular los niveles de temperatura y luminosidad al sombrear el agua (Gayoso y Gayoso 2003), mejorar la apariencia estética de los cauces y ofrecer oportunidades para la recreación (Gayoso y Gayoso 2003, Granados et al. 2006).

A pesar de las múltiples funciones que brindan las zonas riparias, éstas se encuentran amenazadas por disturbios de origen natural como inundaciones, tormentas, incendios y/o de origen antropogénico principalmente por la urbanización, regulación y desviación de cauces, destrucción de hábitat (dragado, revestimiento, canalización, construcción de presas y vías), alteración de la temperatura, pH, salinidad, vertimiento de aguas servidas, de tóxicos, introducción de especies exóticas y erosión por prácticas forestales y agropecuarias (Forman y Collinge 1997, Roldán 1999). Estas alteraciones tienen consecuencias importantes en los patrones de distribución de los organismos (Grime 1979, White y Harrold 1997). El estudio de la zona riparia permite conocer las interacciones entre los patrones espaciales, temporales y ecológicos que se presentan en el contexto de la heterogeneidad espacial en diversas escalas (Turner 1998).

## **1.2 Planteamiento del problema**

En el río San Pedro se encuentra una gran diversidad de hábitat, los cuales han sido pocos estudiados, algunos trabajos son los siguientes: Tudela (1992), describió la deforestación del río San Pedro causada por el plan agro-productivo Balancán–Tenosique, que en tan sólo una década transformó radicalmente más de 200 mil hectáreas de selva en pastizales y cultivos de temporal. Lo anterior fue el resultado la planificación sectorial del territorio que se adoptó por los economistas en los años

cincuenta sin tener en cuenta el impacto sobre los recursos naturales (Rosete y Bocco 1999).

Barba et al. (2006) determinaron y clasificaron a los humedales de Tabasco, estos autores reportaron que el 27.76% de la superficie tabasqueña se encuentra representada por humedales, de los cuales destacan por su extensión los humedales palustres, seguido de costeros, lacustres y ribereños. Manjarrez et al. (2007) describen los cambios en el uso del suelo y las perspectivas del ordenamiento de la ganadería bovina de Balancán y Tenosique, quienes reportan una disminución de selvas y cuerpos de agua en un 83 y 43% respectivamente. Morales y Galindo (2008), delimitan y diagnóstican la subcuenca del río San Pedro, reportando pérdidas de superficie de selva de un 50% en el período de 1984 al 2000, con un incremento en pastizales. Con respecto a los estudios sobre biodiversidad y su relación con el hábitat ripario se encuentran: el trabajo de Chávez-Lomelí et al. (1989), quienes describen los aspectos abióticos del medio acuático, la biología y ciclos de vida de los peces del río y su zona de inundación con interés para la piscicultura. Por otro lado, Estrada (2008) evaluó seis cuerpos de agua lóticos y lénticos en el municipio de Balancán caracterizando las condiciones físicas y químicas de agua, sedimento y su relación con la comunidad de moluscos, crustáceos y peces. Castillo et al. (2011) analizaron la composición, densidad y biomasa de la ictiofauna de los humedales del río, observando que esta comunidad responde a fluctuaciones espaciales y temporales.

Los estudios en esta zona son insuficientes y con temáticas específicas como cambio de uso del suelo de la subcuenca, macroinvertebrados bentónicos y peces. Con la finalidad de realizar un estudio de alcance ecosistémico, el presente trabajo propone abarcar de manera integrada a los componentes físico-químicos del agua y sedimento

del río, las comunidades de macroinvertebrados bentónicos en los principales paisajes de la zona riparia para determinar y proponer indicadores ecológicos que permitan caracterizar los diversos impactos antrópicos (uso de suelos de la zona riparia) en el río San Pedro en los municipios de Balancán y Tenosique, Tabasco. Esta información servirá de línea base para establecer planes y programas de manejo en este humedal ribereño.

### **1.3 Antecedentes**

#### **1.3.1 Metodologías sobre la evaluación de la zona riparia**

Los estudios en zonas riparias se han incrementado en los últimos 10 años como resultado del desarrollo de la ecología del paisaje ribereño, no sólo para entender los procesos ecológicos, si no para generar conocimiento y establecer planes y programas de conservación, gestión y en su caso restauración de las zonas riparias y de los recursos hídricos, ya que ésta zona es clave para el entendimiento de los ríos (Tockner y Stanford 2002, González y García 2006).

La necesidad de monitorear y conocer el estado de la calidad riparia ha traído como consecuencia el desarrollo de diferentes técnicas, métodos e índices de evaluación, siendo los más usados: a) el monitoreo de variables físicas como: ancho, profundidad del cauce, tamaño de canto redondeado y velocidad de la corriente, régimen hidrológico, continuidad del río y condiciones morfológicas (Mancilla et al. 2009, Rivera-Trejo et al. 2010); y b) físico-químicas del agua como: turbidez, temperatura, profundidad, oxígeno disuelto, conductividad, pH, sólidos disueltos totales, nitratos, fosfatos (Hurtado et al. 2005, Pavé y Marchese 2005, García y Jiménez 2006, Mancilla et al. 2009), y en el caso de los sedimentos las variables más utilizadas son:



materia orgánica y la granulometría (Pavé y Marchese 2005); c) variables biofísicas como: el estado de conservación de la vegetación ribereña, conservación del cauce y riqueza de especies (García y Jiménez 2006), y por último d) variables biológicas como: coliformes fecales, plancton, algas, flora acuática, invertebrados, peces, aves y mamíferos (Barbour et al. 1999, Bjorkland et al. 2001, Gergel et al. 2002, Ward et al. 2003, Jansen et al. 2004, Auquilla et al. 2006, García y Jiménez 2006, Samboni et al. 2007).

De estas últimas, los invertebrados son los organismos más ampliamente utilizados para caracterizar las condiciones físico-químicas del agua y del sedimento, y sirven de indicadores debido a su fácil monitoreo y accesibilidad, lo que favorece el desarrollo de estudios comparativos efectivos en el análisis espacial y temporal de las perturbaciones y sus efectos, además que presentan ventajas técnicas asociadas a los muestreos cuantitativos y al análisis de las muestras, ya que estos pueden ser realizados con equipos simples y baratos (Hilsenhoff 1988, Cairns y Pratt 1993, Arcos 2005, Kutschker et al. 2009). Sin embargo, recientemente se utiliza la combinación de variables ambientales (físico-químicas de agua y sedimento), bióticas (organismos) y propiedades del paisaje (porcentajes de cobertura boscosa, humedales y usos de suelo) para determinar indicadores paisajísticos (Hawkins et al. 2002, Gergel et al. 2002, Jean-Christophe 2003, Allan 2004, Auquilla et al. 2005, Arcos et al. 2006, García y Jiménez 2006, Compín y Céréghino 2007, Kutschker et al. 2009).

Diversos estudios analizan la variabilidad del paisaje, la abundancia y diversidad de invertebrados, peces y factores físico-químicos, como la conductividad, fósforo, nitrógeno total, visibilidad, uso del suelo y las concentraciones de nutrientes en el agua (Osborne y Wiley 1988, Geier et al. 1994, Hunsaker y Levine 1995, Johnes et al. 1996,

Soranno et al. 1996, Bolstad y Swank 1997, Lowrance 1998, Bailey y Reynoldson 2003 y Hrabik et al. 2005, Johnston et al. 2008). Moya et al. (2006), describen el empleo de indicadores bióticos como la presencia y abundancia de los insectos efemerópteros, tricópteros y plecópteros. Estos insectos son sensibles a cambios en el uso del suelo, mientras que insectos como los quironómidos (dípteros) toleran sitios perturbados.

Los estudios sobre la caracterización del estado de salud de los ríos y los cambios de uso de suelo en la zona ribereña se están incrementando considerablemente, los cuales, con la evaluación espacial e integración de los sistemas de información geográfica (SIG) y percepción remota (PR) permiten hacer evaluaciones dinámicas de los cambios en los tipos de vegetación y usos del suelo y relacionarlos con las fuentes del cambio.

No obstante, el grado de conocimiento de las zonas riparias tropicales está limitado en comparación con ambientes templados, por otro lado, la falta de estandarización de metodologías es una limitante para su aplicación y comparación a diferentes escalas espaciales, temporales y altitudinales.

#### 1.3.1.1. Condición ambiental

##### 1.3.1.1.1 Índices de la calidad del agua

La calidad del agua es un término complejo, abstracto y subjetivo, que está determinado por la hidrología, variables físico-químicas y la biología del agua (Bartram y Ballance 1996). Las diferentes clasificaciones y condiciones de la calidad del agua dependerán del uso destinado (Bartram y Ballance 1996, Chapman 1996).

En la literatura existen varios índices para medir la calidad del agua, siendo los pioneros las metodologías de Horton (1965) y Liebman (1969) con el desarrollo del índice de calidad del agua (ICA), seguido de WQI (Water Quality Index) y otra serie de índices que han sido modificados y mejorados en diferentes países (NSF 2004).

En México el índice INDIC-SEDUE fue el primero en aplicarse y tuvo un uso común en la Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología en el Departamento de Prevención y Control de la Contaminación Ambiental de la Subdelegación de Ecología, continuándose con modificaciones hasta estandarizar el ICA aplicado por la SEMARNAT y CNA (León-Vizcaíno 1991, Montoya et al. 1997). El ICA se calcula sobre la base de 18 variables, seleccionadas por su importancia relativa para reconocer el grado de contaminación. Estos índices suelen tener dificultades ya que son mediciones directas en los atributos del canal, con variaciones estacionales, colectas difíciles de realizar, transportar y analizar (Gergel et al. 2002),

Un método muy utilizado en la actualidad es el índice biótico BMWP (Biological Monitoring Working Party, Armitage et al. 1983), este índice utiliza datos biológicos, en específico familias de macroinvertebrados bentónicos, a las cuales se les asigna un valor de acuerdo con su presencia, esto se relaciona con las características de calidad del agua (Alba-Tercedor y Sánchez-Ortega 1988, Alba-Tercedor et al. 2002). Alba-Tercedor y Jiménez-Millán (1987), realizaron una primera adaptación del sistema para la Península Ibérica, donde obtuvieron puntuaciones para comparar situaciones de calidad pero no para emitir juicios. Posteriormente Alba-Tercedor y Sánchez-Ortega (1988) correlacionaron los valores del índice biótico BMWP con cinco grados de contaminación. Las últimas actualizaciones se han desarrollado por Bohórquez y Acuña (1984), Bohórquez et al. (1993), Alba-Tercedor (1996), Zamora (1991, 1993,

1995,1999), Zamora y Sarria (2001), Reinoso (1998), Roldán (1980, 1996, 2003) Roldán et al (1973, 2001), Zúñiga (1985), Zúñiga et al. (1994), entre otros, con la finalidad de adecuarlo a las características de la fauna de macroinvertebrados bentónicos en ambientes tropicales lóticos y lénticos.

Otra forma para evaluar la calidad del agua, es mediante el uso de indicadores. Un indicador se define como la manifestación, estadística o parámetros que proporcionan información y tendencias sobre las condiciones de los fenómenos ambientales (INE 1997, Jørgensen et al. 2005, SEMARNAT 2005). Estos indicadores deben cumplir con las siguientes funciones: a) explicar la problemática de interés; b) unir el sistema con el problema mismo en una forma transparente; c) ser métodos replicables a varios sistemas y tener la capacidad de mostrar cambios a través del tiempo, y d) ser viables para registrarse o calcularse a un costo razonable lo cual permite el monitoreo del ambiente (estado) y su comparación con diferentes subsistemas (Gaunt et al. 1997, McGeoch 1998, Canterbury et al. 2000, Caro 2000, Huffman et al. 2000, Aguilar 2004). La selección de su diseño dependerá del área y escala (escala regional, nacional y local) a evaluar (Farrow y Winograd 2001).

La aplicación de indicadores, difiere en el contexto ecosistémico del problema en cuestión y del marco geográfico. Estas características son importantes antes de elegir indicadores con la finalidad de mejorar los enfoques tanto de investigación, conservación y evaluación. En este contexto es necesario ampliar el conocimiento que permita entender la relación que existe entre los factores de biodiversidad, calidad del agua y suelo, con el ancho de zonas riparias, para aportar criterios y herramientas que apoyen en el manejo integrado de cuencas hidrográficas.

#### **I.4 Preguntas de investigación**

¿Existe relación entre los usos de suelo y sus paisajes riparios con las condiciones ambientales y especies de macroinvertebrados bentónicos del río San Pedro, Tabasco?

¿Qué atributos morfométrico-hidrológicos, físico-químicos de agua y sedimento y especies de macroinvertebrados bentónicos pueden resultar indicadores del uso de suelo en la zona riparia del río San Pedro, Tabasco?

## **II. OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo general**

Determinar los indicadores ecológicos a partir del análisis de las relaciones entre paisajes de la zona riparia, variables físico-químicas del agua, sedimentos y atributos bióticos de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos en el río San Pedro en Balancán y Tenosique, Tabasco.

### **2.2 Objetivos específicos**

1. Identificar los tipos de usos de suelo actuales (2011) de la zona ribereña del río San Pedro.
2. Caracterizar las variables físico-químicas del agua y sedimento del río San Pedro.
3. Determinar la composición y estructura de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en los diferentes usos de suelo de la zona riparia del río San Pedro.
4. Proponer indicadores ecológicos basados en los usos del suelo, variables físico-químicas del agua, sedimento y de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos del río San Pedro.

### III. HIPÓTESIS

El tipo de uso de suelo de la zona riparia, sus condiciones ambientales y la temporalidad del ambiente afectan la distribución de las especies de macroinvertebrados bentónicos.

1. La menor abundancia y diversidad de especies de macroinvertebrados bentónicos se encontrará en sitios con baja cobertura de vegetación y uso de suelo agropecuarios y condiciones ambientales no óptimas, sin importar la direccionalidad del río.

2. Se espera encontrar mayor abundancia y diversidad de especies de macroinvertebrados bentónicos en aquellos sitios con mayor cobertura vegetal y condiciones físico-químicas del agua y sedimento óptimas.

## **IV. MATERIALES Y MÉTODOS**

### **4.1 Área de estudio**

El río San Pedro nace en las montañas del Petén de Guatemala y entra a México por la parte sur del estado de Tabasco en los municipios de Tenosique y Balancán y desemboca en el río Usumacinta. Se localiza entre los paralelos 18°10'-17°15' de latitud norte y 91°42'-91°00' de longitud oeste. Limita al norte con el estado de Campeche, al sur y este con la República de Guatemala y al este con el municipio de Emiliano Zapata y el estado de Chiapas (INEGI 2001). El volumen promedio anual de escurrimiento natural de la subcuenca del río San Pedro está calculada en 1,724.44 m<sup>3</sup>, los cuales son descargados directamente a la corriente del río Usumacinta (Galindo et al. 2009). La subcuenca de San Pedro se caracteriza por presentar rocas calcáreas del Cretácico y del Terciario que dan una coloración verde claro del agua y una débil carga de materia en suspensión (West et al. 1985). El clima es cálido húmedo con abundantes lluvias en verano. La precipitación total anual es de 1,500-2,500 mm (CONABIO 2008). La temporada de mínima inundación comprende a los meses de febrero-abril (45.8 mm de promedio) y máxima inundación julio-septiembre (228.5 mm de promedio), con una temperatura promedio de 26.7°C, siendo los meses más calurosos abril y mayo (30°C) con una disminución de diciembre a enero (23°C) (INEGI 2006). Los poblados principales son Tiradero, Estación Bari, la Cuchilla, Nueva Esperanza, La Palma, en los cuales destacan las actividades de pesca, ganadería y agricultura (INEGI 2006).

Los tipos de suelos presentes en la ribera del río son: Gleysoles, Vertisoles y luvisoles, los tipos de vegetación predominantes son: pastizales que se encuentran distribuidos en casi toda la subcuenca, dentro de éstos podemos encontrar pastizales naturales y pastizales cultivados con fines pecuarios, en la parte central del río San



Pedro, aún se encuentra remanentes de selva. La vegetación hidrófita característica de las partes inundables son: popal, tular, carrizal y espadañal. En la parte sur y sureste de la subcuenca hay vegetación de selva alta, mientras que en el resto del área de estudio se localizan remanentes de selva mediana y baja en condiciones diferentes de conservación (Rodríguez-Cordova 2010). Las especies que se registran son: mojú (*Brosimum alicastrum*), cajpoquí (*Bumelia persimilis*), cedro rojo (*Cedrela odorata*), coralillo (*Cojoba arborea*), matabuey (*Dussia cuscatlanica*), guanacaste (*Enterolobium cyclocarpum*), ficus (*Ficus obtusifolia*), amates (*Ficus* sp.), citeito (*Hasseltia guatemalensis*), hibisco (*Hibiscus tiliaceus*), guapinol (*Hymenaea courbaril*), totoposte (*Licania arborea*), chicozapote (*Manilkara zapota*), bálsamo (*Myroxylon balsamum*), hormiguillo (*Platymiscium dimorphandrum*), hormiguillo negro (*Prunus guatemalensis*), zapoyolillo (*Prunus. Salasii*), llorasangre (*Pterocarpus rohrii*), mangle rojo (*Rhizophora mangle*), tepenaguaste (*Samanea saman*), la palma manaca (*Scheelea preussii*), cuchillal (*Schizolobium parahybum*), peine (*Sloanea ampla*), castaño (*Sterculia mexicana*), primavera (*Tabebuia donnell-smithii*), volador (*Terminalia amazonia*), guano de costa (*Thrinax radiata*), sacacera (*Vatairea lundellii*), cacao volador (*Virola guatemalensis*), zapote de agua (*Pachira aquatica*), pucté (*Bucida buceras*) y botoncillo (*Conocarpus erectus*) (CONABIO 2008). Esta zona se encuentra influenciada, por la acción humana a partir del desarrollo del Plan Balancán-Tenosique (1971).

La fauna típica de Balancán y Tenosique está constituida por el venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*), el tucán (*Ramphastos toco*), el armadillo (*Dasyus novemcinctus*), el mono aullador (*Alouatta palliata*), el tepezcuintle (*Agouti paca*), el puerco de monte (*Tayassu tajacu*), ardillas (*Spermophilus mexicanas*), iguanas (*Iguana iguana*), corales (*Micrurus altirostris*), boas (*Boa constrictor*) e hicotea (*Trachemys*

*venusta*), manatíes (*Trichechus manatus*), pijije (*Dendrocygna autumnalis*), tutupana (*Aramides cajanea*), garzas (*Casmerodius albus*) (INEGI 2006), diversos peces de la familia Cichlidae, Poeciliidae, Clupeidae (Chávez-Lomelí et al. 1989, Estrada 2008, Castillo et al. 2011) y los grupos de invertebrados bentónicos (Estrada y Barba en preparación).

## **4.2 Métodos**

### 4.2.1 Trabajo de gabinete

#### 4.2.1.1 Paisajes y uso del suelo ripario

Los usos de suelo se determinaron a una amplitud de un km del río en ambos lados (Buffer), mediante la digitalización en pantalla (poligonizar) de las imágenes de satélite SPOT 2010 utilizando una combinación de bandas (RGB 1, 2, 3), actualizada al 2011 con verificaciones de campo, siendo la delimitación de los usos del suelo a una escala 1:10,000, con el software de sistema de información geográfica ArcView 3.2 y ARCGIS 9.1.

El buffer de un km, estuvo en función de las observaciones del cambio que se da dentro de un uso y otro sobre la ribera del río y la influencia del uso sobre el río, con la finalidad de uniformizar los anchos de zonas riparias a medir sobre todo el gradiente longitudinal del río, lo anterior apoyado con los trabajos de Allan (2004) y Guerra y Ochoa (2006). Los usos de suelo delimitados estuvieron en función al ordenamiento territorial del año 2007, y los trabajos de Barba et al. (2006), Palomeque (2008), Galindo et al. (2009) y Rodríguez-Cordova (2010). Los grupos de paisajes y usos de suelo fueron: acahual, mangle, pantano, pastizal y selva, laguna, río, área urbana y cultivos. Los paisajes se agruparon de acuerdo a su complejidad estructural arbórea. La

información obtenida en un primer plano se verificó en campo con equipo GPS durante la toma de muestras bióticas y físico-químicas, donde se hicieron las anotaciones correspondientes para realizar las correcciones o ajustes necesarios. El área mínima cartografiable fue de 1 cm<sup>2</sup> en cada uso.

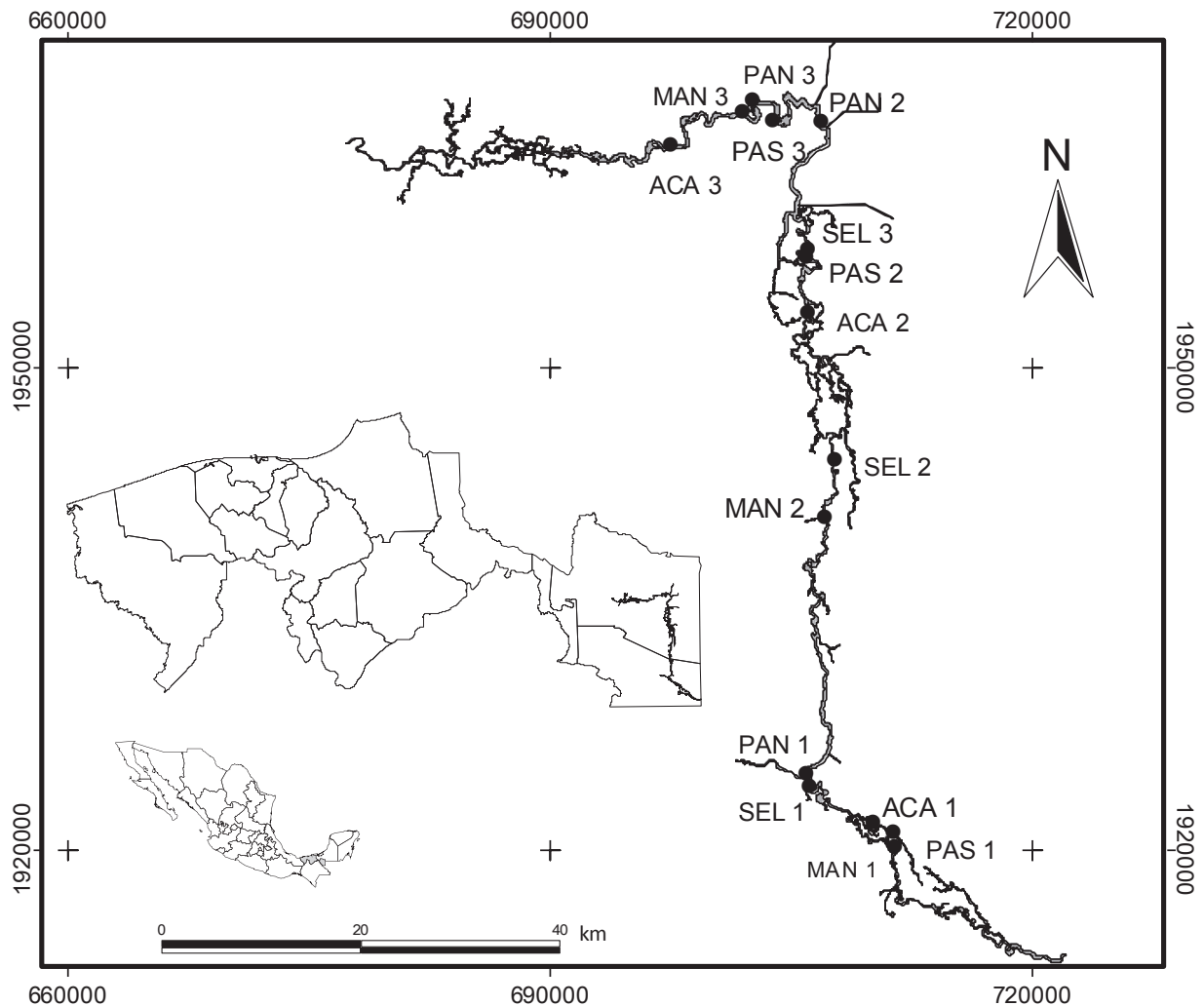


Fig. 1. Área de estudio y sitios de muestreo. Las letras ACA, MAN, PAN, PAS y SEL indican los paisajes de acahual, mangle, pantano, pastizal y selva respectivamente. Los números representan las réplicas (1, 2 y 3) en los paisajes.

#### 4.2.1.2 Descripción de los paisajes de muestreo

Cinco paisajes se consideraron representativos para la zona riparia del río San Pedro: 1) Selva (SEL), 2) Acahual (ACA), 3) Mangle (MAN), 4) Pantano (PAN) y 5) Pastizal (PAS). Los sitios conservados fueron aquellos con mayor cobertura de vegetación primaria representada por selva, mangle y acahual, los sitios con mediana conservación pantanos y sitios con menor conservación (alterados), representados por suelos agropecuarios (Fig. 1). Estos se distribuyeron en la parte alta, intermedia y baja del río. A continuación se describen las características de cada paisaje de acuerdo con Rzedowski (2006) y Rodríguez-Córdova (2010).

**1) Paisaje de selva:** comunidad conformada en su mayoría por vegetación arbórea, presenta una mezcla de especies como bejucos, lianas y plantas epífitas, frecuentemente con árboles espinosos. Las especies representativas son: *Manilkara zapota* (chicozapote), *Dalbergia brownii* (mucal), *Terminalia amazonia* (volador), *Pithecellobium* sp (granadillo), *Haematoxylum campechianum* (tinto), *Tabebuia rosea* (macuilís), *Platymiscium dimorphandrum* (amarillo), *Bumelia persimilis* (naranjillo). En orquídeas se observan a *Myrmecophila tibicinis*, *Nidema bothii* y diversas Bromeliáceas (Fig. 2).

**2) Paisaje de acahual:** formado por vegetación secundaria, con árboles de menos de 5 m de altura y un crecimiento cerrado de las especies. Las especies representantes son: *Diphysa* sp (quebra hacha), *Pachira aquatica* (zapote de agua), *Bucida buceras* (puckté), *Metopium brownei* (chechen), *Salix humboldtiana* (sauce), *T. rosea* (macuilís), *H. campechianum* (tinto), *Guazuma ulmifolia* (guácimo) y *Coccoloba uvifera* (uvero) (Fig. 2).

3) **Paisaje de mangle:** Es una formación leñosa, densa, frecuentemente arbustiva o bien arborescente de 2 a 25 m de altura, de composición florística simple, las especies representativas son: *Rhizophora mangle* (mangle rojo) y *Conocarpus erectus* (mangle botoncillo) y *M. tibicinis* (orquídea), *N. bothii* (orquídea) (Fig. 2).

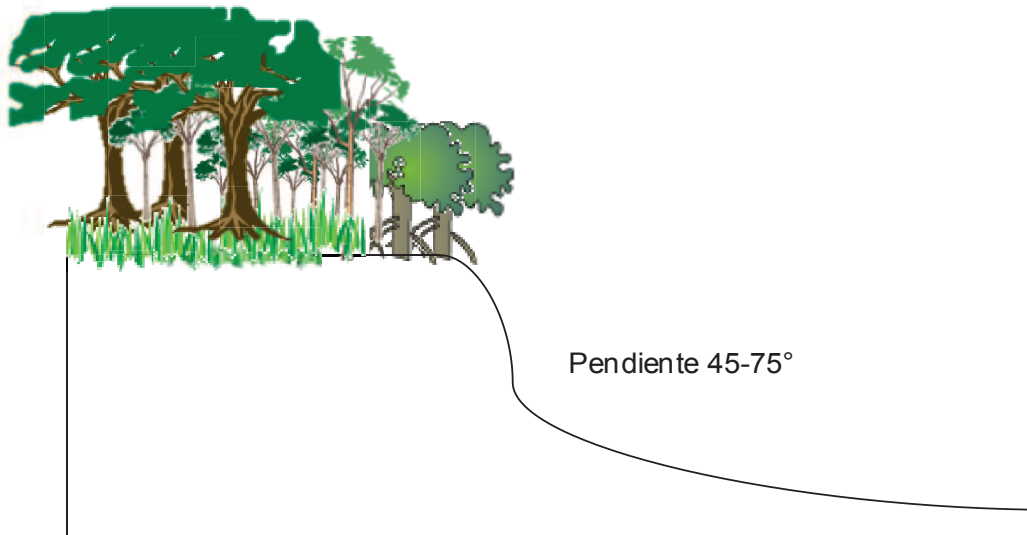


Fig. 2. Perfil de los paisajes de manglar, acahual y selva del río San Pedro.

4) **Paisaje de pantano:** áreas anegadas de agua dulce, estancada temporal o permanente, dominada principalmente por plantas herbáceas de 1 a 2 m de alto o monocotiledoneas de 80 cm hasta 2.5 m de alto. Las especies frecuentes son: *Acoelorrhaphe wrightii* (tasiste), *Crescentia alata* (güiro), *Thalia geniculata* (quentó), *Heliconia* sp. (platanillo), *Cyperus* sp. y *Typha* sp. (tule), *Nymphaea ampla* (hoja de sol) y *Scirpus* sp. (tulillo), *Ludwigia octovalvis*, *Phragmites communis* (carrizales) y *Cladium jamaicense* (ceibadales) (Fig. 3).

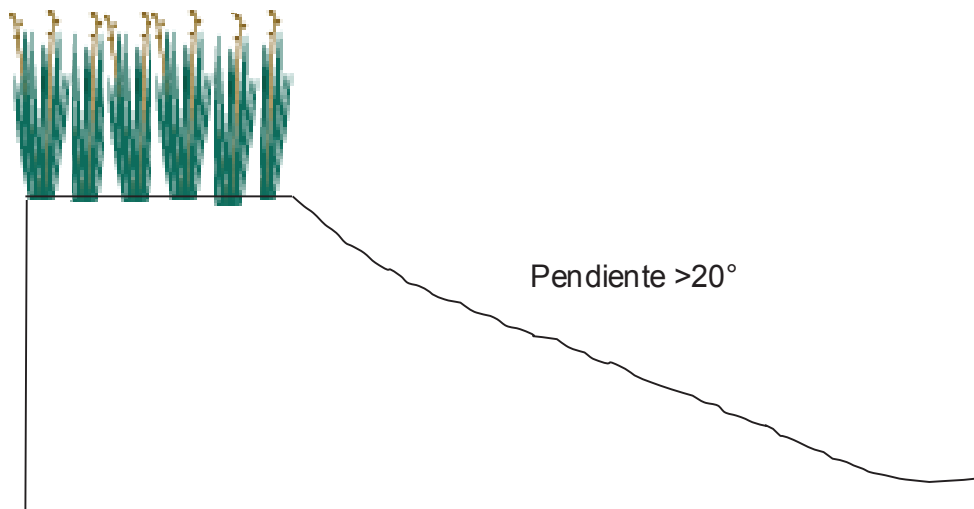


Fig. 3. Perfil del paisaje pantano del río San Pedro.

5) **Paisaje de pastizal:** presenta dominancia de gramíneas y las especies representativas son: *S. humboldtina* (sauce), *T. rosea* (macuilís), *G. ulmifolia* (guácimo), *Cocus nucifera* (coco), *Scheelea preussii* (corozo); en malezas: *Wedelia trilobata* (margarita rastrea), *Stachytarpheta cayennensis* (verbena), *Melampodium divaricatum* (botón de oro), *Attalea* sp (palma), *Andropogon* sp (cola de caballo) (Fig. 4).

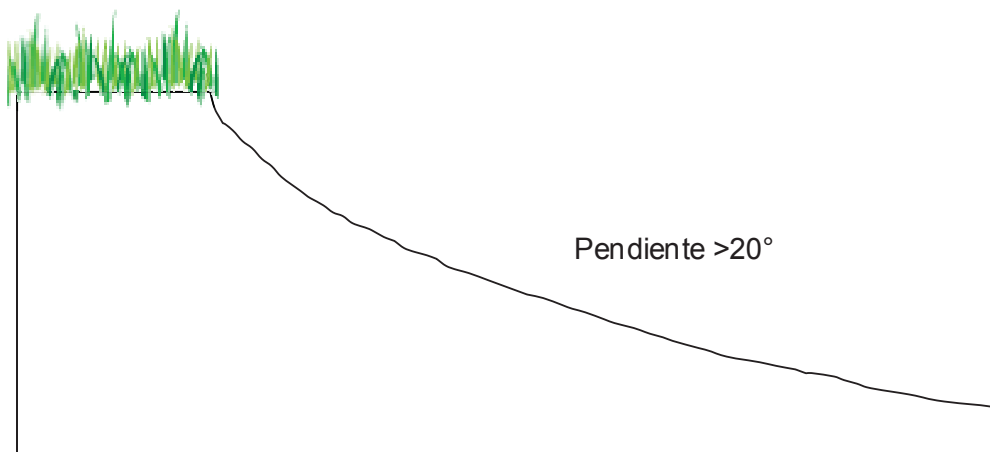


Fig. 4. Perfil del paisaje pastizal del río San Pedro.

## 4.2.2 Métodos, técnicas de campo y laboratorio

### 4.2.2.1 Monitoreo de atributos ecológicos

Un total de 90 sitios fueron evaluados en cinco paisajes riparios (SEL, ACA, MAN, PAN y PAS), con tres réplicas por paisaje (1, 2 y 3) y tres sitios por réplica cubriendo las temporadas de mínima inundación (MII) (estiaje, marzo 2010) y máxima inundación (MAI) (lluvias, agosto 2010) en condiciones de iluminación fueron determinadas las variables morfométrico-hidrológicas, físico-químicas del agua, del sedimento y se recolectaron muestras de macroinvertebrados bentónicos (Fig. 5). Las temporadas fueron determinadas con base a los registros de precipitaciones de 1949 a 2004 de la estación San Pedro Balancán (INEGI 2006).

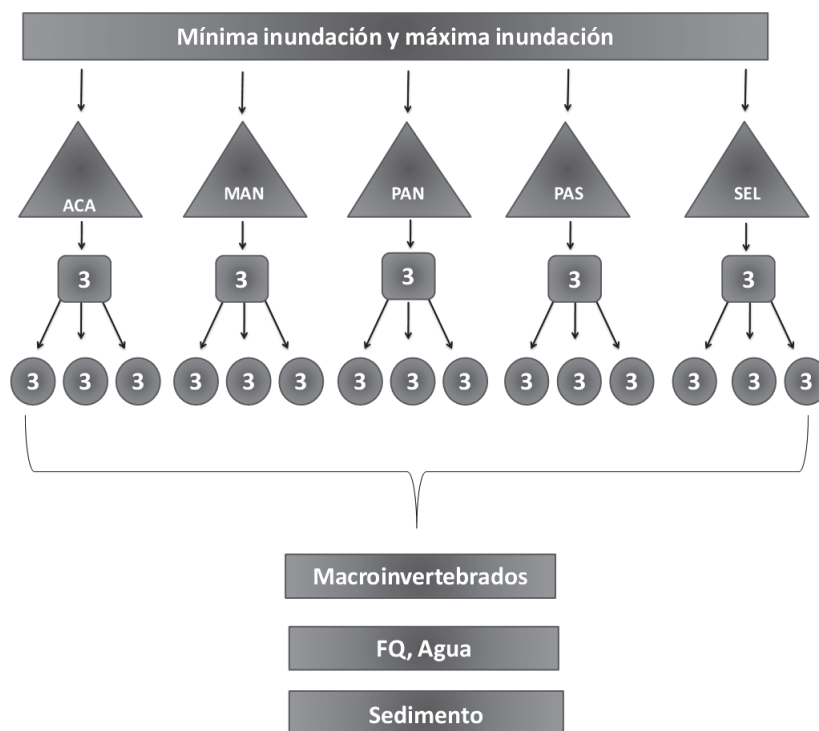


Fig. 5. Diseño de muestreo anidado de las variables físico-químicas de agua y sedimento y bióticas.

#### 4.2.2.1.1 Caracterización de las variables morfométrico-hidrológicas

Las características morfométrico-hidrológicas medidas fueron: ancho y largo del paisaje, ancho del cauce y velocidad de corriente. La medición de largo y ancho del paisaje y ancho del cauce se realizó bajo el procesamiento de imagen Spot 2010 en ARC VIEW 3.2 y la velocidad de corriente mediante un Fluviómetro (Eijkelkamp 2030R) (IDEAM 2004).

#### 4.2.2.1.2 Caracterización físico-química del agua

En la columna de agua se evaluaron la profundidad y visibilidad mediante un disco de Secchi ( $\varnothing$  de 27 cm con cordel graduado); así también se registraron datos de temperatura, oxígeno disuelto (OD), pH, conductividad, sólidos disueltos totales (TDS), potencial de óxido-reducción (ORP) y alcalinidad por medio de una sonda multiparamétrica marca HANNA modelo HI 9828; además se recolectó 1 L de agua mediante una botella Van Dorn para su posterior análisis de amonio, nitrato y fósforo de acuerdo a la APHA (Clesceri et al. 1992).

#### 4.2.2.1.3 Caracterización físico-química del sedimento

Las variables físico-químicas del sedimento fueron recolectadas con una draga Petite Ponar ( $0.0255 \text{ m}^2$ ) a una distancia de 1 hasta 1.5 m de la orilla y transportadas para su análisis. En el laboratorio se evaluó el contenido de materia orgánica (MO) mediante la técnica de Walkley y Black, pH en Relación 1:2 en agua por electrometría, para el contenido de nitrógeno total (NT) se utilizó la técnica Semi-microkjeldahl, el fósforo fue determinado por el método Olsen, los carbonatos por Calcimetría de Bernard (Sparks et al. 1996) y la textura mediante el Hidrómetro de Bouyoucos (Klute 1986) de acuerdo



con las técnicas de métodos de análisis de suelos de la Sociedad Americana de la Ciencia del Suelo.

#### 4.2.2.1.4 Evaluación de los macroinvertebrados bentónicos

Se recolectaron un total de 270 muestras de sedimento en ambas temporadas con una draga Petite Ponar (0.0255 m<sup>2</sup> de área de muestreo) (AENOR 1995). Los organismos recolectados se fijaron en formalina al 4%, se envasaron y se transportaron al laboratorio para su posterior procesamiento. En laboratorio se realizó la separación de los organismos por medio de un tamiz de 1 mm de luz de malla con agua corriente mediante agitación suave para su posterior conteo, identificación y conservaron en alcohol al 70%. La identificación se realizó mediante claves taxonómicas hasta el nivel taxonómico más bajo posible. Los macroinvertebrados se identificaron con base en los caracteres taxonómicos propuestos por Thompson (1957), Burch y Cruz-Reyes (1987) y Hershler y Thompson (1992) para moluscos Thorp y Covich (1991) y Merritt et al. (2008) para insectos y anélidos. Los organismos fueron ordenados de acuerdo con el arreglo sistemático de Gamboa (2008) para moluscos, Merritt et al. (2008) para insectos y Thorp y Covich (1991) para anélidos.

#### 4.2.3 Análisis de datos

##### 4.2.3.1 Composición y estructura faunística

Los organismos capturados fueron contabilizados para obtener su abundancia relativa en términos de densidad (No. Individuos/área de muestreo). La abundancia se graficó mediante diagramas de Olmstead-Tukey, lo que permite agrupar a las especies en Dominantes: frecuencia y abundancia mayores al promedio de la mediana; Constantes:

frecuencia mayor al promedio de la mediana y abundancia menor; Ocasionales: frecuencia menor y abundancia mayor al promedio de la mediana y Raras: frecuencia y abundancia menores al promedio de la mediana (Sokal y Rohlf 1969).

#### 4.2.3.2 Índices de diversidad

Se obtuvo la riqueza, equitatividad y diversidad de macroinvertebrados bentónicos en cada uno de los sitios de estudio utilizando sus datos de densidad. Para determinar la riqueza se utilizó el índice de riqueza de Margalef:  $(D = (S-1)/\ln N)$ , donde D es la riqueza de Margalef, S es el número de especies, N es el número total de individuos y  $\ln$  es el logaritmo natural). En equitatividad se usó el índice de equidad de Pielou:

$J' = H'/\ln(S)$ , donde J' es la equidad de Pielou, H' es el índice de diversidad de Shannon-Wiener, S es el número de especies. La diversidad se determinó mediante el índice de Shannon-Wiener:  $H' = -\sum (P_i \cdot \ln(P_i))$ , donde H' es el índice de diversidad de Shannon-Wiener,  $P_i$  es el número de individuos de la especie i) (Krebs 1989, Ramírez 1999, McCune y Grace 2002). Todos los índices se determinaron con el paquete estadístico PRIMER y PERMANOVA 6.

#### 4.2.3.3 Análisis Estadístico de Varianza (ANDEVA)

Las variables morfométrico-hidrológicas, físico-químicas del agua, sedimento y su variación espacio-temporal fueron analizadas mediante un ANDEVA de una vía ( $p < 0.05$ ) y posteriormente se les aplicó la prueba de Tukey HSD, utilizando STATISTICA Release 7.

#### 4.2.3.4 Análisis multivariados: Componentes principales (ACP), de correspondencia canónica (ACC) y discriminantes (AD)

Para establecer cuáles fueron las variables físico-químicas que mejor explicaron la ordenación de los paisajes se aplicó un análisis de componentes principales (ACP) (Ter Braak y Verdonshot 1995). Posteriormente se efectuó un análisis discriminante (AD) para validar cuáles de las variables hipotéticas en el ACP se correlacionaron con los paisajes y variables ambientales. Por otro lado, se analizaron las asociaciones entre la estructura de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos y las variables ambientales (se excluyeron los taxa raros  $\leq 0.10\%$  de la abundancia total por sitio, para evitar sesgos), mediante el análisis de correspondencia canónica (ACC) (Ter Braak y Verdonshot 1995). Los análisis de ordenamientos se realizaron mediante el Software PRIMER 6 versión 6.1.11 y PERMANOVA + versión 1.0.1. La normalidad de las variables se comprobó con la prueba de Shapiro-Wilk (Chacín 2000). Aquellas que no mostraron normalidad fueron previamente transformadas a  $\text{LN}(N+1)$ . El criterio utilizado para determinar la significancia de los coeficientes resultantes fue 0.50 categorizado como bueno de acuerdo con McGarigal et al. (2000).

#### 4.2.3.5 Grupos tróficos

Todos los taxones fueron enmarcados dentro de un grupo funcional en relación a su especialización trófica, de acuerdo con las categorías establecidas por Rangel y Gamboa (2000) y Merrit et al. (2008).

Los grupos o categorías utilizadas son las siguientes:

- Desmenuzadores (shredders): detritívoros-herbívoros, se alimentan de material orgánico grueso (CPOM) de la microflora que se encuentra en el sustrato y ocasionalmente de macrófitos.
- Raspadores (scrapers): herbívoros, se alimentan del perifiton.
- Recolectores (collectors-gatherers): detritívoros, toman material orgánico particulado fino (FPOM).
- Filtradores (filterers): recolectores que a través del filtrado de la columna de agua retienen materia orgánica ultrafina (UFPOM) y material orgánico disuelto (DOM).
- Depredadores (predators): se alimentan de otros animales vivos.

#### 4.2.3.6 Índice biótico BMWP (Biological Monitoring Working Party)

Para conocer el estado de la calidad del agua a través del factor biológico, se aplicó el índice biótico de BMWP (Biological Monitoring Working Party Score System, modificado para Colombia y Costa Rica) (Zamora 1999, Mafla 2005), que utiliza a las familias de macroinvertebrados bentónicos. El análisis es cualitativo (presencia o ausencia) y consiste en asignar a cada familia un puntaje, que va de uno a diez. Los mayores puntajes son asignados a especies que indican mejor calidad del agua, todo esto en función a sus características en el medio (Cuadro 1).

Cuadro 1. Puntaje de valoración de familias de macroinvertebrados bentónicos de acuerdo al índice biótico BMWP (Zamora 1999, Mafla 2005).

Orden	Familia	Puntaje
Plecoptera	Perlidae	10
Ephemeroptera	Oligoneuridae, Euthyplociidae, Polymitarcyidae,	
Trichoptera	Ephemeridae.	
	Odontoceridae, Glossosomatidae, Rhyacophilidae,	
	Calamoceratidae, Hydroptilidae, Anomalopsychidae,	
Coleoptera	Atriplectididae.	
Odonata	Psephenidae, Ptilodactylidae, Lampyridae.	
Diptera	Polythoridae.	
Unionoida	Blepharoceridae, Unionidae.	
Hidroida	Hidridae	
<hr/>		
Ephemeroptera	Leptophlebiidae	9
Trichoptera	Hydrobiosidae, Philopotamidae, Xiphocentronidae.	
Coleoptera	Gyrinidae, Scirtidae.	
Odonata	Gomphidae, Megapodagrionidae, Coenagrionidae.	
Diptera	Simullidae	
Gordioidae	Gordiidae, Chordodidae	
Lepidoptera	Pyralidae	
Mesogastropoda	Ampullaridae	
<hr/>		
Ephemeroptera	Baetidae, Caenidae.	8
Trichoptera	Hidropsychidae, Leptoceridae, Helicopsychidae.	
Coleoptera	Dytiscidae, Dryopidae.	
Odonata	Lestidae, Calopterygidae	
Hemiptera	Pleidae	
Diptera	Saldidae, Guerridae, Veliidae, Hebrodae, Dixidae	
Decapoda	Palaemonidae, Pseudothelphusidae.	
Basommatophora	Chilinnidae	
<hr/>		
Ephemeroptera	Tricorythidae, Leptohyphidae.	7
Trichoptera	Polycentropodidae.	
<hr/>		

Coleoptera	Elmidae, Staphylinidae.	
Odonata	Aeshnidae.	
Hemiptera	Naucoridae, Notonectidae, Mesolveiidae, Corixidae.	
Diptera	Psychodidae.	
Basommatophora	Ancylidae, Planorbidae.	
Mesogastropoda	Melaniidae, Hydrobiidae.	
Archeogastropoda	Neritidae.	
Coleóptera	Limnichidae, Lutrochidae.	6
Odonata	Libellulidae.	
Hemiptera	Belostomatidae, Hydrometridae, Gelastocoridae,	
Diptera	Nepidae.	
Megaloptera	Dolichopodidae.	
Decapoda	Corydalidae, Sialidae.	
Amphipoda	Atyidae.	
Tricladida	Hyalellidae. Planariidae, Dugesiidae.	
Coleoptera	Chrysomelidae, Halipidae, Curculiónidae.	5
Diptera	Tabanidae, Stratiomyidae, Empididae.	
Basommatophora	Thiaridae	
Coleoptera	Hidrophilidae, Noteridae, Hydraenidae, Noteridae.	4
Diptera	Tipulidae, Ceratopogonidae.	
Basommatophora	Limnaeidae, Sphaeridae.	
Diptera	Culícidae, Muscidae, Sciomizidae.	3
Basommatophora	Physidae.	
Glossiphoniiformes	Glossiphoniidae, Cyclobdellidae, Cylicobdellidae	
Diptera	Chironomidae, Ephydriidae, Syrphidae.	2
Heplotaxida	Todas las familias excepto tubifex	
Haplotaxida	Tubificidae, Glossoscolecidae.	1
Lumbriculida	Todas las familias.	

Con el resultado obtenido de la suma total del sistema por temporada y por paisajes se clasificó por las clases y rangos que a continuación se enlistan (Cuadro 2).

Cuadro 2. Descripción, clase, rangos y características de calidad del agua mediante el índice biótico BMWP.

Clase	Rango	Calidad	Características
I	≥121	Muy buena	Aguas muy limpias
II	101-120	Buena	Aguas limpias
III	61-100	Aceptable	Aguas medianamente contaminadas
IV	36-60	Dudosa	Aguas contaminadas
V	16-35	Crítica	Aguas muy contaminadas
VI	≤15	Muy crítica	Aguas fuertemente contaminadas

#### 4.2.3.7 Identificación de especies indicadoras (IndVal)

La utilidad de cada especie como indicador ecológico, medido de manera independiente, fue evaluada por el método Valor Indicador (IndVal) propuesto por Dufrene y Legendre (1997). Este índice se calcula con la siguiente fórmula:

$$A_{ij} = N_{\text{individuos}_{ij}} / N_{\text{individuos}_i}$$

Donde  $A_{ij}$  es una medida de especificidad,  $N_{\text{individuos}_{ij}}$  es el número promedio de individuos de la especie  $i$  en todos los sitios del grupo  $j$  y  $N_{\text{individuos}_i}$  es la suma de los números promedios de individuos de la especie  $i$  en todos los grupos.

$$B_{ij} = N_{\text{sitios}_{ij}} / N_{\text{sitios}_j}$$

Donde  $B_{ij}$  es una medida de fidelidad,  $N_{\text{sitios}_{ij}}$  es el número de sitios en el grupo  $j$  en donde la especie  $i$  está presente, mientras que  $N_{\text{sitios}_j}$  es el número total de sitios del grupo  $j$ . Por lo tanto, el porcentaje de valor indicador (Ind-Val) para la especie  $i$  en el grupo  $j$  es:  $\text{IndVal}_{ij} = A_{ij} \times B_{ij} \times 100$

Las especies con valor IndVal igual o superior a 50 serán consideradas indicadoras de ese sitio particular, mientras que las especies con valor IndVal menor a 50, pero mayor o igual a 25 se consideraron especies “detectoras”. Estas especies detectoras pueden responder mejor a cambios ambientales ya que generalmente proveen información para más de un hábitat. Todas con un valor significativo de  $p < 0.05$ . Este proceso se realizó en el paquete estadístico R 2.9.0.



## V. RESULTADOS

### 5.1 Evaluación del uso del suelo del RSP

Se generó un mapa de paisajes y uso de suelo de 2011 de la zona de riparia del río San Pedro, clasificándose una superficie de 41,290.33 ha. La delimitación entre paisajes y usos de suelo comprendió nueve tipos: acahual, manglar, pantano, pastizal, selva, lagunas, arroyos, área urbana, cultivos (Fig. 6). El paisaje predominante fue el pastizal con 12,003.51 ha que representó el 29.07%, seguido de pantano con 10,271.35 ha con 24.88%, y en menor proporción se encontró el manglar con 11.24 ha para el 0.03% del total de la superficie clasificada (Cuadro 3). El río San Pedro presentó un área de 3,057.71 Km<sup>2</sup> en Tabasco.

Cuadro 3. Paisajes y usos de suelo de la zona riparia del río San Pedro, año 2011.

Uso	Hectáreas	Mínimo	Máximo	Porcentaje (%)
Selva	4,822.80	0.03	490	11.68
Acahual	9,076.07	0.07	601	21.98
Manglar	11.24	0.12	5.00	0.03
Pantano	10,271.35	0.15	968	24.88
Pastizal	12,003.51	0.09	860	29.07
Laguna	521.91	0.13	110	1.26
Arroyo	30.54	0.39	12.2	0.07
Área urbana	238.30	0.18	57.3	0.81
Cultivos	1,162.73	0.12	172	2.82
Total general	41,290.33			100%

El paisaje selva se distribuyó principalmente en la parte norte y sureste del río, correspondiente al municipio de Tenosique, la presencia de acahuales fue más

homogénea, sin embargo, se observó mayores porcentajes de superficie en la parte norte, principalmente hacia el municipio de Balancán, los pastizales estuvieron presentes por todo el río, pero su distribución se acentuó hacia la parte norte del río, las grandes áreas pantanosas se localizaron principalmente hacia el municipio de Balancán, los cuerpos lagunares se observaron con mayor frecuencia y dominancia en superficie hacia la parte baja de Balancán y las áreas de cultivo y desarrollo humano no presentaron un patrón regular de distribución (Fig. 6).

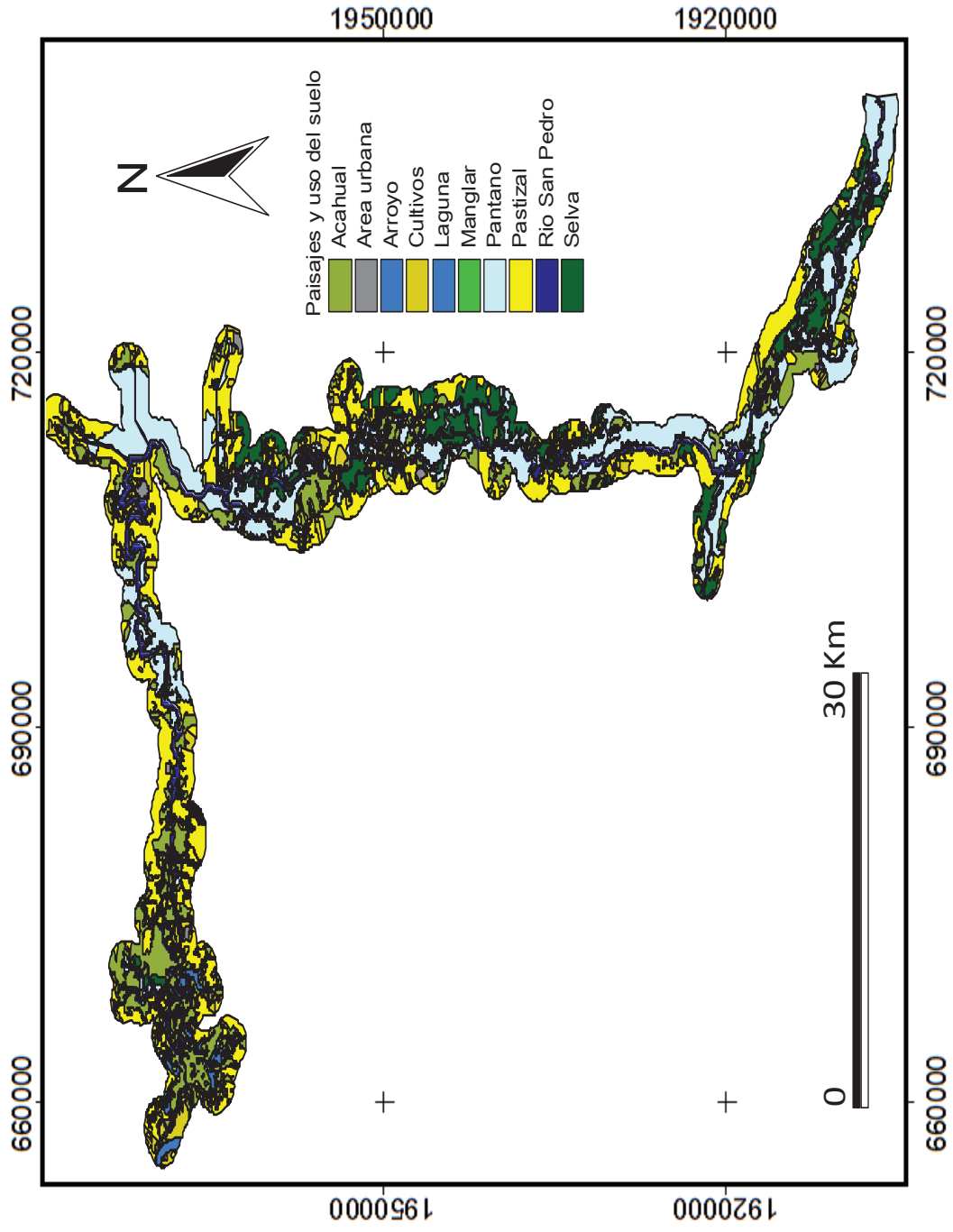


Fig. 6. Paisajes y usos de suelo del río San Pedro.

## 5.2 Atributos físicos del paisaje, físicos-químicos de agua y sedimento

### 5.2.1 Variables morfométrico-hidrológicas

El ancho y largo del paisaje presentaron variaciones a nivel espacial. Estos tuvieron valores promedio de 506 m y 1,574 m; valores mínimos de 32.82 m y 357 m en MAN y valores máximos de 1,031 m y 2 468 m en PAN, respectivamente. El ancho del cauce presentó un valor promedio de 145 m; un mínimo de 78.9 m en ACA en MII y un máximo de 289 m en PAN en MAI. La velocidad de corriente tuvo valores promedio de  $6.64 \text{ ms}^{-1}$ ; un mínimo de  $0.37 \text{ ms}^{-1}$  en PAN en MII y un máximo de  $20.4 \text{ ms}^{-1}$  en ACA en MAI. El ANDEVA espacial marcó diferencias significativas en todas las variables y el ANDEVA temporal mostró diferencias significativas sólo en la velocidad de corriente ( $p < 0.05$ ) (Cuadro 4).

### 5.2.2 Variables físico-químicas del agua

La profundidad presentó un valor promedio de 3.22 m, un mínimo de 1.67 m en ACA en MII y un máximo de 4.47 m en SEL en MII. La visibilidad mostró valores de mesotrófico a eutrófico con un promedio de 0.50 m, un mínimo de 0.97 m en MAN en MII y un máximo de 1.65 m en SEL en MAI. La temperatura exhibió un promedio de  $29.2 \text{ }^{\circ}\text{C}$ , un mínimo de  $26.8 \text{ }^{\circ}\text{C}$  en ACA en MII y un máximo de  $31.6 \text{ }^{\circ}\text{C}$  en MAN y PAS en MAI. El oxígeno disuelto registró un valor promedio de  $6.01 \text{ mgL}^{-1}$ , un mínimo de  $2.81 \text{ mgL}^{-1}$  en PAN y SEL en MAI y un máximo de  $10.2 \text{ mgL}^{-1}$  en SEL en MAI. El pH reveló valores ligeramente alcalinos con 7.81 de promedio, un mínimo de 7.62 en MAN en MII y un máximo de 7.94 en PAS en MII. La conductividad mostró un valor promedio de  $1,230 \text{ } \mu\text{scm}^{-1}$ , un mínimo de  $855 \text{ } \mu\text{scm}^{-1}$  en PAN de MAI y un máximo de  $1,665 \text{ } \mu\text{scm}^{-1}$  en ACA en MII. Los sólidos disueltos totales presentaron promedio de  $576 \text{ mgL}^{-1}$ , un mínimo de

381 mgL<sup>-1</sup> en PAN en MAI y un máximo de 806 mgL<sup>-1</sup> en ACA en MII. En alcalinidad se observó un promedio de 0.57 mgL<sup>-1</sup>, un mínimo de 0.37 mgL<sup>-1</sup> en PAN de MAI y un máximo de 0.81 mgL<sup>-1</sup> en ACA en MII. El potencial de óxido-reducción presentó un valor promedio de 126 mV, un mínimo de 38.4 mV en PAN en MII y un máximo de 256 mV en ACA en MAI. El nitrato exhibió valores de mesotrófico a eutrófico con un promedio de 6.27 mgL<sup>-1</sup>, un mínimo de 3.39 mgL<sup>-1</sup> en PAN de MAI y un máximo de 9.5 mgL<sup>-1</sup> en ACA en MII. El amonio mostró un promedio de 0.04 mgL<sup>-1</sup>, un mínimo de 0.01 mgL<sup>-1</sup> en todos los paisajes en MAI y un máximo de 0.09 mgL<sup>-1</sup> en mangle en MII. El fósforo tuvo valores de mesotrófico a eutrófico con un promedio de 0.03 mgL<sup>-1</sup>, un mínimo de 0.01 mgL<sup>-1</sup> en PAN en MII y un máximo de 0.04 mgL<sup>-1</sup> en ACA en MAI. El ANDEVA espacial mostró diferencias significativas en profundidad, pH, conductividad, sólidos disueltos totales y ORP y el ANDEVA temporal marcó diferencias significativas en la mayoría de las variables excepto profundidad y pH ( $p < 0.05$ ) (Cuadro 4).

### 5.2.3 Variables físico-químicas del sedimento

La materia orgánica presentó valores altos con un promedio de 9.09%, con un mínimo de 8.07% en ACA en MII y un máximo de 10.5% en PAN en MII. El pH tuvo valores medianamente alcalinos con un promedio de 7.8, un mínimo de 7.6 en ACA y PAN en MII y un máximo de 8.0 en ACA en MAI. El nitrógeno total mostró un promedio de 0.17%, con un mínimo de 0.11% en ACA y MAN en MAI y un máximo de 0.23% en PAS en MII. El fósforo exhibió un promedio de 14.8 mgkg<sup>-1</sup>, con un mínimo de 9.52 mgkg<sup>-1</sup> en PAS en MAI y un máximo de 19.2 mgkg<sup>-1</sup> en SEL en MII. Los carbonatos presentaron un promedio de 58.2%, con un mínimo de 54.7% en ACA en MAI y un máximo de 62.5% en MAN en MII. Los porcentajes de arena se promediaron en 48.0%,

con un mínimo de 38.7% en PAN en MAI y un máximo de 54.5% en ACA en MII. En limo se observó un promedio de 32.6%, con un mínimo de 27.6% en PAS en MAI y un máximo de 35.3% en MAN en MAI. Las arcillas se promediaron en 19.3%, con un mínimo de 11.6% en MAN en MAI y un máximo de 29.2% en PAN en MAI. De manera general los substratos del río San Pedro fueron heterogéneos, sin embargo el tipo de sustrato predominante fue el arenoso y el menos frecuente el franco-limoso. El ANDEVA espacial mostró diferencias significativas en todas las variables excepto en pH y el ANDEVA temporal arrojó diferencias significativas en materia orgánica y carbonatos ( $p < 0.05$ ) (Cuadro 4).

Cuadro 4. Valores promedio de variables morfométrico-hidrologicas, fisico-químicas del agua y sedimento en paisajes del río San Pedro en Milly MAI.

Variable	SEL		ACA		MAN		PAN		PAS		Prom. general	ANDEVA Espacial		ANDEVA Temporal	
	MII	MAI	MII	MAI	MII	MAI	MII	MAI	MII	MAI		F	p	F	p
Ancho_paisaje (m)	290 ±77.2 <sup>cd</sup>	290 ±77.2 <sup>cd</sup>	479 ±321 <sup>bc</sup>	479 ±321 <sup>bc</sup>	32.8 ±1.59 <sup>d</sup>	32.8 ±1.59 <sup>d</sup>	1031 ±864 <sup>a</sup>	1031 ±864 <sup>a</sup>	699 ±288 <sup>b</sup>	699 ±288 <sup>b</sup>	506 ±546	42.9	0.00	0.00	1.00
Largo_paisaje (m)	2044 ±1237 <sup>ab</sup>	2044 ±1237 <sup>ab</sup>	1287 ±681 <sup>b</sup>	1287 ±681 <sup>b</sup>	357 ±308 <sup>c</sup>	357 ±308 <sup>c</sup>	2468 ±1705 <sup>a</sup>	2468 ±1705 <sup>a</sup>	1716 ±1189 <sup>ab</sup>	1716 ±1189 <sup>ab</sup>	1574 ±1327	28.0	0.00	0.00	1.00
Ancho_cauce (m)	103 ±0.51 <sup>b</sup>	120 ±0.44 <sup>b</sup>	79 ±0.42 <sup>b</sup>	99 ±0.39 <sup>b</sup>	110 ±0.77 <sup>b</sup>	122 ±0.67 <sup>b</sup>	271 ±0.2 <sup>a</sup>	271 ±0.2 <sup>a</sup>	122 ±0.77 <sup>b</sup>	138 ±0.70 <sup>b</sup>	145 ±92.1	83.3	0.00	2.16	0.14
Velocidad (ms <sup>-1</sup> )	2.76 ±0.93	17.3 ±1.43 <sup>ab</sup>	2.56 ±0.75	20.4 ±1.15 <sup>a</sup>	2.43 ±0.65	9.91 ±0.64 <sup>abc</sup>	0.37 ±0.21	0.37 ±0.21	1.05 ±0.62	8.17 ±1.32 <sup>bc</sup>	6.64 ±12.2	6.97	0.00	49.1	0.00
Profundidad (m)	4.47 ±0.18 <sup>a</sup>	3.82 ±0.28 <sup>a</sup>	1.67 ±0.37 <sup>d</sup>	3.93 ±0.18 <sup>a</sup>	2.66 ±0.27 <sup>c</sup>	3.76 ±0.31 <sup>a</sup>	3.39 ±0.28 <sup>bc</sup>	3.39 ±0.28 <sup>bc</sup>	3.68 ±0.17 <sup>b</sup>	2.11 ±0.26 <sup>b</sup>	3.22 ±1.37	9.42	0.00	0.38	0.54
Temperatura (°C)	26.8 ±0.02 <sup>b</sup>	31.1 ±0.02 <sup>b</sup>	26.8 ±0.01 <sup>b</sup>	30.6 ±0.05 <sup>b</sup>	27.4 ±0.01 <sup>a</sup>	31.6 ±0.01 <sup>a</sup>	27.4 ±0.01 <sup>a</sup>	27.4 ±0.01 <sup>a</sup>	27.5 ±0.01 <sup>a</sup>	31.2 ±0.03 <sup>b</sup>	29.2 ±2.17	1.61	0.17	1891	0.00
Visibilidad (m)	1.01 ±0.04	1.65 ±0.20	1.03 ±0.14	1.60 ±0.3	0.97 ±0.05	1.54 ±0.19	1.11 ±0.13	1.11 ±0.13	1.06 ±0.04	1.47 ±0.24	1.27 ±0.5	0.64	0.63	77.0	0.00
OD (mgL <sup>-1</sup> )	10.2 ±0.17 <sup>a</sup>	2.81 ±0.14	8.75 ±0.14 <sup>b</sup>	3.14 ±0.12	8.70 ±0.04 <sup>b</sup>	2.85 ±0.09	8.86 ±0.04 <sup>b</sup>	8.86 ±0.04 <sup>b</sup>	8.97 ±0.07 <sup>b</sup>	3.07 ±0.13	6.01 ±3.24	0.39	0.81	2544	0.00
pH	7.95 ±0.03 <sup>a</sup>	7.79 ±0.01	7.73 ±0.03 <sup>bc</sup>	7.75 ±0.02	7.62 ±0.01 <sup>c</sup>	7.81 ±0.01	7.85 ±0.02 <sup>ab</sup>	7.85 ±0.02 <sup>ab</sup>	7.94 ±0.03 <sup>a</sup>	7.81 ±0.01	7.81 ±0.22	7.42	0.00	0.66	0.42
Conductividad (µscm <sup>-1</sup> )	1354 ±0.03 <sup>d</sup>	1006 ±0.08 <sup>a</sup>	1665 ±0.01 <sup>a</sup>	909 ±0.1 <sup>bc</sup>	1634 ±0.05 <sup>a</sup>	979 ±0.08 <sup>ab</sup>	1511 ±0.04 <sup>b</sup>	1511 ±0.04 <sup>b</sup>	1433 ±0.04 <sup>c</sup>	951 ±0.06 <sup>ab</sup>	1230 ±314	2.12	0.08	1572	0.00
SDT (mgL <sup>-1</sup> )	659 ±0.03 <sup>e</sup>	451 ±0.07 <sup>a</sup>	806 ±0.01 <sup>a</sup>	409 ±0.1 <sup>bc</sup>	781 ±0.04 <sup>b</sup>	435 ±0.08 <sup>ab</sup>	723 ±0.04 <sup>c</sup>	723 ±0.04 <sup>c</sup>	684 ±0.04 <sup>d</sup>	430 ±0.08 <sup>ab</sup>	576 ±165	1.70	0.15	2090	0.00
Alcalinidad (mgL <sup>-1</sup> )	0.65 ±0.01 <sup>e</sup>	0.44 ±0.02 <sup>a</sup>	0.81 ±0 <sup>a</sup>	0.39 ±0.03 <sup>bc</sup>	0.78 ±0.02 <sup>b</sup>	0.42 ±0.02 <sup>ab</sup>	0.72 ±0.02 <sup>c</sup>	0.72 ±0.02 <sup>c</sup>	0.68 ±0.02 <sup>d</sup>	0.41 ±0.02 <sup>ab</sup>	0.57 ±0.17	1.73	0.14	2151	0.00
ORP (mV)	51.3 ±0.8 <sup>a</sup>	167 ±0.68 <sup>b</sup>	43.3 ±0.6 <sup>ab</sup>	256 ±0.06 <sup>a</sup>	27.9 ±0.8 <sup>b</sup>	184 ±0.56 <sup>b</sup>	38.4 ±0.69 <sup>ab</sup>	38.4 ±0.69 <sup>ab</sup>	48.2 ±1.12 <sup>a</sup>	245 ±0.16 <sup>a</sup>	126 ±98.3	2.49	0.04	472	0.00
NO <sub>3</sub> (mgL <sup>-1</sup> )	8.09 ±0.11 <sup>c</sup>	3.50 ±0.31 <sup>ab</sup>	9.50 ±0.1 <sup>a</sup>	4.42 ±0.33 <sup>a</sup>	9.10 ±0.11 <sup>a</sup>	3.41 ±0.24 <sup>b</sup>	9.19 ±0.09 <sup>a</sup>	9.19 ±0.09 <sup>a</sup>	8.21 ±0.09 <sup>b</sup>	3.91 ±0.32 <sup>ab</sup>	6.27 ±2.84	1.25	0.29	1124	0.00
NH <sub>4</sub> (mgL <sup>-1</sup> )	0.07 ±0.01	0.01 <sup>b</sup> ±0	0.07 ±0.01	0.01 <sup>c</sup> ±0	0.09 ±0.05	0.01 <sup>c</sup> ±0.01	0.08 ±0.02	0.08 ±0.02	0.08 ±0.02	0.01 <sup>b</sup> ±0	0.04 ±0.04	0.53	0.71	631	0.00
P (mgL <sup>-1</sup> )	0.03 ±0.01 <sup>a</sup>	0.03 ±0.01 <sup>ab</sup>	0.01 ±0 <sup>b</sup>	0.04 ±0.02 <sup>a</sup>	0.02 ±0.02 <sup>ab</sup>	0.03 ±0.01 <sup>bc</sup>	0.01 ±0.01 <sup>b</sup>	0.01 ±0.01 <sup>b</sup>	0.03 ±0.02 <sup>a</sup>	0.02 ±0 <sup>c</sup>	0.03 ±0.02	2.39	0.05	48.8	0.00
MO (%)	8.45 ±0.15 <sup>ab</sup>	9.09 ±0.24	8.07 ±0.44 <sup>b</sup>	8.48 ±0.42	8.69 ±0.37 <sup>ab</sup>	8.30 ±0.08	10.47 ±0.28 <sup>a</sup>	10.47 ±0.28 <sup>a</sup>	10.22 ±0.33 <sup>a</sup>	9.72 ±0.21	9.09 ±2.77	4.87	0.00	0.28	0.60

	7.73	7.96	7.60	8.00	7.63	7.94	7.61	7.95	7.67	7.88	7.80	1.33	0.26	705	0.00
pH	7.73 ±0.01 <sup>a</sup>	7.96 ±0.01 <sup>ab</sup>	7.60 ±0.01 <sup>c</sup>	8.00 ±0.01 <sup>a</sup>	7.63 ±0.01 <sup>bc</sup>	7.94 ±0 <sup>bc</sup>	7.61 ±0 <sup>bc</sup>	7.95 ±0.01 <sup>ab</sup>	7.67 ±0.01 <sup>b</sup>	7.88 ±0.01 <sup>c</sup>	7.80 ±0.18	1.33	0.26	705	0.00
NT (%)	0.17 ±0.03 <sup>c</sup>	0.14 ±0.01 <sup>a</sup>	0.19 ±0.05 <sup>bc</sup>	0.11 ±0.02 <sup>b</sup>	0.21 ±0.06 <sup>abc</sup>	0.11 ±0.01 <sup>b</sup>	0.23 ±0.03 <sup>ab</sup>	0.12 ±0.03 <sup>b</sup>	0.23 ±0.04 <sup>a</sup>	0.15 ±0.02 <sup>a</sup>	0.17 ±0.06	4.56	0.00	219	0.00
P (mgkg <sup>-1</sup> )	19.2 ±0.44 <sup>a</sup>	14.7 ±0.26 <sup>b</sup>	13.6 ±0.45 <sup>bc</sup>	14.7 ±0.65 <sup>b</sup>	12.8 ±0.45 <sup>c</sup>	18.4 ±0.15 <sup>a</sup>	17.3 ±0.23 <sup>ab</sup>	12.9 ±0.54 <sup>bc</sup>	14.6 ±0.25 <sup>bc</sup>	9.52 ±0.34 <sup>c</sup>	14.8 ±5.92	5.41	0.00	4.06	0.04
CaCo <sub>3</sub> (%)	57.5 ±0.13 <sup>b</sup>	57.0 ±0.19 <sup>ab</sup>	56.3 ±0.14 <sup>b</sup>	54.7 ±0.14 <sup>b</sup>	62.5 ±0.04 <sup>a</sup>	59.5 ±0.03 <sup>ab</sup>	60.3 ±0.07 <sup>ab</sup>	62.1 ±0.14 <sup>a</sup>	57.2 ±0.11 <sup>b</sup>	55.1 ±0.19 <sup>b</sup>	58.2 ±7.63	7.54	0.00	1.36	0.24
Arena (%)	45.4 ±12.1 <sup>bc</sup>	45.2 ±13.4 <sup>b</sup>	54.5 ±11.2 <sup>a</sup>	54.1 ±3.82 <sup>a</sup>	48.7 ±9.16 <sup>ab</sup>	53.1 ±4.34 <sup>a</sup>	40.0 ±9.07 <sup>c</sup>	38.7 ±8.15 <sup>c</sup>	49.9 ±6.16 <sup>ab</sup>	50.8 ±9.46 <sup>ab</sup>	48.0 ±10.5	21.9	0.00	0.29	0.59
Limo (%)	34.6 ±9.23	30.9 ±10.9 <sup>ab</sup>	32.9 ±10.2	31.0 ±7.11 <sup>ab</sup>	34.0 ±4.77	35.3 ±2.61 <sup>a</sup>	33.5 ±5.18	32.2 ±8.67 <sup>ab</sup>	34.5 ±6.42	27.6 ±5.82 <sup>b</sup>	32.6 ±7.7	1.61	0.17	7.36	0.01
Arcilla (%)	20.0 ±12.1 <sup>ab</sup>	23.9 ±19.2 <sup>a</sup>	12.6 ±6.21 <sup>c</sup>	14.9 ±5.15 <sup>bc</sup>	17.3 ±13.2 <sup>bc</sup>	11.6 ±3.96 <sup>c</sup>	26.5 ±7.73 <sup>a</sup>	29.2 ±10.5 <sup>a</sup>	15.6 ±4.42 <sup>bc</sup>	21.7 ±8.22 <sup>ab</sup>	19.3 ±11.5	17.1	0.00	1.74	0.19

MII = mínima inundación, MAI = máxima inundación, ACA=acahual, MAN=mangle, PAN=pantano, PAS=pastizal, SEL= selva. OD= oxígeno disuelto, SDT= sólidos disueltos totales, ORP= potencial óxido-reducción, MO= materia orgánica. Promedio ± desviación estándar. Letras diferentes indican diferencias significativas a p<0.05.



### 5.3 Agrupaciones ambientales y discriminantes (ACP y AD)

#### 5.3.1 Análisis de componentes principales.

El ACP anual explicó el 77.4% de la variación en los tres primeros componentes, el primer eje aportó el 35.5% y el segundo eje contribuyó con el 28.5%. En la Fig. 7 se observó la separación de las temporadas de muestro.

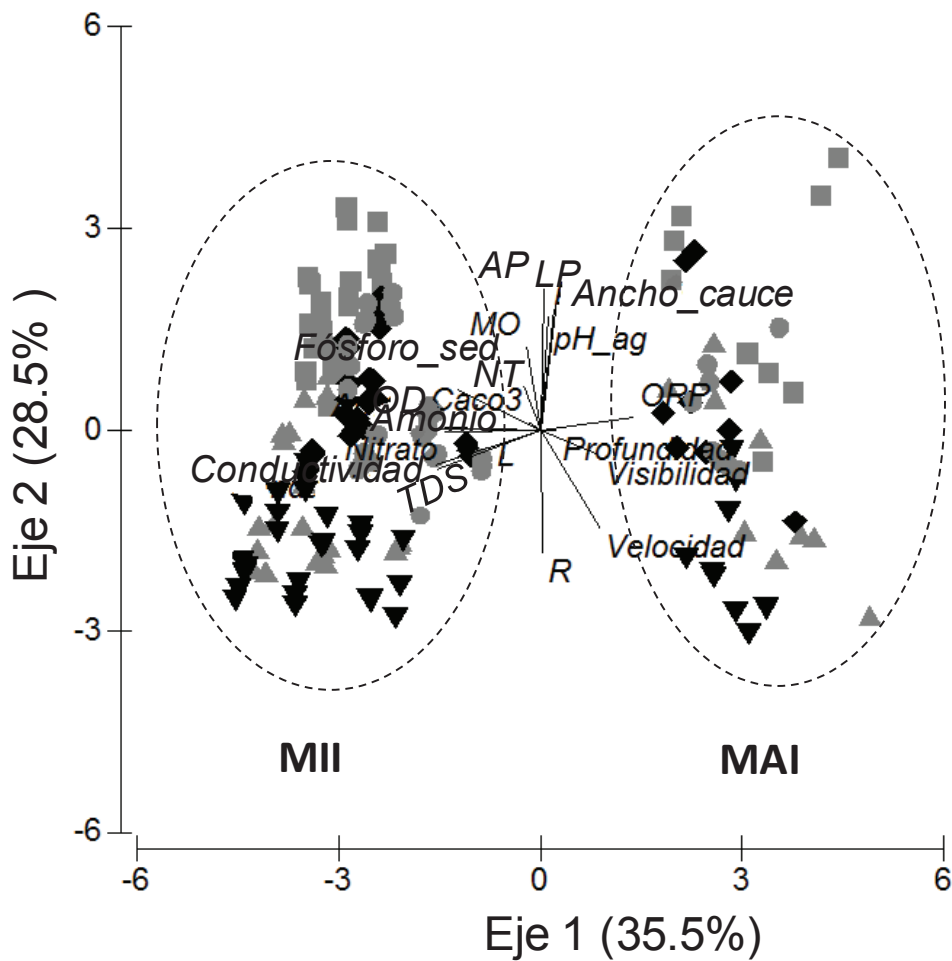


Fig. 7. Análisis anual de los Componentes Principales en paisajes del río San Pedro. Selva (●), Acahual (▲), Mangle (▼), Pantano (■) y Pastizal (◆).

El análisis en MII fue explicado con un 73.8% de la variación total en los tres primeros componentes. El primer componente aportó el 47.4%, las variables con mayor peso de forma positiva fueron: ancho y largo del paisaje y pH del agua, mientras que de

manera negativa, fueron la conductividad eléctrica, los sólidos disueltos totales y la alcalinidad. El segundo componente aportó el 14.5%, las variables que lo determinaron fueron: materia orgánica, nitrógeno total y velocidad de manera positiva y de forma negativa el pH del sedimento, nitrato y porcentajes de arena (Cuadro 4).

En MAI el ACP explicó el 83.6% de la variación total en los tres primeros componentes. El primer componente aportó el 46.1%, las variables que lo determinaron fueron similares a la época de MII, sin embargo en forma positiva las variables que lo establecieron fueron el ancho del cauce y la materia orgánica, y de manera negativa se integraron velocidad y porcentajes de arena. El segundo componente aportó con el 27.9%, las variables que lo integraron de forma positiva fueron: ancho y largo del paisaje, amonio y nitrógeno total, mientras que de forma negativa la profundidad, el fósforo en sedimento, porcentajes de limo y arcilla y oxígeno disuelto (Cuadro 5).

Cuadro 5. Matriz factorial del análisis de componentes principales en MII y MAI.

Interfase	Variable	MII		MAI		
		PC1	PC2	PC1	PC2	
Morfométrico-hidrológicas	Ancho_paisaje (m)	0.615	0.116	0.18	0.842	
	Largo_paisaje (m)	0.602	0.201	0.113	0.737	
	Ancho_cauce (m)	0.121	-0.074	0.709	-0.069	
	Velocidad (ms <sup>-1</sup> )	-0.114	0.602	-0.683	0.055	
Físico-químicas en agua	Profundidad (m)	0.33	-0.116	-0.201	-0.503	
	Temperatura (°C)	0.097	-0.517	-0.538	0.27	
	Visibilidad (m)	-0.054	0.111	-0.014	0.003	
	Oxígeno Disuelto (mgL <sup>-1</sup> )	0.151	0.005	0.039	-0.512	
	pH	0.592	-0.038	0.097	0.069	
	Conductividad (µscm <sup>-1</sup> )	-0.799	-0.069	-0.743	0.146	
	SDT (mgL <sup>-1</sup> )	-0.797	-0.083	-0.734	0.151	
	Alcalinidad (mgL <sup>-1</sup> )	-0.797	-0.082	-0.732	0.175	
	ORP (mV)	0.127	0.006	0.105	-0.021	
	NO <sub>3</sub> (mgL <sup>-1</sup> )	-0.187	-0.563	-0.074	0.091	
	NH <sub>4</sub> (mgL <sup>-1</sup> )	-0.087	0.102	0.17	0.719	
	P (mgL <sup>-1</sup> )	0.193	0.035	-0.089	-0.104	
	Físico-químicas en sedimento	Materia Orgánica (%)	0.009	0.809	0.659	0.016
		pH	0.193	-0.774	-0.24	0.039
Nitrógeno Total (%)		-0.06	0.746	0.132	0.547	
P (mgkg <sup>-1</sup> )		0.144	0.685	0.098	-0.589	
CaCo <sub>3</sub> (%)		-0.041	-0.23	0.076	-0.188	
Arena (%)		-0.097	0.32	-0.657	-0.131	
Limo (%)		0.069	-0.134	0.071	-0.722	
Arcilla (%)	0.091	-0.513	0.224	0.716		

A nivel paisaje en MII (Fig. 8A) se observó la separación de dos grupos, el primero formado por ACA y MAN relacionados con los valores más altos de velocidad, conductividad eléctrica, alcalinidad y sólidos disueltos totales. El segundo grupo por SEL, PAS y PAN, estos paisajes relacionados con los valores más altos de pH del agua, ORP y fósforo en sedimento, mientras que los paisajes PAN y PAS se correlacionaron con valores altos de amonio, pH del sedimento, visibilidad, ancho del cauce y materia orgánica. En MAI (Fig. 8B) se identificaron dos grupos, el primero formado por ACA, MAN y SEL relacionados con los valores más bajos de profundidad, porcentajes mayores de arena, valores altos de conductividad, pH del sedimento y

velocidad. El segundo grupo formado por PAS y PAN relacionados con mayores valores de ancho del cauce y MO.

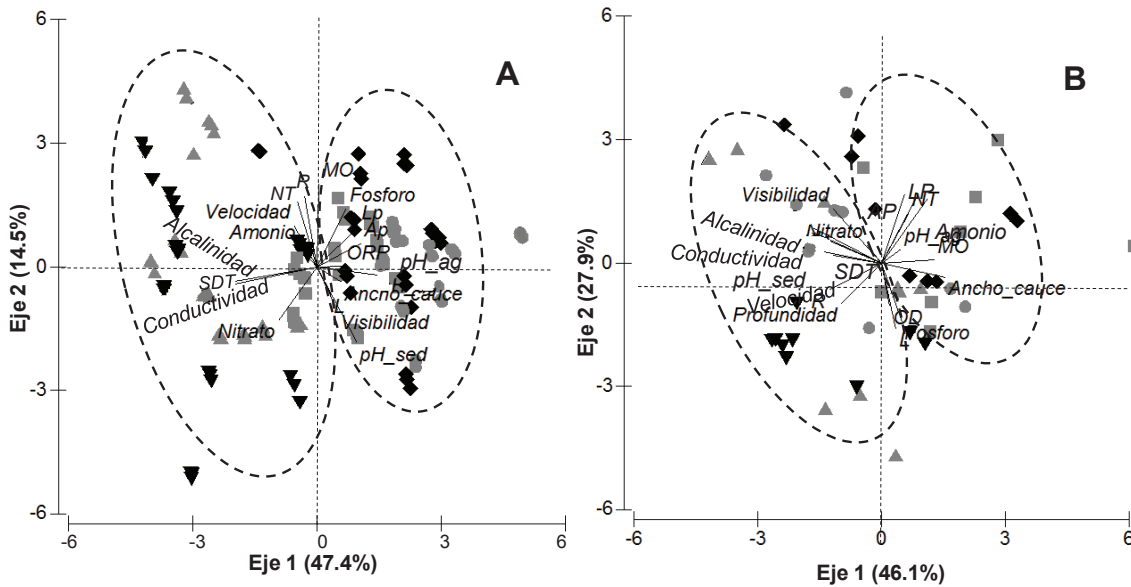


Fig. 8. Análisis de los Componentes Principales en paisajes del río San Pedro en MII y MAI. Selva (●), Acahual (▲), Mangle (▼), Pantano (■) y Pastizal (◆). A) Mínima inundación, B) Máxima inundación. Ancho del paisaje (AP), largo del paisaje (Lp), sólidos disueltos totales (SDT), oxígeno disuelto (OD), nitrógeno total (NT), materia orgánica (MO), porcentajes de limo (L), porcentajes de arena (R), pH en agua (pH\_ag), pH en sedimento (pH\_sed).

### 5.3.2 Análisis discriminante

El análisis discriminante anual confirmó la separación de las temporadas de muestreo. El análisis explicó el 98.7% de la variación total, la primera función aportó el 63.1% y la segunda el 35.7% con una  $\lambda W = 0.000$ ,  $p < 0.000$ . El análisis original clasificó correctamente al 80.0% de las variables limnológicas correspondientes a las dos temporadas y a los cinco paisajes, mientras que la validación cruzada clasificó correctamente el 60.0% de los muestreos (Fig. 9).

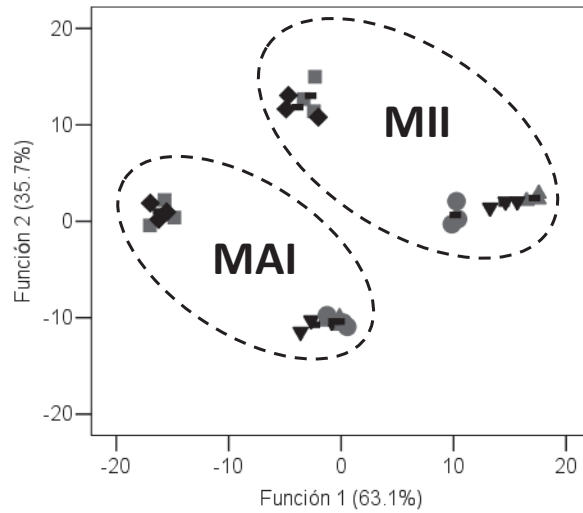


Fig. 9. Clasificación discriminante anual en los paisajes del río San Pedro. Selva (●), Acahual (▲), Mangle (▼), Pantano (■), Pastizal (◆) y grupo centroide (—).

El análisis discriminante en MII explicó el 98.8% de la variación total, la primera función aportó el 95.3% y la segunda el 3.5% con una  $\lambda W = 0.000$ ,  $p < 0.000$ . El análisis original clasificó correctamente el 100% de las variables ambientales y los cinco paisajes, mientras que la validación cruzada clasificó correctamente el 26.7%. De manera semejante al ACP se logró la separación de ACA y MAN como primer grupo, en el segundo fue SEL y el tercero por PAN y PAS (Fig. 10A). En MAI se explicó el 94.2% de la variación total, la primera función discriminante canónica aportó el 67.1% y la segunda el 27.1% con una  $\lambda W = 0.000$ ,  $p < 0.044$ . El análisis original clasificó correctamente al 93.3% y la validación cruzada clasificó al 20.0% de las variables ambientales y los paisajes. El patrón de agrupamiento de los paisajes varió con respecto a MII, como primer grupo se observó a los paisajes con mayor cobertura arbórea, SEL, ACA y MAN y como segundo grupo a los paisajes de PAN y PAS (Fig. 10B).

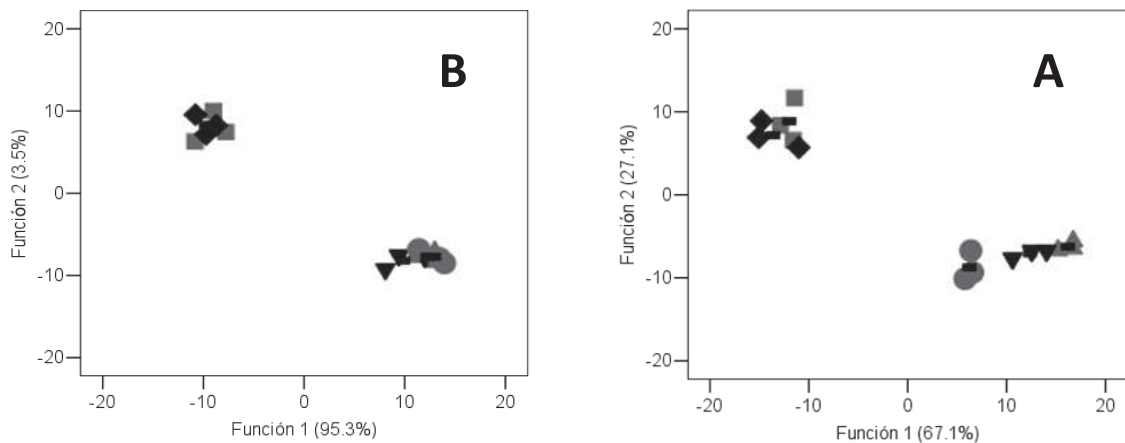


Fig. 10. Clasificación discriminante en MII y MAI en paisajes del río San Pedro. Selva (●), Acahual (▲), Mangle (▼), Pantano (■), Pastizal (◆) y grupo centroide (—). A) Mínima inundación B) Máxima inundación.

La prueba de igualdad de medias determinó que las variables ancho del paisaje, ancho del cauce, velocidad, profundidad, visibilidad, oxígeno disuelto, conductividad, alcalinidad, sólidos disueltos totales, potencial de óxido-reducción, nitrato, amonio, fósforo en agua, pH del sedimento y nitrógeno total fueron las variables que determinaron la variación espacial y temporal con un 99% de confiabilidad. Las variables no significativas para este estudio fueron el largo del paisaje, temperatura, pH del agua, materia orgánica, fósforo en sedimento, carbonatos, porcentajes de arena, limo y arcilla (Cuadro 6). Esto concuerda con el ACP en la separación de las temporadas y los paisajes de mayor cobertura vegetal (arbórea) como un primer grupo y los paisajes de menor cobertura vegetal como un segundo grupo.

Cuadro 6. Test de igualdad de medias entre grupos

Clasificación	Variables	Wilks' Lambda	F	P<0.01
Morfométrico-hidrológicas	Ancho_paisaje (m)	0.30	5.11	0.00
	Largo_paisaje (m)	0.55	1.82	0.13
	Ancho_cauce (m)	0.05	46.76	0.00
	Velocidad (ms <sup>-1</sup> )	0.40	3.37	0.01
Físico-químicas en agua	Profundidad (m)	0.36	3.94	0.01
	Temperatura (°C)	0.69	0.98	0.48
	Visibilidad (m)	0.07	27.50	0.00
	Oxígeno Disuelto (mgL <sup>-1</sup> )	0.05	45.07	0.00
	pH	0.59	1.53	0.21
	Conductividad (µscm <sup>-1</sup> )	0.07	31.80	0.00
	SDT (mgL <sup>-1</sup> )	0.05	41.31	0.00
	Alcalinidad (mgL <sup>-1</sup> )	0.03	63.77	0.00
	ORP (mV)	0.18	10.04	0.00
	NO <sub>3</sub> (mgL <sup>-1</sup> )	0.07	28.41	0.00
	NH <sub>4</sub> (mgL <sup>-1</sup> )	0.06	37.34	0.00
	P (mgL <sup>-1</sup> )	0.28	5.77	0.00
	Físico-químicas en sedimento	Materia Orgánica (%)	0.86	0.37
pH		0.12	16.04	0.00
Nitrógeno Total (%)		0.18	10.15	0.00
P (mgkg <sup>-1</sup> )		0.66	1.16	0.37
CaCO <sub>3</sub> (%)		0.81	0.53	0.84
Arena (%)		0.51	2.09	0.08
Limo (%)		0.81	0.52	0.85
	Arcilla (%)	0.46	2.62	0.04

#### 5.4 Atributos bióticos

##### 5.4.1 Composición y estructura faunística

Un total de 122,854 organismos pertenecientes a 48 especies fueron recolectados en la zona riparia del río San Pedro. Se identificaron dos clases del Phylum Mollusca, cuatro órdenes, 10 familias, 17 géneros y 28 especies en MII, mientras que en MAI fueron 17 géneros y 30 especies; en Arthropoda se determinó una clase para ambas temporadas, tres órdenes, cuatro familias, siete géneros y siete especies en MII, y cinco órdenes, siete familias, 13 géneros y 13 especies en MAI; en Annelida se registró una clase,

pertenecientes a un orden, una familia, un género y dos especies en MII, y a dos órdenes, tres familias, tres géneros y tres especies en MAI (Anexos 1 y 2).

Temporalmente la abundancia tuvo sus valores máximos en MAI con 66,585 organismos (densidad 2,611,176.47 Indm<sup>-2</sup>) equivalentes al 54% y en MII un total de 56,269 organismos (2,206,627.45 Indm<sup>-2</sup>). El paisaje que presentó la mayor abundancia fue pantano con 114,054.90 y 1,859 882.35 Indm<sup>-2</sup> en MII y MAI respectivamente y el menor número de individuos se obtuvo en acahual con 17,403.92 Indm<sup>-2</sup> en MII y mangle con 92,000.00 Indm<sup>-2</sup> en MAI.

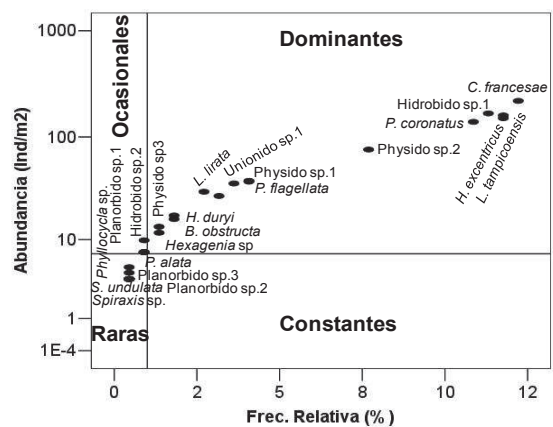
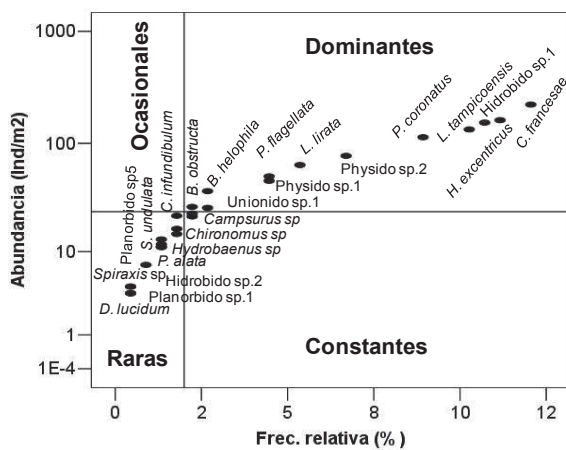
En MII se observaron un total de 18 especies agrupadas como dominantes, 16 pertenecientes a moluscos, una a insectos y una a anélidos; la mayor cantidad de especies se mostraron en pastizal con 15 especies, seguido de selva y acahual con 12 especies y por último al mangle con 9 especies. Como raras se registraron 22 especies, 18 pertenecientes a moluscos, dos a insectos y dos a anélidos; el mayor número se registró en pantano con 10 especies y el menor en mangle con cuatro especies. Como ocasionales se observaron siete especies, seis pertenecientes a moluscos y una a insectos; el mayor número se registró en selva con tres especies y sin registros en acahual y como constantes solo se determinó la especie *Campsurus* sp. en selva.

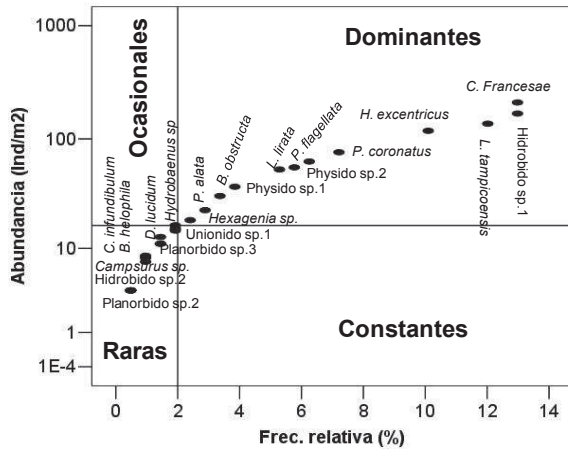
En MAI se registraron un total de 28 especies dominantes, 24 especies pertenecientes a moluscos, tres a insectos y una a anélidos; el mayor número de especies se registraron en pantano y pastizal (20 y 19 especies respectivamente) y el menor número de especies (nueve) se registró en mangle. Como raras se observaron 19 especies, 12 especies de moluscos, cinco de insectos y dos de anélidos; la mayoría ubicadas en acahual y mangle (seis especies) y el menor número en pastizal (cuatro



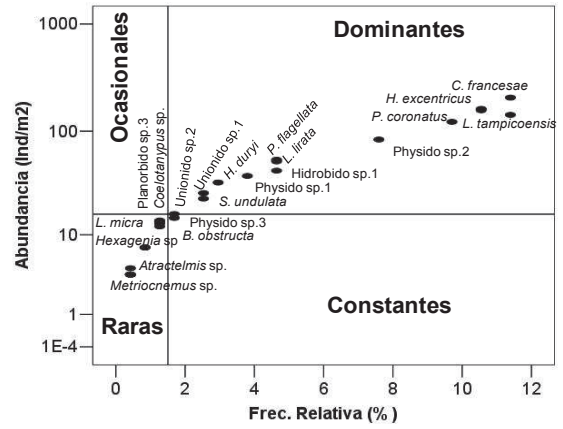
especies). En ocasionales y constantes solo se observaron dos especies en pastizal y acahual respectivamente (Fig. 10).

En moluscos se observó un aumento de la abundancia entre épocas del 13.6% de MII a MAI, en insectos el aumento fue de 7% y en anélidos de 23.8%. Las especies agrupadas como dominantes en todos los paisajes y en ambas épocas fueron: *Cochliopina francesae*, seguido de Hidrobido sp.1, *Lampsilis tampicoensis* y *Hebetancylus excentricus*, *Pyrgophorus coronatus* y en raras *Depanotrema lucidum*, Planorbido sp.3 y *Potamilus alata*, en especies constantes solo se registró Physido sp.3 y en ocasionales a Hidrobido sp.2 y *Pomacea flagellata*. En insectos, las especies agrupadas como dominantes fueron: *Coelotanypus* sp. y *Hexagenia* sp. Como raras *Chironomus* sp, *Brachycercus* sp., *Phyllocycla* sp. y *Zoniagrion* sp. Como ocasionales *Metriocnemus* sp. y como constante a *Campsurus* sp. En anélidos la especie dominante fue *Lumbriculus variegatus* y como raras se ubicaron a Glososcolecido sp. y *Helobdella* sp. En este grupo no se agruparon especies como constantes y ocasionales (Fig. 11).

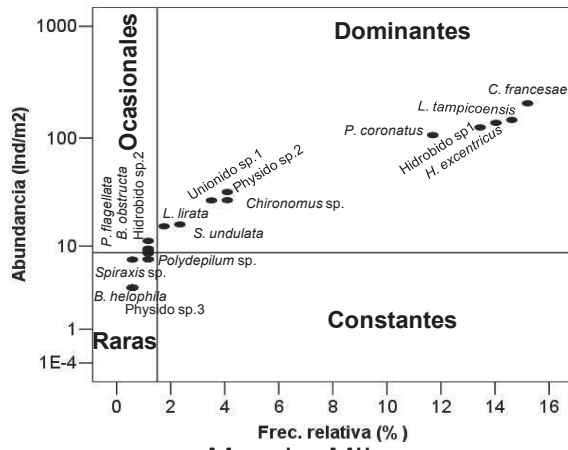




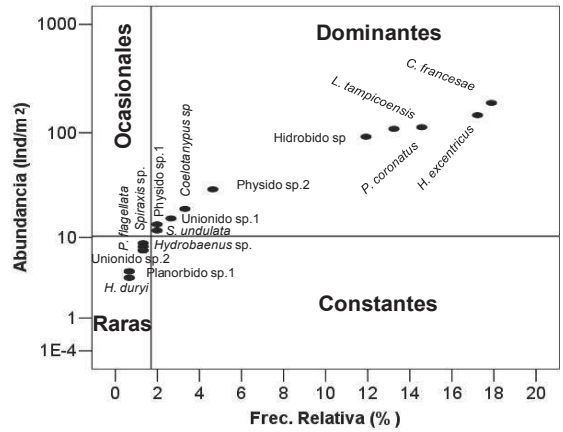
Acahual MII



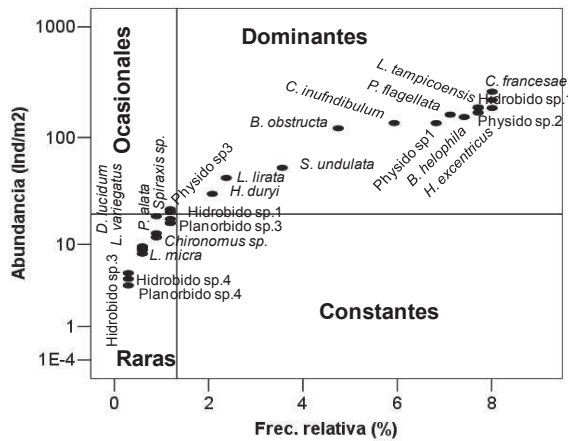
Acahual MAI



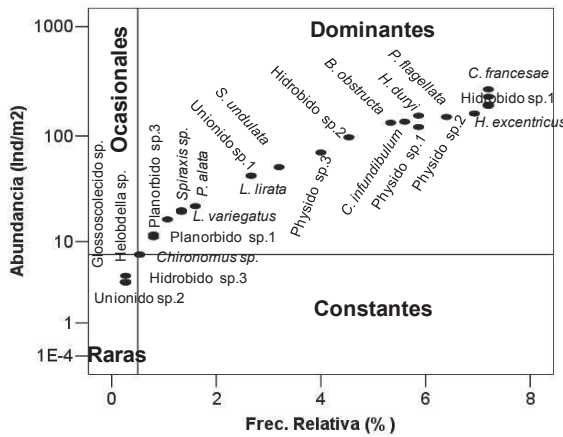
Manglar MII



Manglar MAI



Pantano MII



Pantano MAI

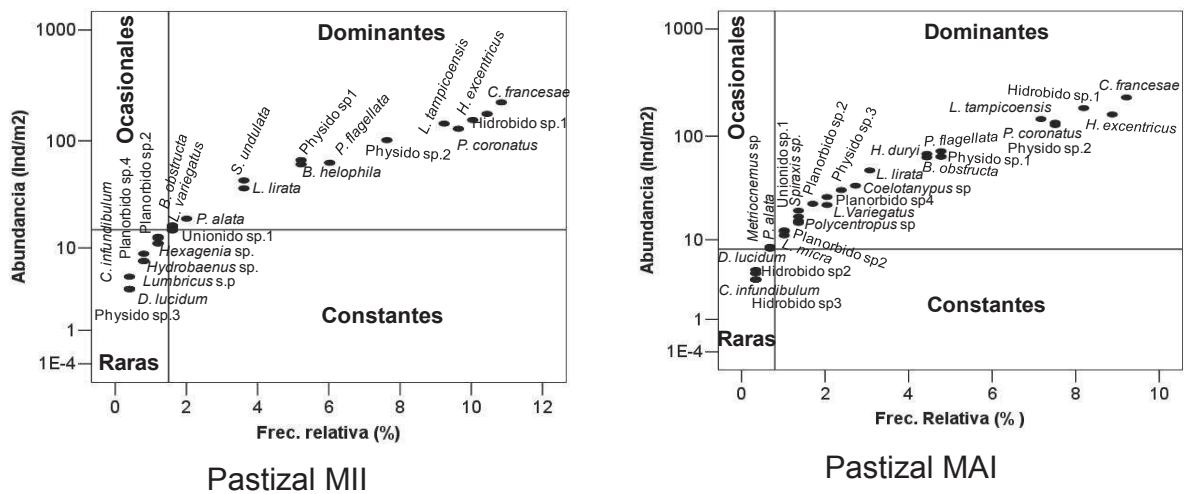


Fig. 11. Diagramas de Olmstead-Tukey en paisajes del río San Pedro en MII y MAI.

#### 5.4.2 Diversidad de organismos

Los valores máximos de riqueza y diversidad de macroinvertebrados bentónicos del río San Pedro se encontraron en el paisaje pantano y los valores mínimos en mangle. Los valores de equidad presentaron poca variación entre los paisajes (Cuadro 7).

Cuadro 7. Índices de diversidad general.

Paisaje	S	N	D	J'	H'
SEL	8	301.39	1.41	0.55	1.10
ACA	8	170.91	1.52	0.58	1.19
MAN	6	155.02	1.12	0.54	0.93
PAN	13	1316.72	1.80	0.57	1.46
PAS	10	331.04	1.37	0.58	1.09
Total general	9	455.01	1.44	0.56	1.15

S: número de especies, N: número de organismos, D: riqueza de Margalef, J': equidad de Pielou, H': índice de Shannon-Wiener.

De acuerdo con las temporadas, en MII la mayor riqueza, diversidad y equidad de especies se reportó en pantano y la menor en mangle (Cuadro 8).

Cuadro 8. Índices de diversidad en MII.

Paisaje	S	N	D	J'	H'
SEL	8	388.11	1.38	0.52	1.04
ACA	8	164.37	1.42	0.56	1.09
MAN	6	229.70	1.08	0.43	0.76
PAN	12	1077.19	1.70	0.60	1.51
PAS	9	224.67	1.30	0.58	1.05
Total general	9	416.81	1.38	0.54	1.09

S: número de especies, N: número de organismos, D: riqueza de Margalef, J': equidad de Pielou, H': índice de Shannon-Wiener.

En MAI los valores máximos de riqueza y diversidad fueron en pantano y los mínimos en mangle. Sin embargo, la mayor equidad se presentó en los paisajes de mangle y la menor en pantano (Cuadro 9).

Cuadro 9. Índices de diversidad en MAI.

Paisaje	S	N	D	J'	H'
SEL	8	214.67	1.64	0.58	1.36
ACA	9	177.44	1.62	0.61	1.39
MAN	6	80.33	1.16	0.65	1.10
PAN	14	1556.26	1.89	0.54	1.42
PAS	11	437.41	1.50	0.57	1.32
Total general	10	493.22	1.56	0.59	1.32

S: número de especies, N: número de organismos, D: riqueza de Margalef, J': equidad de Pielou, H': índice de Shannon-Wiener.

### 5.5 Agrupaciones ambiente-macroinvertebrados bentónicos (ACC)

En MII el ACC explicó el 37.34% de la variación total en los tres primeros componentes. El primer eje contribuyó con el 16.92% y las variables que lo determinaron de manera positiva fueron: alcalinidad y nitratos y de forma negativa el ancho del cauce, conductividad, sólidos disueltos totales, porcentajes de arena, limo y arcilla. El eje dos aportó el 12.22% y las variables que lo ordenaron fueron: pH en sedimento en forma

positiva y de forma negativa ancho del paisaje, visibilidad y materia orgánica (Cuadro 10).

Cuadro 10. Coeficientes canónicos del Análisis de Correspondencia Canónica en MII.

Interfase	Variable	Eje 1	Eje 2
Morfométrico- hidrológicas	Ancho_paisaje (m)	-0.300	-0.503
	Largo_paisaje (m)	-0.110	0.114
	Ancho_cauce (m)	-0.480	0.344
	Velocidad (ms <sup>-1</sup> )	0.146	0.074
Físico-químicas en agua	Profundidad (m)	-0.191	-0.044
	Temperatura (°C)	-0.149	0.223
	Visibilidad (m)	0.188	-0.605
	Oxígeno Disuelto (mgL <sup>-1</sup> )	-0.003	0.274
	pH	-0.259	-0.236
	Conductividad (µscm <sup>-1</sup> )	-1.803	1.439
	SDT (mgL <sup>-1</sup> )	-2.283	-7.289
	Alcalinidad (mgL <sup>-1</sup> )	3.795	5.699
	ORP (mV)	0.410	0.248
	NO <sub>3</sub> (mgL <sup>-1</sup> )	0.527	-0.111
Físico-químicas en sedimento	NH <sub>4</sub> (mgL <sup>-1</sup> )	0.118	0.199
	P (mgL <sup>-1</sup> )	0.302	0.253
	Materia Orgánica (%)	0.166	-0.826
	pH	-0.183	0.517
	Nitrógeno Total (%)	0.431	-0.164
	P (mgkg <sup>-1</sup> )	-0.199	0.206
	CaCo <sub>3</sub> (%)	-0.121	-0.209
	Arena (%)	-6.310	-2.575
	Limo (%)	-2.498	-0.737
	Arcilla (%)	-5.250	-2.433

Se conformaron cuatro grupos faunísticos: el primer grupo estuvo representado por las especies Unionido sp.1, *Lampsilis tampicoensis*, Hidrobido sp.1, *Potamilus alata* y *Chironomus* sp. las cuales se correlacionaron con la conductividad eléctrica, sólidos disueltos totales, nitratos y pH del sedimento; mientras que el segundo grupo: Planorbido sp.1, *Biomphalaria obstructa*, *Cochliopina infundibulum*, Planorbido sp.4, Planorbido sp.5, Physido sp.1, *Hebentancyllus excentricus*, *B. helophila* y *Lumbriculus variegatus* se correlacionaron con visibilidad, materia orgánica, nitrógeno total,

porcentajes de arena y ancho del paisaje, un tercer grupo representado por las especies *C. francesae* (1), *Drepanotrema lucidum* (20), *Physido* sp.2, *Hidrobido* sp.2, *Succinea undulata*, *Helisoma duryi* (17) y *Spiraxis* sp. (10) se agruparon con las variables ancho del cauce, largo del paisaje y fósforo del sedimento; y por último el grupo cuatro conformado por las especies *Pomacea flagellata*, *Lucidella lirata*, *Hexagenia* sp., *Polypedilum* sp. y *Polycentropus* sp. se correlacionaron con las variables de porcentajes de limo, oxígeno disuelto, carbonatos, amonio, velocidad y fósforo del agua (Fig. 12).

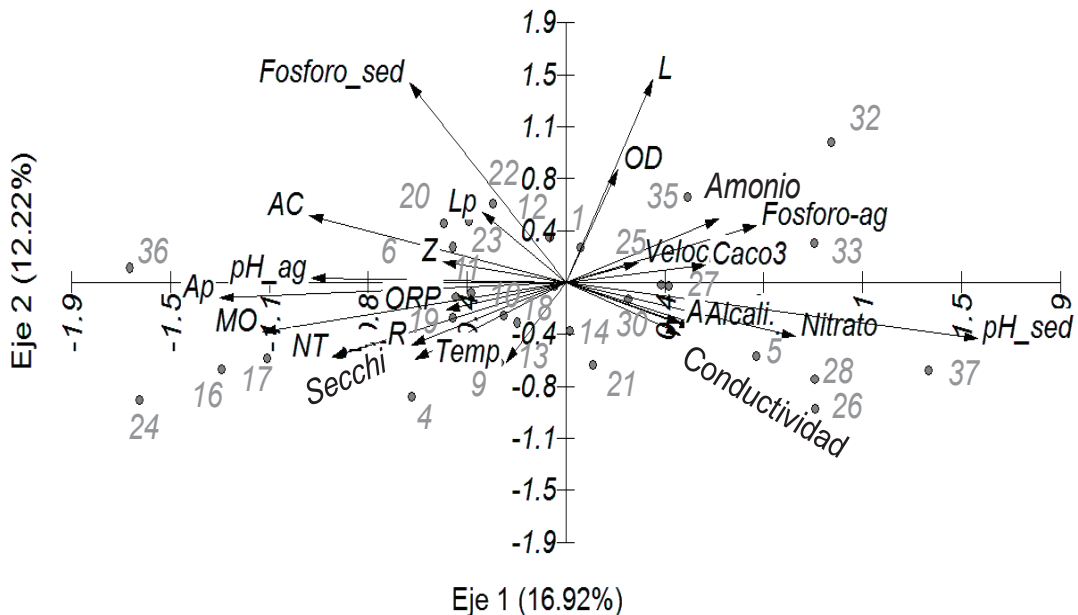


Fig. 12. Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) en paisajes del río San Pedro en MII.

En MAI los tres primeros componentes explicaron el 35.06% de la variación total, el primer eje aportó el 20.80%, las variables que lo agruparon fueron conductividad eléctrica y sólidos disueltos totales de forma positiva y negativa con ancho del paisaje,

alcalinidad, porcentaje de arena, limos y arcillas. El segundo eje explicó el 9.83%, las variables que lo determinaron fueron ancho del cauce y velocidad de corriente de forma positiva y largo del paisaje, profundidad, pH en agua y amonio de manera negativa (Cuadro 11).

Cuadro 11. Coeficientes canónicos del Análisis de Correspondencia Canónica en MAI.

Interfase	Variable	Eje 1	Eje 2	
Paisaje	Ancho_paisaje (m)	-0.755	-0.262	
	Largo_paisaje (m)	0.007	-0.855	
	Ancho_cauce (m)	0.012	1.139	
	Velocidad (ms <sup>-1</sup> )	0.066	0.535	
Agua	Profundidad (m)	-0.131	-0.532	
	Temperatura (°C)	0.028	0.481	
	Visibilidad (m)	-0.072	-0.233	
	Oxígeno Disuelto (mgL <sup>-1</sup> )	0.150	-0.147	
	pH	0.151	-0.723	
	Conductividad (µscm <sup>-1</sup> )	1.600	3.911	
	SDT (mgL <sup>-1</sup> )	0.506	-5.012	
	Alcalinidad (mgL <sup>-1</sup> )	-1.773	0.903	
	ORP (mV)	0.139	-0.325	
	NO <sub>3</sub> (mgL <sup>-1</sup> )	0.042	0.359	
	NH <sub>4</sub> (mgL <sup>-1</sup> )	0.029	-0.568	
	P (mgL <sup>-1</sup> )	0.084	0.169	
	Sedimento	Materia Orgánica (%)	-0.093	-0.144
		pH	0.084	0.245
Nitrógeno Total (%)		-0.311	0.013	
P (mgkg <sup>-1</sup> )		0.287	-0.302	
CaCo <sub>3</sub> (%)		-0.400	-0.090	
Arena (%)		-2.093	-6.797	
Limo (%)		-1.202	-5.438	
Arcilla (%)	-2.481	-9.032		

El mayor número de especies se correlacionó con temperatura, nitratos, potencial de óxido-reducción, profundidad, porcentajes de arena, limo y fósforo en sedimento. Se constituyeron tres grupos faunísticos, en el primer grupo se encontraron las especies *H. excentricus*, *Physido* sp.1, *Physido* sp.2, *Hidrobido* sp.1, *Atractelmis* sp., *D. lucidum*, *L. tampicoensis* y *C. francesae* se relacionaron con temperatura, nitrato,

pH del sedimento y potencial de óxido reducción; un segundo grupo conformado por *P. alata*, *Unionido sp.2*, *Phyllocycla sp.*, *Physido sp.3*, *Spiraxis sp.*, *Axaus sp.* y *Polycentropus sp.* se relacionaron con las variables fósforo del agua, fósforo del sedimento, velocidad, porcentajes de arena y limo. El tercer grupo representado por *Planorbido sp.2*, *P. coronatus*, *C. infundibulum*, *Zoniagrion sp.*, *Unionido sp.1*, *Planorbido sp.3* e *Hidrobido sp.2* se relacionaron con amonio, nitrógeno total, ancho del paisaje, porcentajes de arena, sólidos disueltos totales, conductividad y alcalinidad (Fig.13).

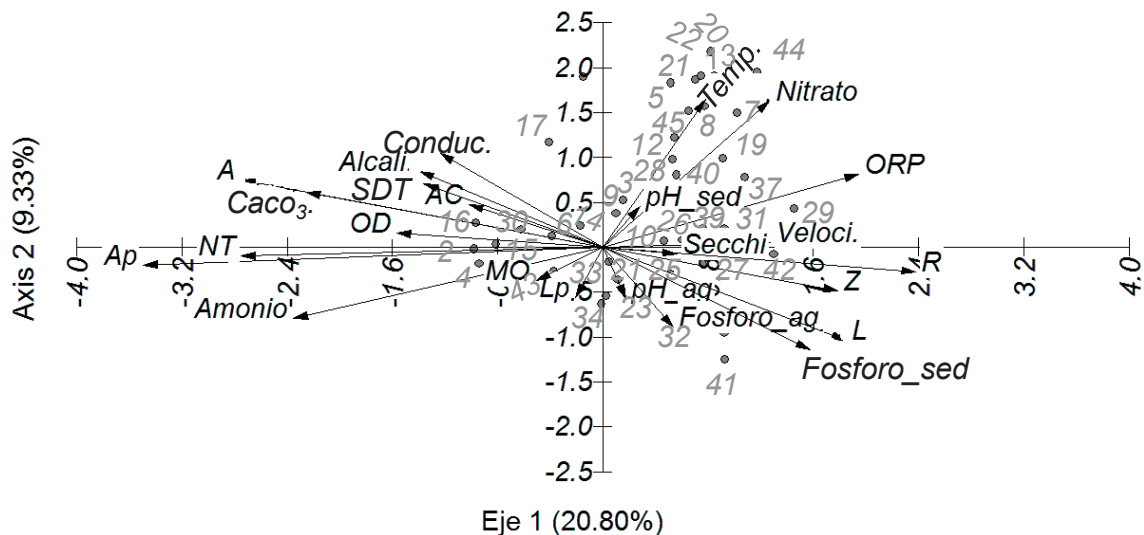


Fig. 13. Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) en paisajes del río San Pedro en MAI.

### 5.6 Grupos tróficos

Se determinaron 10 combinaciones de grupos tróficos en un total de 122,854 individuos (270 muestras), correspondientes a 48 especies de macroinvertebrados bentónicos. El grupo raspadores fue el que obtuvo el mayor porcentaje (54%), seguido por depredadores y filtradores-recolectores con 11%, los grupos de menor proporción



fueron los raspadores-recolectores, recolectores-depredadores, recolectores-desmenuzadores y desmenuzadores-raspadores-recolectores con 2% (Fig. 14).

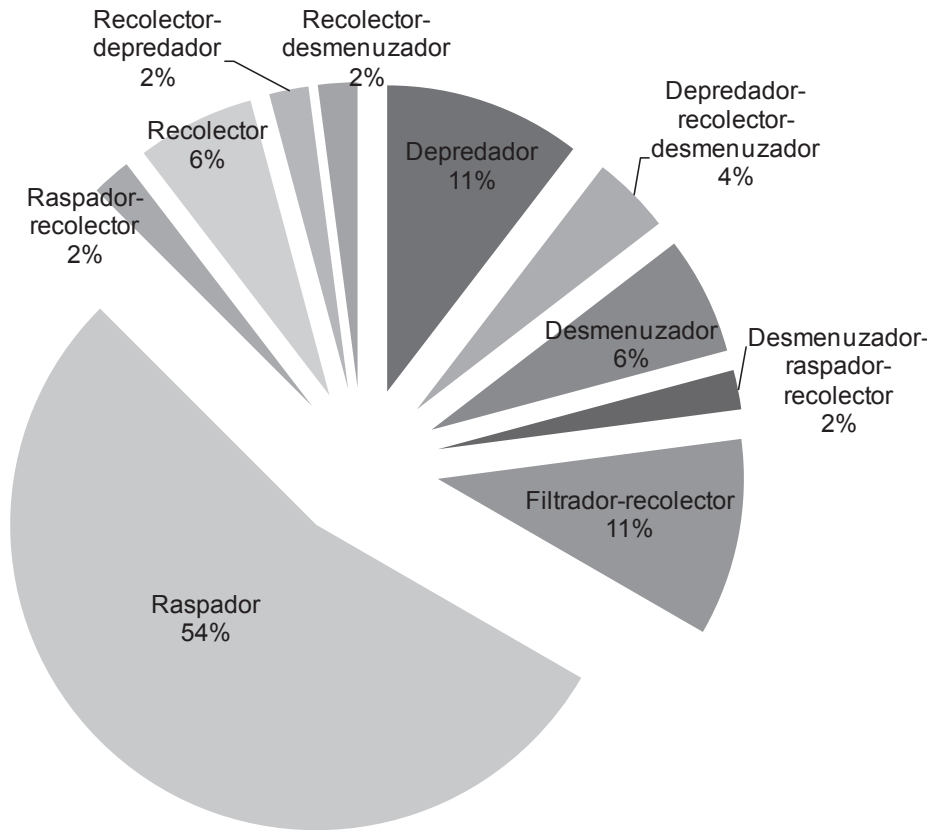


Fig. 14. Porcentajes de abundancia de los grupos tróficos de macroinvertebrados bentónicos del río San Pedro.

El grupo trófico de raspadores fue dominante en abundancia así como constituido por el mayor número de familias. Las familias que integraron a este grupo son: Hydrobiidae, Achatinidae, Physidae, Ancyliidae, Planorbidae, Spiraxidae, Succineidae y Helicinidae, estas se presentaron en los cinco paisajes, donde la familia que presentó el mayor número de combinaciones fue Chironomidae con los grupos de Recolector-desmenuzador, Desmenuzador-recolector-depredador, Raspador-recolector, Recolector-depredador. En los demás grupos, el número de familias presentó

variaciones. El grupo trófico depredadores lo integraron las familias Ampullaridae (presente en todos los paisajes), Gomphidae, Coenagrionidae (presente en SEL) y Glossiphoniidae (presente en PAN, PAS); el grupo trófico filtradores-recolectores estuvo integrado por la familia Unionidae (todos los paisajes) y Polymitarcidae (ACA y MAN); el grupo desmenuzador-recolector-depredador formado por la familia Polycentropodidae (todos los paisajes) y Elmidae (ACA, SEL); el grupo recolector integrado por las familias Caenidae (PAS) y Epheméridae (todos los paisajes) y el grupo desmenuzador constituido por la familia Lumbriculidae y Glossoscolecidae ambos en pastizales (Anexo 3).

La distribución de las especies de macroinvertebrados bentónicos en MII no mostró un patrón marcado en cuanto a sus hábitos alimenticios, sin embargo se observó que los raspadores presentaron una mayor abundancia hacia los sitios con hábitat rocosos y material grueso (troncos y ramas de árboles) (pantano, selva y acahual); los desmenuzadores hacia los sitios con mayor aporte de materia orgánica gruesa (ACA, SEL y PAN); los depredadores exhibieron las mayores abundancias en PAN; los recolectores presentaron mayor abundancia en ACA y SEL y los filtradores dominaron en los paisajes de MAN y PAN. En MAI los raspadores, desmenuzadores y depredadores mostraron una abundancia similar a MII, sin embargo el grupo de los recolectores se presentaron en SEL y PAN y los filtradores en PAN y PAS.

### **5.7 Índice biótico BMWP (Biological Monitoring Working Party)**

El sistema en general, presentó un valor de 108, catalogado como clase II (rango 101-120), de calidad buena y característica de aguas limpias. El paisaje que tuvo el máximo valor fue selva con 96, seguido de acahual y el valor mínimo se presentó en pantano

con 65, ambos identificados en la clase III (rango 61-100) de calidad aceptable y característica de aguas medianamente contaminadas.

A nivel temporal, en MII se observó un valor de 72, descrito como clase III, donde selva y mangle presentaron el máximo valor (72 puntos) y pantano el valor mínimo (46 puntos) catalogado en la clase IV (rango 36-60) de calidad dudosa y característica de aguas contaminadas. En MAI se reportó un valor de 108, catalogado como clase II. El paisaje que presentó el máximo valor fue selva (96 puntos) identificado en la clase III y el menor en pastizal (45 puntos) catalogado en la clase IV de calidad dudosa y característica de aguas contaminadas.

### **5.8 índice de especies indicadoras (IndVal)**

De las de 48 especies identificadas en este estudio, el 14% se comportaron como especies indicadoras y el 26% como detectoras para ambas temporadas (40% de la riqueza total).

Temporalmente, en MII se registró un total de 8.11% especies indicadoras y 27.03% como detectoras, mientras que en MAI un total de 13.6% fueron especies indicadoras y detectoras.

En MII se determinaron tres especies indicadoras y 10 especies detectoras. En pantano se registraron dos especies indicadoras (*Cochliopina infundibulum* y *Biomphalaria obstructa*) y en selva una (Unionido sp.1); las especies detectoras se registraron en pantano (*B. helophila*, *Helisoma duryi*, Planorbido sp.5, *Pyrgophorus coronatus*), en pantano y selva (Physido sp.1, Physido sp.2 y *C. francesae*), en acahual (Planorbido sp.3), en para manglar y selva (*Lampsilis tampicoensis*), y finalmente en pastizal y selva (*Lucidella lirata*).

En MAI se determinaron seis especies indicadoras y seis detectoras. Todas las especies indicadoras se registraron en pantano (*C. infundibulum*, *B. obstructa*, *B. helophila*, *P. coronatus*, *H. duryi* e Hidrobido sp.2) y las especies detectoras se presentaron en pantano (*C. francesae*, Hidrobido sp.1, Physido sp.1, *Pomacea flagellata*), en selva (Unionido sp. 1) y en acahual (*L. micra*).

Las especies indicadoras en pantano para ambas temporadas fueron *C. infundibulum* y *B. obstructa*, mientras que la especie en ambas temporadas fue Physido sp.1 para los paisajes pantano y selva (Cuadro 12).

Cuadro 12. Porcentajes de especies indicadoras y detectoras en MII y MAI.

Especie	MII			MAI		
	Paisaje	IV (%)	I/D	Paisaje	IV (%)	I/D
<i>C. infundibulum</i>	PAN	69	I	PAN	71	I
<i>C. francesae</i>	PAN, PAS	49	D	PAN, PAS	43	D
<i>B. obstructa</i>	PAN	62	I	PAN	57	I
<i>B. helophila</i>	PAN	40	D	PAN	51	I
<i>H. duryi</i>	PAN	39	D	PAN	71	I
Planorbido sp.3	ACA	28	D			
Planorbido sp.5	PAN	49	D			
<i>L. tampicoensis</i>	MAN, SEL	38	D			
Unionido sp.1	SEL	58	I	SEL	49	D
Hidrobido sp.1				PAN	38	D
Hidrobido sp.2				PAN	82	I
<i>P. coronatus</i>	PAN	40	D	PAN	57	I
<i>L. lirata</i>	PAS, SEL	47	D			
Physido sp.1	PAN, SEL	33	D	PAN	36	D
Physido sp.2	PAN, SEL	33	D			
<i>L. micra</i>				ACA	33	D
<i>P. flagellata</i>				PAN, PAS	32	D
<i>Atractelmiss</i> sp.				PAN, SEL, ACA	40	D
<i>Hydrobaenus</i> sp.				PAN,ACA, SEL	35	D

IV: valor indicador, I: especie indicadora, D: especie detectora, Acahual (ACA), Mangle (MAN), Pantano (PAN), Pastizal (PAS) y Selva (SEL).

## 5.9 Indicadores ecológicos.

De acuerdo con las pruebas estadísticas de ANDEVA, ACP y AD sobre los atributos morfométrico-hidrológicos, físico-químicos en agua y sedimento se puede inferir que las variables ancho del paisaje, velocidad, profundidad, temperatura, oxígeno disuelto, conductividad, SDT, ORP, nitrato, amonio, fósforo, pH del sedimento y nitrógeno total fueron las que determinaron la variación temporal y espacial en los paisajes.

Las variables conductividad eléctrica, alcalinidad, sólidos disueltos totales y velocidad se correlacionaron mejor con los paisajes de acahual, selva y mangle (paisajes de mejor estructura vegetal y calidad de hábitat), mientras que las variables de amplitud del cauce, visibilidad, materia orgánica y nitrógeno total se correlacionaron con pastizal y pantano (áreas con menor estructura y calidad del hábitat).

Las especies que resultaron ser indicadoras del paisaje pantano fueron: *C. infundibulum* y *B. obstructa*, *B. helophila*, *H. duryi*, Hidrobido sp.2 y *P. coronatus*. En selva solo Unionido sp.1., mientras que las especies detectoras presentes en más de un paisaje fueron: *C. francesae*, *L. lirata*, *L. tampicoensis*, Planorbido sp.3, Planorbido sp.5, *P. flagellata* y *L. micra*.

## VI. DISCUSIÓN

### 6.1 Agrupaciones canónicas y bioindicadores

Los ríos son sistemas jerárquicos altamente conectados con el paisaje y sus características ambientales y biológicas (Vannote et al. 1980, Junk et al. 1989 Pennack y Ward 1986, Amoros y Petts 1993), donde la calidad del agua y la distribución de las especies están fuertemente influenciadas por procesos longitudinales, transversales y verticales (Phillips et al. 2000, González y García 2006, Harding 2006). En este estudio, la mayoría de las variables medidas presentaron diferencias en espacio y tiempo, lo cual se relacionó con los procesos transversales y verticales de los paisajes riparios y su interacción con las características del agua. Estas propiedades son típicas de zonas ribereñas tropicales con impacto antropogénico, debido principalmente a prácticas agropecuarias (García y Jiménez 2006 y Harding 2006).

El paisaje pastizal fue el más representativo en cobertura en la zona riparia del río San Pedro, lo cual se relaciona con el uso y manejo antropogénico de esta área, donde las actividades humanas no controladas como la deforestación, la agricultura y la urbanización, se refleja en las condiciones ambientales y bióticas. En los municipios que integran la cuenca del río San Pedro, el cambio de uso del suelo resultado del Plan Tenosique-Balancán sustituyó la selva y acahual por pastizales y cultivos, a una tasa de deforestación del 83% para el año 2000 (Manjarrez et al. 2007), lo cual contrasta con la tasa de pérdida de selvas (1.3%) para la subcuenca del río San Pedro (Rodríguez-Cordova 2010). La predominancia de pastizales en zonas riparias resulta común en el trópico (Karr y Chu 1999, Carignan y Steedman 2000, Wang 2001, Miltner et al. 2004, Sirombra et al. 2006, Kustchker et al. 2009) y en específico en Tabasco esta tendencia ha ido en aumento (Galindo 1999, Isaac 2005, Barba et al. 2006, Guerra y Ochoa 2006,

Manjarrez et al. 2007, Morales y Galindo 2008, Collado-Torres 2009, Rodríguez-Cordova 2010).

Por otro lado, el paisaje de selva actualmente tiene una distribución restringida hacia la parte centro, sur (límites con la frontera de Guatemala) y con porcentajes mínimos hacia el noroeste y oeste (Cascadas de Reforma), esta configuración es el resultado de los planes económicos y sociales del gobierno, como el aumento de programas y créditos dirigidos hacia las actividades agropecuarias y por ende la expansión de la frontera agrícola y ganadera, la colonización y la apertura de caminos (INE-SEMARNAP 2000, PNUMA 2002, Manjarrez et al. 2007, Rodríguez-Córdova 2010). Los usos agropecuarios en la región de Balancán y Tenosique aumentó 13.1% en el periodo de 1970 a 2003. Este proceso de deforestación en el área en estudio concuerda con la cadena lógica de causas: extensión de caminos, colonización y ampliación de la frontera agrícola, reportado por Geist y Lambin (2001) en otras áreas tropicales en el mundo, a su vez estos resultados coinciden con los de Dirzo y García (1992) y Ortiz y Toledo (1998), quienes asocian altas tasas de deforestación con la ganadería extensiva en otras regiones tropicales del país.

Las agrupaciones faunísticas determinadas para ambas épocas (MII y MAII) presentó un grupo formado por especies de raspadores, filtradores y desmenuzadores relacionados con las variables de conductividad, SDT, nitrato, pH del sedimento en los paisajes de selva, acahual y mangle. Estos paisajes brindan un hábitat con una alta cobertura vegetal arbórea, lo cual favorece la presencia de especies con hábitos raspadores, filtradores y desmenuzadores, representantes típicos de paisajes con mayor cobertura vegetal y de hábitat rocosos (Karr y Chu 1999 y Moya 2006).

Un segundo segundo grupo esta conformado por especies de raspadores y depredadores presentes en los paisajes de pantano y pastizal en condiciones de baja visibilidad y altos contenidos de materia orgánica y nitrógeno total, con mayor ancho del paisaje y un alto porcentaje de arena. Un tercer grupo esta formado por especies raspadoras en su mayoría presentes en los paisajes de pantano y pastizal, las cuales se correlacionan con las variables de ancho del cauce, largo del paisaje y fósforo en sedimento y el último grupo esta integrado por especies generalistas relacionadas con paisajes de selva y acahual. Los gasterópodos que presentan hábitos raspadores, se encontraron de manera abundante en pantano y pastizal, estos son reconocidos por presentar gran tolerancia a la contaminación y a perturbaciones de tipo antropogénico (Roldán 2003, Alonso et al. 2005, Camargo et al. 2005), además de su capacidad por habitar en aguas poco profundas, de corriente lenta (Rangel 1984) y aguas con concentraciones bajas en oxígeno (Beavan et al. 2001, Kay et al. 2001).

En MAI se establecieron tres grupos faunísticos, el primer grupo formado por organismos raspadores, filtradores y recolectores relacionados con las variables de temperatura, nitratos, pH del sedimento y ORP, en su mayoría estos organismos se presentaron en pantano y pastizal; un segundo grupo constituido por organismos raspadores, recolectores, desmenuzadores y filtradores fueron correlacionados con fósforo del agua y sedimento, velocidad, arenas y limos sin afinidad a los paisajes. El último grupo esta compuesto por especies raspadoras, depredadoras y filtradoras se relacionaron con amonio, nitrógeno total, ancho del paisaje, arenas, sólidos disueltos, conductividad eléctrica y alcalinidad con afinidad a paisajes de mayor cobertura vegetal. Los organismos que presentan hábitos filtradores son característicos de ambientes arenosos, rocosos, profundos y con amplitud de cauces moderados, características



encontradas en todo el río San Pedro, por ello estuvieron presentes en todos los paisajes pero con mayor afinidad a paisajes con mayor cobertura vegetal (Buffagni y Comin 2000).

Los valores máximos de abundancia de Oligochaeta, Gastropoda, Diptera e Hyrudinea, en condiciones de baja concentración de oxígeno disuelto, se encontraron en fondos fangosos, con abundancia de detritus y ambientes donde el oxígeno se encuentra a  $<3 \text{ mgL}^{-1}$  (Roldan 1988, Toro et al. 2003). El aumento de abundancia y diversidad de especies en MAI se relacionó con el efecto de la época de lluvias, debido a que se incrementa el caudal y algunos organismos son arrastrados provenientes de áreas cercanas y por ende aumentan la riqueza y diversidad (García y Jiménez 2006). La alta diversidad estuvo conformada por organismos indicadores de mala calidad del agua, lo que indica que una alta diversidad no siempre es indicativo de un buen estado ecológico (Wenger y Fowler 2000), ya que en el índice biótico BMWP, los paisajes de pantano y pastizal obtuvieron una clasificación de calidad aceptable y característica de aguas medianamente contaminadas y de calidad dudosa a pesar de que fueron aquellos los que presentaron la mayor abundancia y diversidad de especies.

## 6.2 Indicadores ecológicos

La relación de las variables de conductividad, sólidos disueltos totales altos, mayor velocidad de corriente y alcalinidad estuvieron relacionadas con los paisajes de acahual, mangle y selva, paisajes que contribuyen con biomasa y energía que ingresa al río como materia vegetal (hojarasca y restos de troncos) y contribuyen con mayores concentraciones de ácidos húmicos y otros elementos disueltos en agua que incrementan los valores de conductividad eléctrica y sólidos disueltos totales (García y

Jiménez 2006). Por otro lado, la presencia de una velocidad de corriente alta ( $>8 \text{ ms}^{-1}$ ), es suficiente para arrastrar sólidos y mantenerlos en suspensión (Granados et al. 2006).

Las aguas río arriba se caracterizan por presentar buenas condiciones de calidad del agua determinada por el efecto de la conductividad eléctrica, velocidad de corriente y alcalinidad, características provenientes principalmente del material alóctono reciclado en el mismo sitio en condiciones tropicales (Karwan et al. 2001, Bojsen y Barriga 2002, Allan et al. 2002, Auquilla et al. 2005, Arcos et al. 2006, Harding 2006, García y Jiménez 2006, Guevara et al. 2008, Kutschker et al. 2009).

Por otro lado, la temperatura se ha relacionado con áreas de mayor cobertura vegetal en sistemas riparios con mayor dinámica y en la parte alta de la cuenca (Allan et al. 2002, Auquilla et al. 2005, Arcos et al. 2006, García y Jiménez 2006), sin embargo, estas variables en el río San Pedro presentaron valores con poca variación, las fluctuaciones de la temperatura fueron minimas en comparación entre los paisajes de mayor cobertura a paisajes de menor cobertura, lo cual se atribuye a las condiciones ambientales regionales característicos de ambientes tropicales menores de 100 msnm en la escala temporal, así también en su escala espacial y longitudinal (Abarca 2007).

Las variables de amplitud del cauce, materia orgánica y nitrógeno total se correlacionaron mejor con los paisajes de pastizal y pantano, esto se atribuye al proceso de precipitación y a la escasa cobertura vegetal, por lo que los materiales provenientes de los escurrimientos van directamente hacia el río, ya que estos paisajes se ubican en las zonas más bajas y planas del río, lo que causa la formación de remansos y acumulación de nutrientes tanto aquellos provenientes de la parte terrígena como los que se forman *in situ* por la misma dinámica del río (Córdoba 2002, Chará 2003, Arcos et al. 2006 y García y Jiménez 2006).

La visibilidad esta relacionada fuertemente con estos paisajes, ya que en regiones tropicales se reportan visibilidades menores a 1 m, no obstante, en el presente estudio se registraron visibilidades superiores a 1 m, esto puede ser explicado por las bajas velocidades de corriente que se presentaron en estos paisajes, lo que podría estar provocando una mejor sedimentación de los sólidos disueltos (Nilsson et al., 1988 y Granados et al. 2006).

Los pastizales se caracterizan por presentar pocos taxa en donde los órdenes de insectos sensibles a la contaminación son escasos (Ephemeroptera, Plecoptera, y Trichoptera) (Campbell 1978, Hogg y Norris 1991, Roy et al. 2003), sin embargo, en este estudio se encontraron organismos con abundancia representativa que pertenecieron a las familias de Hydrobiidae, Unionidae, Ancyliidae, Physidae, Chironomidae, Ampullaridae y Lumbriculidae, las cuales son tolerantes a ambientes perturbados y con afinidad trófica de detritívoros. Los insectos a pesar de encontrarse en baja abundancia en todos los paisajes, mostraron mayor presencia en ambientes con mayores porcentajes de cobertura vegetal y una disminución en los de menor cobertura vegetal, ya que en su mayoría fueron desmenuzadores y recolectores y es en estos sitios donde se encontró la mayor abundancia de alimentos y hábitat para refugio (Monzón et al. 1991)

Las especies clasificadas como buenos indicadores biológicos de la calidad de agua fueron *Cochliopina infundibulum*, *Biomphalaria obstructa*, Unionido sp.1 *B. helophila*, *Pyrgophorus coronatus*, *Helisoma duryi* e Hidrobido sp.2 y como especies detectoras fueron *C. francesae*, Physido sp.1, Physido sp.2, *Lucidella lirata*, *Lampsilis tampicoensis*, Planorbido sp.3, Planorbido sp.5, *Pomacea flagellata*, Hidrobido sp.1, *Lamellaxis micra*, Glossoscolecido sp., *Atractelmiss* sp. e *Hydrobaenus* sp., la mayoría

de estas especies se determinaron en el paisaje pantano y pastizal, que de acuerdo a los resultados del índice biótico BMWP fueron indicadoras de calidad dudosa y característica de aguas contaminadas, sin embargo en diferentes ecosistemas acuáticos de México, estos organismos son clasificados como indicadores de ambientes moderadamente contaminados o no contaminados (Naranjo y Meza 2000).

Las especies abundantes *P. coronatus*, *B. obstructa*, *B. helophila*, *Unionido sp.1* y *H. duryi* presentaron los mayores porcentajes en el Indval y en el caso de las especies raras *Atractelmis sp.* e *Hydrobaenus sp.* aportaron un porcentaje suficiente para ser indicadoras lo cual coincide con otras especies abundantes y raras reportadas por McGeoch et al. (2002) y Tejeda et al. (2008).

En Tabasco, la información sobre diversidad y riqueza de insectos y anélidos acuáticos es escasa y en específico para el río San Pedro.

En general, la información sobre macroinvertebrados bentónicos es escasa para el estado de Tabasco y en particular para la zona del río San Pedro. Nueve especies de insectos son registros nuevos para el Estado (*Atractelmis sp.*, *Axarus sp.*, *Brachycercus sp.*, *Hydrobaenus sp.*, *Zoniagrion sp.*, *Polypedilum sp.*, *Metriocnemus sp.*, *Coelotanypus sp.* y *Polycentropus sp.*) y en anélidos todas las especies son nuevos registros para el área de estudio, de acuerdo con el inventario de insectos y anélidos para Tabasco (Bueno-Soria et al. 2005).

## VII. CONCLUSIONES

En el río San Pedro se identificaron los paisajes de acahual, mangle, pantano, pastizal y selva y el uso de cuerpos lagunares, arroyos, área urbana y cultivos.

El paisaje que presentó el mayor porcentaje en superficie y extensión fue el pastizal y el de menor cobertura el mangle.

Los cambios temporales y espaciales en la dinámica del agua y sedimento muestran un sistema productivo con tendencia a la eutrofización, lo cual permite inferir que las áreas de cultivos y pastizales tienen un impacto negativo en la calidad del agua confirmado con las diferencias estadísticas en la escala espacial.

Las variables que excedieron el nivel crítico para la protección de la vida acuática y uso humano fueron visibilidad, conductividad eléctrica, sólidos disueltos totales, oxígeno disuelto, nitratos y fósforo, los cuales en muestreos futuros deben ser prioritarios.

Las variables conductividad eléctrica, alcalinidad, sólidos disueltos totales y velocidad de corriente fueron significativos al indicar cambios en la dinámica y entre los paisajes de acahual, selva y mangle como paisajes con una mejor estructura vegetal y calidad de hábitat.

Mientras que, amplitud del cauce, visibilidad, porcentaje de materia orgánica y nitrógeno total caracterizaron a los paisajes pastizal y pantano como áreas con menor estructura y calidad del hábitat.

Se colectaron un total de 122,854 de macroinvertebrados bentónicos, correspondientes a 48 especies, pertenecientes a tres fila, cinco clases, 14 órdenes y 21 familias.

En MII, el Phylum Mollusca registró la mayor diversidad (28 especies) y en menor proporción la Arthropoda (siete especies) y Annelida (dos especies). En MAI se

identificaron 29 especies de Mollusca, 13 especies de Arthropoda y tres especies de Annelida. El grupo mejor representado en términos de abundancia fue Gastropoda y en menor proporción Hirudinea.

En MII se registró un total de 56,269 organismos ( $2,206,627.45 \text{ Indm}^{-2}$ ) y en MAI 66,585 organismos (densidad  $2,611,176.47 \text{ Indm}^{-2}$ ). El paisaje que presentó la mayor abundancia en ambas temporadas fue Pantano y la menor abundancia en MII fue Acahual y en MAI fue Mangle.

El incremento de abundancia de MII hacia MAI entre los grupos fue en moluscos un 13.6%, en insectos más del 7% y los anélidos mostraron un incremento de 23.8%.

La riqueza y diversidad máxima en ambas temporadas se encontraron en el paisaje pantano y la menor en mangle. Los valores de equidad presentaron poca variación entre los paisajes.

Las especies de moluscos agrupadas como dominantes en todos los paisajes y en ambas temporadas fueron *Cochliopina francesae*, Hidrobido sp.1, *Lampsilis tampicoensis*, *Hebetancylus excentricus* y *Pyrgophorus coronatus*; en especies raras *Drepanotrema lucidum*, Planorbido sp.3 y *Potamilus alata*; en especies constantes Physido sp.3 y como ocasionales Hidrobido sp.2 y *Pomacea flagellata*. En insectos, las especies dominantes fueron *Coelotanytus* sp. y *Hexagenia* sp.; en especies raras *Chironomus* sp., *Brachycercus* sp., *Phyllocycla* sp. y *Zoniagrion* sp.; en ocasionales *Metriocnemus* sp. y en constante *Campsurus* sp. En anélidos, la especie dominante fue *Lumbriculus variegatus*; como raras Glososcolecido sp. y *Helobdella* sp. y sin registros de especies constantes y ocasionales.

En la composición trófica se determinaron 10 combinaciones, el grupo raspadores obtuvo el mayor porcentaje seguido por depredadores, filtradores-recolectores,

raspadores-recolectores, recolectores-depredadores, recolectores-desmenuzadores y desmenuzador-raspador-recolector.

Por paisaje, los grupos tróficos en selva, acahual y mangle fueron en su mayoría desmenuzadores, raspadores y filtradores (gasterópodos, efemerópteros y tricópteros), relacionados con ancho del paisaje, conductividad eléctrica, pH del sedimento, sólidos disueltos totales y velocidad de corriente.

Los organismos que caracterizaron a pantano y pastizal fueron raspadores, depredadores y recolectores (gasterópodos, dípteros e hirudíneos), correlacionados con materia orgánica, amplitud del cauce y nitrógeno total.

El río San Pedro de acuerdo al índice biótico BMWP, presentó aguas de calidad buena y característica de aguas limpias. En MII, los paisajes que presentaron el máximo valor fueron selva y mangle catalogados en aguas de calidad aceptable y medianamente contaminadas y el valor mínimo se observó en pantano catalogado en aguas de calidad dudosa y característica de aguas contaminadas. En MAI el paisaje selva fue catalogado como aguas de calidad buena y característica de aguas limpias mientras que el pastizal se catalogó como aguas de calidad dudosa y característica de aguas contaminadas.

Las especies *C. infundibulum*, *B. obstructa*, *B. helophila*, *H. duryi*, Hidrobido sp.2 y *P. coronatus* figuraron como indicadores para el paisaje pantano y Unionido sp.1 en selva, las especies determinadas como detectoras son *C. francesae*, *L. lirata*, *L. tampicoensis*, Planorbido sp.3, Planorbido sp.5, *P. flagellata* y *L. micra*.

Los resultados de este estudio resaltan la necesidad de complementar los inventarios bióticos y el estado de los recursos acuáticos en el sureste mexicano, así

como impulsar el desarrollo de disciplinas como la Sistemática y Taxonomía de organismos acuáticos.

Se propone el uso de indicadores ecológicos como una herramienta de línea base para el diagnóstico en la toma de decisiones del manejo de los humedales ribereños, mediante la conservación de áreas con remanentes de vegetación natural y con ello contribuir al mantenimiento de una buena calidad del agua para su uso potencial e integridad del sistema ecológico así como la identificación de áreas de restauración.



## VIII. LITERATURA CITADA

- Abarca FJ. 2007. Técnicas para la evaluación y monitoreo del estado de los humedales y otros ecosistemas acuáticos. Pp. 113-144. En Sánchez O, M Herzing, E Peters, R Marquez y L Zambrano (Eds.). Perspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos en México. SEMARNAT, INE, United States Fish, Wildlife Service, Unidos para la conservación A.C., Universidad Michoacana de San Luis Nicolás Hidalgo. Pp 293.
- AENOR. 1995. UNE-EN 27828:1995. Calidad del agua. Métodos de muestreo biológico. Guía para el muestreo manual con red de macroinvertebrados bénticos. (ISO 7828:1985). (Versión oficial EN 27828:1994). AENOR, Madrid, Pp.12.
- Aguilar IA. 2004. Ecological indicators and society's values: monitoring, research and management of water quality in rivers, En: Burk AR (Ed.). Progress in Aquatic Ecosystem Research, Nova Science Publishers, New York. Pp. 37-60.
- Alba-Tercedor J. 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos IV simposio del agua en Andalucía (SIAGA). Almería 2: 203-213.
- Alba-Tercedor J, Jáimez-Cuéllar P, Álvarez M, Avilés J, Bonada N, Casas J, Mellado A, Ortega M, Pardo I, Prat N, Maria Rieradevall, Robles S, Sáinz-Cantero C, Sánchez-Ortega A, Luisa Suárez M, Toro M, Vidal-Abarca M, Vivas S y Zamora-Muñoz C. 2002. Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP). *Limnetica* 21(3-4): 175-185.
- Alba-Tercedor J y Jiménez-Millán F. 1987. Evaluación de las variaciones estacionales de la calidad de las aguas del río Guadalfeo, basada en el estudio de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos. *Lucdeme III*. ICONA. Monografía 48: 1-91.

- Alba-Tercedor J. y Sánchez-Ortega A. 1988. Un Método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnetica* 4: 51-56.
- Allan JD. 2004. Landscapes and Riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35: 257-84.
- Allan JD, Brenner AJ, Erazo J, Fernández L, Flecker AS, Karwan DL, Segnini S y Taphorn DC. 2002. Land use in watersheds of the Venezuelan Andes: a comparative analysis. *Conserv. Biol.* 16: 527-538.
- Alonso A, de la Puente M y Camargo JA. 2005. Los invertebrados acuáticos del río Henares. *Quercus* 231: 16-22.
- Amoros C y Petts GE. 1993. *Hydrosystèmes fluviaux*. Collection d'écologie (24). MASSON. París. Pp.300.
- Anderson NH, Sedell JR, Roberts LM, Triska FJ. 1978. The role of aquatic invertebrates in processing of wood debris in coniferous forest streams. *Am. Midl. Nat.* 100: 64-82.
- Arcos TI. 2005. Efecto del ancho los ecosistemas riparíos en la conservación de la calidad del agua y la biodiversidad en la microcuenca del río Sesesmiles, Copán, Honduras. Tesis de maestría. Programa de Educación para el Desarrollo y la Conservación del Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. Honduras. 104 p.
- Arcos TI, Jiménez F, Harvey C, Campos JJ, Casanoves F y León JA. 2006. Efecto del ancho del bosque ribereño en la calidad del agua de la microcuenca del río Sesesmiles, Copán, Honduras. Uso de comunidades de macroinvertebrados

bentónicos como organismos indicadores. Recursos Naturales y Ambiente 48: 29-34.

Armitage P, Moss BD, Wright JF y Furse MT. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water. Water Res. 1983. 17(3): 333-347.

Aquilla R, Astorga Y y Jiménez F. 2006. Influencia del uso del suelo en la calidad del agua en la subcuenca del río Jabonal, Costa Rica. Recursos Naturales y Ambiente 48: 81-92.

Bailey RC, Norris RH y Reynoldson TB. 2003. Bioassessment of Freshwater ecosystems using the Reference Condition Approach. Springer Press, U.S.A.

Barba ME, Rangel MJ y Ramos RR. 2006. Clasificación de los humedales de Tabasco mediante sistemas de Información Geográfica. Universidad y Ciencia 22(2): 101-110.

Barbour MT, Gerritsen J, Zinder BD y Stribling JB. 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: Periphyton, benthic macroinvertebrates and fish. 2ª edición. EPA 841-B-99-002. Washington, D.C. Pp. 38.

Bartram J y Ballance R. 1996. Water quality monitoring. A practical guide to the design and implementation of freshwater quality studies and monitoring programmes. UNEP/WHO. GB. Pp .383.

Beavan L, Sadler J y Pinder C. 2001. The invertebrate fauna of a physically modified urban river. Hydrobiologia 445: 97-108.

Belt G, O'Laughlin JJ y Merrill T. 1992. Design of Forest Riparian buffer strip for the protection of water quality: Analysis of scientific literature. University of Idaho, Idaho Forest, Wildlife and range policy analysis group. Pp. 35.

- Bjorkland R, Pringle CM y Newton B. 2001. A stream visual assessment protocol (SVAP) for riparian landowners. *Environ. Monit. Assess.* 68(2): 99-125.
- Bohorquez A y Acuña A. 1984. Inventario de las Morfofamilias de las Clases Gasterópoda y Clitelata, como bioindicadores limnológicos de la Laguna de la Herrera p. 22. Memorias XIX Congreso Nacional. Y III Grancolombiano de Ciencias Biológicas. 1994. Bucaramanga. Universidad Industrial de Santander. Pp. 70.
- Bohorquez A, Ardila JL y Franco LA. 1993. Contribución al estudio Limnológico por bioindicación con Macroinvertebrados bentónicos en aguas continentales de Colombia. Fase I. Río Bogotá.
- Bojsen BH y Barriga R. 2002. Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. *Freshwater Biology* 47: 2246-2260.
- Bolstad PV, y Swank WT. 1997. Cumulative impacts of land use on water quality in a southern Appalachian watershed. *Journal of the American Water Resources Association* 33: 519-533.
- Brinson MM. 1993. A hydrogeomorphic classification for wetlands. Wetlands Research Program. Prepared for U.S. Army Corps of Engineers, Washington. Pp. 90.
- Brinson MM, Swift BL, Plantico RC y Barclay JS. 1981. Riparian Ecosystems: Their Ecology and Status. FWS/OBS-81/17 US. Fish and Wildlife Service.
- Bueno-Soria J, Santiago-Fragoso S, Barba-Álvarez R. 2005. Insectos acuáticos. Cap. 9. Pp. 195-224. En: Bueno-Soria J, F Álvarez y S Santiago. (Eds.). Biodiversidad del estado de Tabasco. Instituto de Biología. UNAM-CONABIO. México. Pp 386.

- Buffagni A y Comin E. 2000. Secondary production of benthic communities at the habitat scale as a tool to assess ecological integrity in mountain stream. *Hydrobiologia* 422: 183-195.
- Burch JB y Cruz-Reyes A. 1987. Clave genérica para la identificación de gastropodos de agua dulce en México. Instituto de biología/UNAM. México. Pp.46.
- Burke GD, Meyers JE y Groman H. 1988. Protecting Nontidal Wetlands. American Planning Association (APA), Planning Advisory Service (PAS). Report number 412/413. Chicago. Pp.76.
- Cairns J y Pratt R. 1993. A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. Pp. 10-27. En: Rosenberg DM y Resh VH (Eds). *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman y Hall New York. Pp. 504.
- Camargo JA, Alonso A y de la Puente M. 2005. Eutrophication downstream from small reservoirs in mountain rivers of Central Spain. *Wat. Res.* 39: 3376-3384.
- Campbell IC. 1978. A biological investigation of an organically polluted urban stream in Victoria. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 29: 275-291.
- Canterbury GE, Martin TE, Petit DR, Petit LJ y Bradford DF. 2000. Bird communities and habitat as ecological indicators of forest condition in regional monitoring. *Conservation Biology* 14:544-558.
- Carignan R y Steedman R. 2000. Impacts of major watershed perturbations on aquatic ecosystems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57(2): 1-4.
- Caro TM. 2000. Focal species. *Conservation Biology* 14:1569-1570.

- Castillo DA, Barba ME, Navarrete A, Rodiles-Hernández R y Jiménez BM. 2011. Ictiofauna de los humedales del río San Pedro, Balancán, Tabasco, México. *Rev. Biol. Trop.* 59: 693-708.
- Chacin LF. 2000. *Diseño y análisis de experimentos*. Editorial Del Vicerrectorado Académico. Universidad Central de Venezuela.
- Chapman D. 1996. *Water quality assessments: A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring*. 2<sup>a</sup> edición. University Press Cambridge. Londres, Inglaterra. Pp. 609.
- Chará J. 2003. *Manual para la evaluación biológica de ambientes acuáticos en microcuencas ganaderas*. Cali, CO. CIPAV.
- Chávez-Lomelí MO, Mattheeuws AE y Pérez VM. 1989. *Biología de los peces del río San Pedro en vista de determinar su potencial para la piscicultura*. INIRED-FUCID. Xalapa, Veracruz, México. Pp. 222.
- Clesceri LS, Greenberg AE y Thrussell RR (Ed.). 1992. *Métodos normalizados para análisis de aguas potables y residuales*. Ediciones Díaz de Santos, S.A. Madrid, España.
- Collado-Torres RA. 2009. *Dinámica de la vegetación y uso del suelo en el municipio de Tacotalpa, Tabasco. 1984-200*. Tesis para licenciatura en Ecología. División Académica De Ciencias Biológicas. Universidad Juárez Autónoma De Tabasco. Villahermosa Tabasco. 80 p.
- Compin A y Céréghino R. 2007. Spatial patterns of macroinvertebrate functional feeding groups in streams in relation to physical variables and land-cover in Southwestern France. *Landscape Ecology* 22: 1215-1225.

CONABIO. 2008. Región 93. Río San Pedro, Tabasco. Regiones hidrológicas prioritarias de México. CONABIO.fecha de consulta: 15 de agosto de 2009, [http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/regionalizacion/doctos/rhp\\_093.html](http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/regionalizacion/doctos/rhp_093.html)).

Córdoba A. 2002. Calidad de agua y su relación con los usos actuales en la subcuenca del Río Jucuapa. Matagalpa, Nicaragua. Tesis de Maestría. Turrialba, CR. CATIE/UCR.

de la Lanza EG, Hernández PS y Carbajal PJ. 2000. Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (Bioindicadores). SEMARNAT, Comisión Nacional del Agua, Plaza y Valdez editores, Instituto de Biología, UNAM. México. Pp.633.

Dirzo R y García CM. 1992. Rates of deforestation in Los Tuxtlas, a Neotropical area in Southeast Mexico. *Conservation Biology* 6(1): 84-90.

Dudgeon D. 1994. The influence of riparian vegetation on macroinvertebrate community structure and functional organization in six New Guinea streams. *Hydrobiologia* 294: 65-85.

Dudgeon D, Arthington AH, Gessner MO, Kawabata Z, Knowler DJ, Lévêque C, Naiman RJ, Prieur-Richard A, Soto D, Stiassny MLJ y Sullivan C.A. 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biology Review* 81: 163-182.

Dufrêne M y Legendre P. 1997. Species assemblages and indicator species definition: the need of an asymmetrical and flexible approach. *Ecological Monographs* 67: 345-366.

Estrada LF. 2008. Inventario de humedales del municipio de Balancán, Tabasco: biomonitorio de ecosistemas lénticos y lóticos. Tesis profesional. División

Académica de Ciencias Biológicas. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.  
112 p.

Farrow A y Winograd M. 2001. Land use modeling at the regional scale: an input to rural sustainability indicators for Central America. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 85: 249-268.

Forman RT y Collinge SK. 1997. Nature conserved in changing landscapes with and without spatial planning. *Landscape and Urban Planning* 37: 129-135.

Galindo AA. 1999. Conservación de los recursos naturales y ganadería bovina en el Estado de Tabasco, México. Tesis de Maestría Ciencias. ECOSUR. 22 p.

Galindo AA, Morales HA, Ruiz AS y Gama CL. 2008. Identificación, delimitación y caracterización de las microcuencas del río usumacinta en el estado de tabasco. En: *Memorias del Primer Encuentro de Investigación Científica de Tabasco*. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.

Galindo AA, Ruiz AS y Morales HA. 2009. Delimitación y caracterización de cuencas hidrológicas (microcuencas) en el Estado de Tabasco. Informe final fondos mixtos CONACYT. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, División Academia de Ciencias Biológicas.

Gamboa AJ. 2008. Estudio de comunidades de gasterópodos en la Reserva de la Biósfera Pantanos de Centla, Tabasco, México. Tesis de maestría. División Académica de Ciencias Biológicas. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.  
104 p.

García RM. 2003. Clasificación funcional de humedales ribereños. *Tecnología y desarrollo. Revista de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente* 1: 1-26.



- García LA y Jiménez F. 2006. Efectos del bosque ribereño y de las actividades antrópicas en las características físico-químicas y en poblaciones de macroinvertebrados acuáticos en la subcuenca de río Tascalapa, Honduras. *Recursos Naturales y del Ambiente* 48: 35-46.
- García FM y Maza AJ. 1997. *Morfología de Ríos*. Instituto de Ingeniería UNAM. México.
- Gayoso J y Gayoso S. 2003. Diseño de zonas ribereñas requerimiento de un ancho mínimo. Universidad Austral de Chile. Facultad de Ciencias Forestales. Pp. 12.
- Gaunt JL, Riley J, Stein A y Penningde-Vries FWT. 1997. Requirements for effective modeling strategies. *Agriculture Systems* 54(2): 153-168.
- Geier TW, Perry JA y Queen L. 1994. Improving lake riparian source area management using surface and subsurface runoff indices. *Environmental Management* 18:569-586.
- Geist JH y Lambin FE. 2001. Whats drives tropical deforestation. A meta-analysis of proximate and underlying cause of deforestation based subnational case study evidence. LUCR Report Series No. 4. Louvain la Neuve. Pp. 116.
- Gergel EA, Turner GM, Miller RJ, Melack MJ y Stanley HE. 2002. Landscape indicators of human impacts to riverine systems. *Aquatic Sciences* 64:118-128.
- González TM y García JD. 2006. Attributes for assessing the environmental quality of riparian zones. *Limnetica*. 25(1-2): 389-402. Granados, S.D., G.M. Hernández y R.G. López. 2006. Ecología de las zonas ribereñas. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 12: 55-69.
- Granados SD, Hernández GM y López RG. 2006. Ecología de las zonas ribereñas. *Revista Chapingo. Serie Cienc. Forest. Amb.* 12: 55-69.

- Grime JP. 1979. *Plant Strategies and Vegetation Processes*. New York: Wiley and Sons.
- Guerra MV y Ochoa SG. 2006. Evaluación espacio-temporal de la vegetación y uso del suelo en la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla, Tabasco (1990-2000). *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM* 59: 7-25.
- Guevara G, Reinoso G, García JE, Franco LM, García LJ, Yara DC, Briñez N, Ocampo ML, Quintana MI, Pava DY, Flórez NY, Ávila MF, Hernández EE, Lozano LA, Guapucal M, Borrero DA y Olaya EJ. 2008. Aportes para el análisis de ecosistemas fluviales: una visión desde ambientes ribereños. *Rev. Tumbaga* 3: 109-127.
- Harding JS, Claassen K y Niels E. 2006. Can forest fragments reset physical and water quality conditions in agricultural catchments and act as refugia for forest stream invertebrates? *Hydrobiologia*. 568: 391-402.
- Hawkins CP, Murphy ML, y Anderson NH. 1982. Effects of canopy, substrate composition, and gradient on the structure of macroinvertebrate communities in cascade range streams of oregon. *Ecology* 63(6):1840-1856.
- Hershler R y Thompson FG. 1992. A review of the aquatic gastropod subfamily cochliopinae (Prosobranchia: Hydrobiidae). *Malacological Review Supplement* 5. U.S.A. Pp. 140.
- Hilsenhoff WL. 1988. Rapid field assesment of organic pollution with a familiy level biotic index. *Journal of the North American Benthological Society* 7:65-68.
- Hogg ID y Norris RH. 1991. Effects of runoff from land clearing and urban development on the distribution and abundance of macroinvertebrates in pool areas of a river. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 42: 507-518.

- Horton RK. 1965. An Index Number System for Rating Water Quality. *Jr. of WPCF. Journal of Water Pollution Control Federation* 37: 300-305.
- Hrabik TR, Greenfield BK, Lewis DB, Pollard AI, Wilson KA y Kratz TK. 2005. Landscape-scale Variation in Taxonomic Diversity in Four Groups of Aquatic Organisms: The Influence of Physical, Chemical, and Biological Properties. *Ecosystems* 8: 301-317.
- Huffman E, Eiler RG, Padbury G y Wall G. 2000. Canadian agri-environmental indicators related to land quality: integrating census and biophysical data to estimate soil cover, wind erosion and soil salinity. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 81: 113-123.
- Hunsaker CT y Levine DA. 1995. Hierarchical Approaches to the Study of Water Quality in Rivers, Spatial scale and terrestrial processes are important in developing models to translate research results to management practice. *BioScience* 45(3): 193-203.
- Hurtado S, García TF y Gutiérrez YP. 2005. Importancia ecológica de los macroinvertebrados bentónicos de la subcuenca del río San Juan, Querétaro, México. *Folia Entomologica Mexicana* 44(3): 271-286.
- IDEAM. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. 2004. Guía para el monitoreo de vertimientos, aguas superficiales y subterráneas. Bogotá, Colombia. Pp. 83.
- INE. 1997. Avances en el desarrollo de indicadores para la evaluación del desempeño ambiental en México, Instituto Nacional de Ecología, SEMARNAP, México. Pp. 11-21.

- INE-SEMARNAP. 2000. Ordenamiento ecológico general del territorio. En Memoria técnica 1995-2000. Dirección General de Ordenamiento Ecológico e Impacto Ambiental. Dirección de Ordenamiento General del Territorio, México.
- INEGI. 2001. Gobierno del Estado de Tabasco. Síntesis geográfica del Estado de Tabasco y anexo cartográfico, Aguascalientes, México.
- INEGI. 2006. Anuario estadístico municipal: Balancán. Instituto Nacional de Estadística Geográfica e Informática. Tabasco. Pp. 213.
- Isaac MR. 2008. Análisis del cambio de uso y cobertura del suelo en los municipios de Balancán y Tenosique, Tabasco, México. Tesis doctoral. El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Villahermosa. México. Pp.149.
- Jansen A, Robertson AL, Thompson y Wilson A. 2004. Development and application of a method for the rapid appraisal of riparian condition. River and Riparian Land Management Technical Guideline, 4. Land y Water Australia, Canberra. 14 Pp.
- Jean-Christophe A, Dervieux A y Grillas P. 2003. Association between aquatic vegetation and landscape indicators of human pressure. *Wetlands* 23(1): 149-160.
- Johnes P, Moss B y Phillips G. 1996. The determination of total nitrogen and total phosphorus concentrations in freshwaters from land use, stock headage and population data: testing of model for use in conservation and water quality management. *Freshwat. Biol.* 36: 451-473.
- Johnston CA, Ghioca DM, Tulbure M, Bedford BL, Bourdaghs M, Frieswyk CB, Vaccaro L y Zedler JB. 2008. Partitioning vegetation response to anthropogenic stress to develop multi-taxa wetland indicators. *Ecological Applications* 18(4):. 983-1001.

- Jørgensen SE, Constanza R y Xu FL. 2005. Handbook of ecological indicators for assessment of ecosystem health. CRC PRESS. Boca Raton, Florida. Pp.439.
- Junk WJ, Bayle PB, y Sparks RE. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems, pp. 110-127. En: Dodge D.P. (Ed.). Proceedings of the international Large river Symposium. Canadian Special Publications for Fisheries and Aquatic Sciences. Pp.106.
- Junk WJ y Welcomme RL. 1990. Floodplains. Pp 491-524. En: Pattern BC (Ed.), Wetlands and shallow continental water bodies. Academic Publishing. The Hague, The Netherlands.
- Karr JR y Chu EW. 1999. Restoring Life in Running Waters: Better Biological monitoring. Island Press., Washington, DC, EUA.
- Karwan DL, Allan JD y Bergen KM. 2001. Changing near-stream land use and river channel morphology in the Venezuelan Andes. Journal of the American Water Resources Association, American Water Resources Association 37(6): 1579-1587.
- Kay WR, Halse SA, Scanlon MD y Smith MJ. 2001. Distribution and environmental tolerances of aquatic macroinvertebrate families in the agricultural zone of southwestern Australia. Journal of the North American Benthological Society 20: 182-199.
- Klute A. 1986. Methods of soils analysis. Part 1. Physical and mineralogical methods. 2<sup>a</sup> edición. Madison, Wisconsin, EUA. Pp. 1188.
- Krebs CJ. 1989. Ecological methodology. Harper Collins Publishers. New York. Pp. 654.
- Kremen C. 1992. Assessing the indicator properties of species assemblages for natural areas monitoring. Ecological Applications 2: 203-217.

- Kutschker A, Brand C y Miserendino ML. 2009. Evaluación de la calidad de los bosques de ribera en ríos del NO del Chubut sometidos a distintos usos de la tierra. *Ecol. Austral* 19: 19-34.
- Larson JS, Paul R. Adamus y Ellis JJr. 1989. Functional Assessment of Freshwater Wetlands: a manual and training outline. The Environmental Institute University of Massachusetts at Amherst. World Wide Fund for Nature (WWF). 89: 6-62.
- León-Vizcaíno R. 1991. Índices de calidad del agua (ICA) forma de estimarlos y aplicación en la cuenca Lerma-Chapala. IMTA, México, D.F.
- Liebman H. 1969. Atlas of Water Quality: Methods and Practical Conditions., R. Oldenbrough, Munich.
- Lowrance R. 1998. Riparian forest ecosystems as filters for nonpoint source pollution. En: Pace ML y Groffman PM (eds.). *Successes, Limitations and Frontiers in Ecosystem Science*, Springer-Verlag, New York, EUA. Pp. 113-141.
- Maddock I. 1999. The importance of physical habitat assessment for evaluating river health. *Freshwater Biology* 41: 373-391.
- Mafla HM. 2005. Guía para evaluaciones ecológicas rápidas con indicadores biológicos en ríos de tamaño mediano Talamanca-Costa Rica. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE) Turrialba, Costa Rica. Pp. 86.
- Mancilla G, Valdovinos C, Azócar M, Henríquez M y Figueroa R. 2009. Aproximación multimétrica a la evaluación de la calidad del agua en cuencas con diferentes niveles de intervención antrópica. *Interciencia* 34: 857-864.
- Manjarrez MB, Daumas HS de Jong B, Nahed TJ, de Dios VO y Salvatierra ZE. 2007. Configuración territorial y perspectivas de ordenamiento de la ganadería bovina en

los municipios de Balancán y Tenosique, Tabasco. Boletín del Instituto de Geografía, UNAM. Investigaciones Geográficas. 64: 90-115.

McCune B y Grace JB. 2002. Analysis of ecological communities. Oregon, US, MjM Software Design. 392 p.

McGarigal K, Cushman S y Stafford S. 2000. Multivariate statistics for wildlife and ecology research. Springer. New York. EUA. Pp. 283.

McGeoch MA. 1998. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. Biological Review 73: 181-201.

McGeoch MA, Van Rensburg BJ y Botes A. 2002. The verification and application of bioindicators: a case study of dung beetles in a savanna ecosystem. Journal of Applied Ecology. 39: 661-672.

Merritt RW, Cummins KW y Berg MB. 2008. An introduction to the aquatic insects of North America. 4<sup>o</sup> Edition. Kendall/Hunt Publishing Company. Dubuque, Iowa. Pp. 1158.

Miltner RJ, White D y Yoder C. 2004. The biotic integrity in urban and suburbanizing landscapes. Landscape and Urban Planning, 69: 87-100.

Mitsch WJ y Gosselink JG. 2000. Wetlands. 3<sup>a</sup> edición. John Wiley y Sons, Inc. New York. Pp. 920.

Montes del OC. 2003. Criterios ecológicos para el deslinde de humedales ribereños. Pp 61-76. En. Instituto de Estudios Almerienses (Ed.), Ecología, manejo y conservación de los humedales. España.

Montoya H, Contreras C y García V. 1997. Estudio integral de la calidad del agua en el estado de Jalisco. Comisión Nacional del Agua. Gerencia Regional. Lesmasantiago. Guadalajara. Pp. 106.

- Monzón A, Casado C, Montes C y García de JD. 1991. Organización funcional de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos de un sistema fluvial de montaña (Sistema Central, río Manzanares, España). *Limnética* 7: 97-112.
- Morales HA y Galindo AA. 2008. propuesta de reforestación y enriquecimiento de la microcuenca el Plevá, Tenosique, Tabasco. En: *Memorias del Primer Encuentro de Investigación Científica de Tabasco*. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.
- Moya N, Oberdorff T, Bigorne R, Zubieta J y Camacho J. 2006. Comunidad de macroinvertebrados en ríos de la cuenca Chipiriri con condiciones de referencia y alteradas, estudio preliminar para la bio-evaluación de arroyos. *Ciencia Abierta* 30: 1-27.
- Mújica GM, Gómez-Limón GJ y de Lucio FJ. 2002. Situación actual de la interacción entre la investigación y la gestión en los espacios naturales protegidos del Estado español. Ponencias presentadas en el seminario del mismo título que tuvo lugar en el castillo de Montesquiú los días 6 y 7 de abril de 2000. *Monografías* 34: 7-76.
- Naiman RJ, Bilby RE y Bisson PA. 2000. Riparian Ecology and Management in the Pacific Coastal Rain Forest. *BioScience* 50(11): 996-1010.
- Naiman RJ y Décamps H. 1997. The ecology of interfaces: Riparian Zones. *Annual Review Ecology System*. 28: 621-658.
- Naranjo GE y Meza MG. 2000. Moluscos. Pp. 309-404. En: De la Lanza Espino G, SP Hernández y JP Carbajal (Eds.) *Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (Bioindicadores)*. Plaza y Valdéz de C.V. México, D.F. Pp.633.



- National Research Council NRC. 2002. Riparian Areas: Functions and Strategies for Management. Committee on Riparian Zone Functioning and Strategies for Management. Water Science and Technology Board.
- Nilsson C, Grelsson G, Johansson M, Sperens U. 1988. Can rarity and diversity be predicted in vegetation along river banks? *Biol. Conserv.* 201-212.
- NSF-National Sanitation Foundation. 2004. Consumer Information: Water Quality Index (WQI). En: <http://www.nsf.org/>. Fecha de consulta: 12 de enero de 2011.
- Ortiz EB. y Toledo VM. 1998. Deforestación de la Selva Lacandona: el caso de las cañadas. *Interciencia.* 23(6): 318-327.
- Osborne LL y Kovacic DA. 1993. Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. *Freshwater Biology.* 29:2 43-58.
- Osborne LL y Wiley MJ. 1988. Empirical relationships between land use/cover and stream water quality in an agricultural watershed. *Environmental Management* 26: 9-27.
- Palomeque CM. 2008. Análisis del cambio de uso de suelo y las actividades productivas en el Parque Estatal Cañón del Usumacinta en Tenosique, Tabasco. Tesis para obtener el grado de Maestro en Ciencias Ambientales. División Académica de Ciencias Biológicas. Universidad Juárez Autónoma De Tabasco. Villahermosa Tabasco. Pp.69 .
- Pavé PJ y Marchese M. 2005. Invertebrados bentónicos como indicadores de calidad del agua en ríos urbanos (Paraná-Entre Ríos, Argentina). *Ecología Austral* 15: 183-197.

- Pennack RW y Ward JV. 1986. Interstitial faunal communities of the hyporheic and adjacent groundwater biotopes of a Colorado mountain stream. *Archive hydrobiology*, Suppl. 74: 356-396.
- Phillips M, Swift LI y Blinn C. 2000. Best Management Practices for Riparian Areas. Cap. 16: 273-286. En: Lewis FL. *Riparian management in forests of the continental Eastern United States* Boca Raton, Publishers, CRC Press.
- PNUMA. 2002. *Perspectivas del Medio Ambiente Mundial 2002. GEO-3, Pasado, Presente y Futuro. España. 2002.*
- Poff NL, Allan JD, Bain MB, Karr JR, Prestegard KL, Richter BD, Sparks RE y Stromberg JC. 1997. The Natural Flow Regime. *Bioscience*. 47(11): 769-784.
- Price P y Lovett S. 2002. *Managing riparian land. Fact Sheet 1, Land y Water Australia, Canberra. Pp. 8.*
- R. Development Core Team 2009. *R: A language and environment for statistical computing.* R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- Ramsar. 1971. *Convention on Wetlands RAMSAR.* Irán.
- Ramírez A. 1999. *Ecología Aplicada. Diseño y análisis estadístico.* Fundación Universitaria Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. Pp. 325.
- Rangel Ruiz LJ. 1984. *Estudio taxonómico de algunos gasterópodos dulceacuícolas de la región de Los Tuxtlas, Veracruz, México. Tesis de Licenciatura en biología. Facultad de Ciencias, UNAM. 69 p.*
- Rangel RL y Gamboa JA. 2000. Gasterópodos epicontinentales de la “Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla”, Tabasco. *Universidad y Ciencia* 15(20): 129-140.

- Reinoso G. 1998. Estudio de la fauna béntica del río Combeima, Ibagué. Colombia. En: Memorias XXXIII Congreso Nacional de Ciencias Biológicas. Universidad del Tolima-Asociación Colombiana de Ciencias Biológicas. Ibagué.
- Richter BD, Baumgartner JV, Powell J y Braun DP. 1996. A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems. *Conservation Biology* 10(4): 1163- 1174.
- Rivera-Trejo F, Hu-Us F, Soto-Cortes G, Barajas FJ y Mendez-Antonio B. 2010. Evaluación de cauces: guía metodológica. En: XXI Congreso Nacional de Hidráulica en octubre 2010. Guadalajara, Jalisco, México.
- Robins JD y Cain JR. 2002. The past and present condition of the Marsh Creek watershed. Berkeley, CA: Natural Heritage Institute. Pp. 71.
- Rodríguez-Cordova M. 2010. Análisis del cambio y uso del suelo en la subcuenca del río San Pedro, perteneciente a la cuenca del río Usumacinta, en el estado de Tabasco, México. Tesis de licenciatura en Ecología. División Académica De Ciencias Biológicas. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. Pp. 51.
- Roldan PG. 1980. Estudios limnológicos de cuatro ecosistemas neotropicales diferentes, con especial referencia a su fauna de Ephemeropteros. *Act. Biol.* 9(34): 103-117.
- Roldán PG.1988. Guía para el Estudio de los Macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. Antioquia, Colombia. Pp. 217.
- Roldan PG. 1996. Guía para el estudio de los Macroinvertebrados acuáticos del departamento de Antioquia. Universidad de Antioquia. Bogotá, Colombia. Pp. 217.
- Roldán PG. 1999. Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias* 23(88): 375-387.

- Roldán GP. 2003. Bioidicación de la calidad del agua en Colombia. Uso del método BMWP/Col. Editorial Universidad de Antioquia. Ciencia y Tecnología. Colombia. Pp. 169.
- Roldan PG, Builes J, Trujillo CM, Suarez A. 1973. Efectos de la contaminación industrial y doméstica sobre la fauna béntica del río Medellín. Act. Biol. 2(5): 54-64.
- Roldán PG, Gutiérrez J y Posada J. 2001. Estudio limnológico de los recursos hídricos del parque de Piedras Blancas. Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Pp. 152.
- Rosete V y Bocco G. 1999. Ordenamiento territorial. Bases conceptuales y estrategias de aplicación en México. Geografía Agrícola 28: 21-39.
- Roy AH, Rosemond AD, Paul MJ, Leigh DS y Wallace JB. 2003. Stream macroinvertebrate response to catchment urbanisation.
- Rzedowski J. 2006. Vegetación de México. 1ra. Edición digital, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- Samboni RN, Carvajal EY y Escobar JC. 2007. Revisión de parámetros físicoquímicos como indicadores de calidad y contaminación del agua. Ingeniería e investigación 27(3): 172-181.
- Scarsbrook MR y Halliday J. 1999. Transition from pasture to native forest land use along stream continua: effects on stream ecosystems and implications for restoration. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research abstracts 33: 293-310.
- Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2005. Indicadores básicos del desempeño de México: 2005. México. Pp. 337.

- Sirombra MG, Grimolizzi OM y Frenzel AM. 2006. Riberas de cursos de agua y calidad ecológica: una herramienta informática. En Resúmenes: XXII Reunión Argentina de Ecología, Córdoba. Pp. 214.
- Sokal RR y Rohlf FJ. 1969. Biometry. The principles and practice of statistics in biological research. W.H. Freeman. EE UU. Pp. 776.
- Soranno PA, Hubler SL, Carpenter SR, Lathrop RC. 1996. Phosphorus loads to surface waters: A simple model to account for spatial pattern of land use. *Ecological Applications* 6: 865-878.
- Sparks DL, Page AL, Helmke PA, Loeppert RH, Soltanpour PN, Tabatabai MA, Johnston CT y Sumner ME. (Edit). 1996. *Methods of Soil Analysis, Part 3 Chemical Methods*. Soil Science Society of America Book Series. Madison, Wisconsin, EUA. Pp.1390.
- SPSS Inc. 2004. SPSS 13.0. for Windows.
- StatSoft. Inc. 2004. STATISTICA. Data analysis software system. Version 7. Tulsa, Oklahoma, EE.UU.
- Tejeda CC, Mehltreter K y Sosa VJ. 2008. Capítulo 20: Indicadores ecológicos multi-taxonómicos. Pp. 271-278. En: Manson RH, OV Hernández, S Gallinay K Mehltreter (Eds.). *Agroecosistemas cafetaleros de Veracruz*. Instituto Nacional de Ecología, México.
- Ter Braak CJF y Verdonshot, FM. 1995. Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in Aquatic Ecology. *Aquatic Sciences* 57:255-286.
- Thompson EG. 1957. A collection on land and freshwater mollusks from Tabasco, México. *Nautilus* 70:97-102.

- Thorp JH y Covich AP. 1991. Ecology and classification of North American Freshwater Invertebrates. Academic Press, Inc. San Diego, California. Pp. 909.
- Tockner K y Stanford JA. 2002. Riverine flood plains: present state and future trends. *Environmental Conservation* 29: 308-330.
- Toro J, Schuster J, Kurosawa J, Araya E y Contreras M. 2003. Diagnóstico de la calidad del agua en sistemas lóticos utilizando diatomeas y macroinvertebrados bénticos como bioindicadores Río Maipo (Santiago de Chile). In Mem. XVI Congreso Chileno en Ingeniería Hidráulica. Sociedad Chilena de Ingeniería Hidráulica. 1-11.
- Tudela F. 1992. La modernización forzada del trópico: el caso de Tabasco. El Colegio de México- IFIAS-CINVESTAV-UNRISD. México. Pp. 477.
- Turner MG.1998. Landscape ecology, living in a mosaic. Pp. 78-122. En: Dodson SI, TFH Allen, SR Carpenter, AR Ives, RJ Jeanne, JF Kitchell, NE Langston, MG Turner (Eds.). *Ecology*. Oxford University Press, Nueva York.
- Vannote RL, Minshall GW, Cummins KW, Sedell JR y Cushing CE. 1980. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 130-137.
- Wang X. 2001. Integrating water-quality management and land-use planning in a watershed context. *Journal of Environmental Management* 61: 25-36.
- Ward TA, Tate KW y Atwill ER. 2003. Visual Assessment of Riparian Health. University of California, Rangeland Monitoring Series, ANR Publication 8089. Oakland, California. Pp. 23.
- Wenger S y Fowler L. 2000. Protecting Stream and river Corridors. Creating effective local riparian buffer ordinances. Public Policy Research Series. Carl Vinson Institute of Government. University of Georgia. Pp.67.

- West RC, Psuty, NP y Thom BG. 1985. Tierras bajas de Tabasco en el sureste de México. Villahermosa, Tabasco: Instituto de Cultura de Tabasco. Pp. 409.
- White PS y Harrod J. 1997. Disturbance and diversity in landscapes context. Pp 128-159. En: Bissonette J. (Ed.), Wildlife and landscape ecology. Effects of pattern and scale. Springer-Verlag, New York.
- Zamora H. 1991. Macroinvertebrados dulceacuícolas en los diferentes pisos altitudinales del Dpto. del Cauca. Fase I. Universidad del Cauca-Colciencias, Depto de Biología, Popayán.
- Zamora H. 1993. Macroinvertebrados dulceacuícolas en los diferentes pisos altitudinales del Dpto. del Cauca. Fase II. Universidad del Cauca-Colciencias, Depto de Biología, Popayán.
- Zamora H. 1995. Relaciones de Similitud entre comunidades de macroinvertebrados dulceacuícolas de ecosistemas lóticos ubicados entre la Costa Pacifica Caucana y el Piedemonte Amazonico. Revista de la Asociación Colombiana de Ciencias Biológicas. 9(1-2): 7-21.
- Zamora H. 1999. Adaptación del índice BMWP para la evaluación biológica de la calidad de las aguas epicontinentales en Colombia. Rev. Unicauca-Ciencia 4: 47-60.
- Zamora H y Sarria H. 2001. Calidad biológica de dos ecosistemas lóticos afectados por aguas residuales de rallanderías de yuca, mediante la utilización de sus macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores, comparando además la aplicación de los índices de Shannon-Weaver y BMWP. Rev. Unicauca-Ciencia 6: 21-41.

Zuñiga de CM. 1985. Estudio de la Ecología del río Cali con énfasis en su fauna bentónica como indicador biológico de la calidad. Rev. AINSA 8(2): 91-105.

Zuñiga de CM, Rojas AM y Caicedo G. 1994. Indicadores ambientales de calidad de agua en la cuenca del Río Cauca. En: Memorias segundo Seminario Nacional de limnología. Asociación Colombiana de Limnología. Medellín.



## IX. ANEXOS

### Anexo 1. Taxonomía de organismos colectados en MII.

Phyllum	Clase	Orden	Familia	Especie	Clave			
Mollusca	Gastropoda	Mesogastropoda	Ampullariidae	<i>Pomacea flagellata</i> Say, 1827	1			
			Hydrobiidae	<i>Pygophorus coronatus</i> Ancey, 1888	2			
				<i>Cochliopina francesae</i> (Goodrich y Van der Schalle, 1937)	3			
				<i>C. infundibulum</i> Martens, 1899	4			
				Hidrobido sp.1	5			
				Hidrobido sp.2	6			
				Hidrobido sp.3	7			
				Hidrobido sp.4	8			
			Sigmurethra		Planorbidae	<i>Biomphalaria obstructa</i> (Morelet, 1849)	9	
						<i>B. helophila</i> Orbigny, 1835	10	
						<i>Depanotrema lucidum</i> Pfeiffer, 1839	11	
						<i>Helisoma duryi</i> Wetherby, 1879	12	
						Planorbidae sp.1	13	
						Planorbidae sp.2	14	
Planorbidae sp.3	15							
			Planorbidae sp.4	16				
			Planorbidae sp.5	17				
			<i>Hebetancylus excentricus</i> Morelet, 1851	18				
			Physido sp.1	19				
			Physido sp.2	20				
			Physido sp.3	21				
			Stymmatophora		Succineidae	<i>Succinea undulata</i> Say, 1829	22	
						Spiraxidae	<i>Spiraxis</i> sp. Adams, 1850	23
						Achatinidae	<i>Lamelaxis micra</i> Orbigny, 1835	24
			Archaeogastropoda		Helicinidae	<i>Lucidella lirata</i> Pfeiffer, 1847	25	
Unionioida	<i>Lampsilis tampicoensis</i> Lea, 1836	26						
	<i>Potamiliis alata</i> Say, 1817	27						
Bivalvia			Unionido sp.1	28				
			Chironomidae	<i>Coelotanypus</i> sp. Kieffer, 1913	29			
				<i>Chironomus</i> sp. Meigen, 1803	30			

			<i>Hydrobaenus</i> sp. Fries, 1830	31
			<i>Polypedilum</i> sp. Kieffer, 1913	32
	Ephemeroptera	Ephemeridae	<i>Hexagenia</i> sp. Walsh, 1863	33
		Polymitarcyidae	<i>Campsurus</i> sp. Eaton, 1868	34
	Trichoptera	Polycentropodidae	<i>Polycentropus</i> sp. Curtis 1835	35
Annelida	Oligochaeta	Lumbriculida	<i>Lumbriculus variegatus</i> (Müller, 1774)	36
			<i>Lumbriculus</i> sp. C. Linnaeus, 1758	37

Anexo 2. Taxonomía de organismos colectados en MAI.

Phylum	Clase	Orden	Familia	Especie	Clave				
Mollusca	Gastropoda	Mesogastropoda	Ampullariidae Hydrobiidae	<i>Pomacea flagellata</i> Say, 1827	1				
				<i>Pygophorus coronatus</i> Ancey, 1888	2				
				<i>Cochliopina francesae</i> (Goodrich y Van der Schalie, 1937)	3				
				<i>C. infundibulum</i> Martens, 1899	4				
				Hidrobido sp.1	5				
				Hidrobido sp.2	6				
				Hidrobido sp.3	7				
				Hidrobido sp.4	8				
				Hidrobido sp.5	9				
				Sigmurethra			Planorbidae	<i>Biomphalaria obstructa</i> (Morelet, 1849)	10
								<i>B. helophila</i> Orbigny, 1835	11
								<i>Depanotrema lucidum</i> Pfeiffer, 1839	12
								<i>Helisoma duryi</i> Wetherby, 1879	13
								Planorbidae sp.1	14
								Planorbidae sp.2	15
								Planorbidae sp.3	16
								Planorbidae sp.4	17
								Planorbidae sp.5	18
								Planorbidae sp.6	19
			Ancyliidae Physidae	<i>Hebetancyclus excentricus</i> Morelet, 1851	20				
				Physido sp.1	21				
				Physido sp.2	22				
			Succineidae Spiraxidae Achatinidae Helicinidae Unionida	Physido sp.3	23				
				<i>Succinea undulata</i> Say, 1829	24				
				<i>Spiraxis</i> sp. Adams, 1850	25				
				<i>Lamellaxis micra</i> Orbigny, 1835	26				
				<i>Lucidella lirata</i> Pfeiffer, 1847	27				
				<i>Lampisilis tampicoensis</i> Lea, 1836	28				
				<i>Potamilis alata</i> Say, 1817	29				
				Unionido sp.1	30				
				Unionido sp.2	31				
				<i>Axarus</i> sp. Roback, 1980	32				
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae						

			<i>Coelotanytus</i> sp. Kieffer, 1913	33
			<i>Chironomus</i> sp. Meigen, 1803	34
			<i>Hydrobaenus</i> sp. Fries, 1830	35
			<i>Metricnemus</i> sp. Van der Wulp, 1874	36
			<i>Polypedilum</i> sp. Kieffer, 1913	37
	Ephemeroptera	Caenidae	<i>Brachycercus</i> sp. Curtis, 1834	38
		Ephemeridae	<i>Hexagenia</i> sp. Walsh, 1863	39
		Polymitarcyidae	<i>Campsurus</i> sp. Eaton, 1868	40
	Trichoptera	Polycentropodidae	<i>Polycentropus</i> sp. Curtis 1835	41
	Odonata	Gomphidae	<i>Phyllocycla</i> sp. Calvert, 1948	42
		Coenagrionidae	<i>Zoniagrion</i> sp. Kennedy, 1917	43
	Coleoptera	Elmidae	<i>Atractelmis</i> sp. Chandler, 1954	44
	Haplotaenidia	Glossoscolecidae	Glossoscolecido sp.	45
Annelida	Oligochaeta	Lumbriculidae	<i>Lumbriculus variegatus</i> (Müller, 1774)	46
	Ciliolata	Glossiphoniidae	<i>Helobdella</i> sp. Blanchard 1896	47

Anexo 3. Familia, especie, hábitat y grupo trófico en los paisajes riparios del río San Pedro.

Familia	Especie	Hábitat	Grupo trófico
Ampullariidae	<i>P. flagellata</i>	ACA, MAN, PAN, PAS, SEL	Depredador
Hydrobiidae	<i>P. coronatus</i>	ACA, MAN, PAN, PAS, SEL	Raspador
Hydrobiidae	<i>C. francesae</i>	ACA, MAN, PAN, PAS, SEL	Raspador
Hydrobiidae	<i>C. infundibulum</i>	ACA, MAN, PAN, PAS, SEL	Raspador
Hydrobiidae	Hydrobido sp1	ACA, MAN, PAN, PAS, SEL	Raspador
Hydrobiidae	Hydrobido sp2	ACA, MAN, PAN, PAS, SEL	Raspador
Hydrobiidae	Hydrobido sp3	ACA, MAN, PAN, PAS, SEL	Raspador
Hydrobiidae	Hydrobido sp4	ACA, MAN, PAN, PAS, SEL	Raspador
Hydrobiidae	Hydrobido sp5	ACA, PAN, PAS	Raspador
Achatinidae	<i>L. micra</i>	PAN, PAS	Raspador
Physidae	Physido sp1	ACA, PAN, PAS	Raspador
Physidae	Physido sp2	ACA, MAN, PAN, PAS, SEL	Raspador
Physidae	Physido sp3	ACA, MAN, PAN, PAS, SEL	Raspador
Ancylidae	<i>H. excentricus</i>	ACA, MAN, PAN, PAS, SEL	Raspador
Planorbidae	<i>H. duryi</i>	ACA, MAN, PAN, PAS, SEL	Raspador
Planorbidae	<i>B. obstructa</i>	ACA, MAN, PAN, PAS, SEL	Raspador
Planorbidae	<i>B. helophila</i>	PAN, PAS	Raspador
Planorbidae	<i>D. lucidum</i>	PAN, PAS, SEL	Raspador
Planorbidae	Planorbido sp1	ACA, MAN, PAN, PAS, SEL	Raspador
Planorbidae	Planorbido sp2	ACA, MAN, PAN, PAS, SEL	Raspador
Planorbidae	Planorbido sp3	ACA, PAN, PAS, SEL	Raspador
Planorbidae	Planorbido sp4	PAN, PAS	Raspador
Planorbidae	Planorbido sp5	PAN, PAS, SEL	Raspador
Planorbidae	Planorbido sp6	PAS	Raspador
Spiraxidae	<i>Spiraxis</i> sp	ACA, MAN, PAN, PAS, SEL	Raspador
Succineidae	<i>S. undulata</i>	ACA, MAN, PAN, PAS, SEL	Raspador
Helicinidae	<i>L. lirata</i>	ACA, MAN, PAN, PAS, SEL	Raspador
Unionidae	<i>P. alata</i>	ACA, MAN, PAN, PAS, SEL	Filtrador-recolector
Unionidae	<i>L. tampicoensis</i>	ACA, MAN, PAN, PAS, SEL	Filtrador- recolector
Unionidae	Unionido sp1	ACA, MAN, PAN, PAS, SEL	Filtrador- recolector
Unionidae	Unionido sp2	ACA, MAN, PAN, PAS, SEL	Filtrador- recolector
Polycentropodidae	<i>Polycentropus</i> sp	ACA, MAN, PAN, PAS, SEL	Desmenuzador-recolector- depredador
Elmidae	<i>Atractelmis</i> sp	ACA, SEL	Desmenuzador- raspador- recolector
Chironomidae	<i>Coelotanypus</i> sp	ACA, MAN, PAN, PAS, SEL	Depredador-recolector

Chironomidae	<i>Axarus</i> sp	PAS	Recolector
Chironomidae	<i>Chironomus</i> sp	ACA, MAN, PAN, PAS, SEL	Recolector- desmenuzador
Chironomidae	<i>Polypedilum</i> sp	SEL	Recolector-depredador
Chironomidae	<i>Hydrobaenus</i> sp	MAN, PAN, PAS, SEL	Raspador-recolector
Chironomidae	<i>Metricnemus</i> sp	ACA, PAS	Recolector-depredador
Caenidae	<i>Brachycercus</i> sp	PAS	Recolector
Polymitarcidae	<i>Campsurus</i> sp	ACA, MAN, PAN, PAS, SEL	Filtrador-recolector
Ephemeridae	<i>Hexagenia</i> sp	ACA, MAN, PAS, SEL	Filtrador-Recolector
Gomphidae	<i>Phyllocycla</i> sp	SEL	Depredador
Coenagrionidae	<i>Zoniagrion</i> sp	SEL	Depredador
Lumbriculidae	<i>Lumbriculus Variegatus</i>	ACA, MAN, PAN, PAS, SEL	Desmenuzador
Lumbriculidae	<i>Lumbriculus</i> sp	PAS	Desmenuzador
Glossoscolecidae	<i>Glossoscolecido</i> sp	PAS	Desmenuzador
Glossiphoniidae	<i>Helobdella</i> sp	PAN, PAS	Depredador

## X. PUBLICACIÓN

El artículo fue enviado a la Revista de Biología Tropical, las instrucciones para autor se encuentran disponibles en la siguiente dirección:

<http://www.ots.ac.cr/tropiweb/intpages/guidespa.html>

### **Caracterización físico-química del agua y sedimento en paisajes del río San Pedro, Tabasco**

Feliciano Estrada L.<sup>1</sup>, Everardo Barba M.<sup>1</sup>, Aarón Jarquín S.<sup>1a</sup>, Juan Juárez F.<sup>1</sup> y Rodimiro Ramos R.<sup>1b</sup>.

<sup>1</sup>El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Villahermosa, Depto. Aprovechamiento y Manejo de Recursos Acuáticos (DAMRA); [festrada@ecosur.mx](mailto:festrada@ecosur.mx), [ebarba@ecosur.mx](mailto:ebarba@ecosur.mx), [jjuarez@ecosur.mx](mailto:jjuarez@ecosur.mx)

<sup>1a</sup>El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Villahermosa, Depto. Agroecología; [ajarquinq@ecosur.mx](mailto:ajarquinq@ecosur.mx)

<sup>1b</sup>El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Villahermosa, Laboratorio de Análisis de Información Geográfica y Estadística (LAIGE); [rramos@ecosur.mx](mailto:rramos@ecosur.mx)

### **Abstract: Physico-chemical characterisation of the water and sediment in landscapes of the San Pedro river, Tabasco.**

The physico-chemical characterisation of the water and sediment in landscapes of the San Pedro river, Tabasco, was carried out in 15 localities including secondary vegetation, mangrove forest, wetland, grassland and tropical forest. The variables measured in each landscape were: length and width of the landscape, width of the river and current speed; in the water: depth, visibility, temperature, dissolved oxygen, pH, conductivity, total dissolved solids, alkalinity, redox potential,

ammonia, nitrate and available phosphorus; in the sediment: organic matter, texture, pH, total nitrogen, phosphorus and carbonates. Univariate and multivariate analyses were applied to all variables to determine relationships with the landscapes. The dynamics of the water and sediment characterised the river as a productive system with a tendency to eutrophication, where crop lands and grassland negatively impact water quality. This was validated through the statistical differences recorded for most of the variables measured on the spatial scale. The variables conductivity, alkalinity, total dissolved solids and current speed were significant in indicating changes in the dynamics and among the secondary vegetation, tropical forest and mangrove forest, as landscapes with a good plant structure and habitat quality. In contrast, the variables river width, visibility, percentage of organic matter and total nitrogen separated the grassland and the wetland landscapes as areas with less structure and habitat quality, and a greater degree of environmental alteration. This information will serve as a base from which to evaluate the ecological state and the condition of the San Pedro river, and to propose environmental indicators of the riverine condition.

**Key words:** hydrology, sediment, riverine zone, tropical, landscapes, Tabasco.

Número total de palabras: 3 709



La calidad del agua y del hábitat en ecosistemas dulceacuícolas son muy importantes ya que se traducen en cantidad y tipo de recursos como alimento y refugio para una gran diversidad de especies, incluyendo al humano (Carrera & de la Fuente 2003, Guevara *et al.* 2008, Nilsson & Renöfält 2008). Por ello, es necesario conocer el estado de salud del hábitat e identificar los efectos resultantes de las prácticas de manejo en la cuenca, principalmente aquellas que modifican o alteran las características físico-químicas del ecosistema ribereño (García & Jiménez 2006, Nilsson & Renöfält 2008, Garrido *et al.* 2010). La zona ribereña es un área de transición entre los ecosistemas terrestres y acuáticos (NRC 2002), que cumplen funciones necesarias para la estructura y dinámica de los diferentes niveles tróficos al constituir la fuente principal de materia orgánica autóctona, retardar la escorrentía superficial y por ende reducen la introducción de sedimentos (erosión) y funcionan como filtros ante contaminantes, regulan la temperatura y luz (Boothroyd *et al.* 2004, Álvarez 2005, Nilsson *et al.* 2005, Dudgeon *et al.* 2006, Guevara *et al.* 2008, Mancilla *et al.* 2009, Sepúlveda-Lozada *et al.* 2009, Garrido *et al.* 2010). A pesar de la importancia de la zona ribereña, grandes extensiones se ven afectadas principalmente por actividades antrópicas como, la alteración del flujo, pérdida de hábitats, contaminación, cambios en el uso del suelo natural por deforestación, agricultura y ganadería extensiva, estas actividades repercuten en exceso de sedimentos, nutrientes como fósforo y nitrógeno, agroquímicos y productos químicos difícilmente degradables (Strayer *et al.* 2003, Townsend *et al.* 2003, Allan 2004, Marchesse & Paggi 2004, Arcos 2005,

Voelz *et al.* 2005, Alonso 2006, Moya 2006, Bernhardt & Palmer 2007, Mancilla *et al.* 2009).

En el sureste de México los humedales ocupan grandes extensiones de los cuales los humedales de tipo ribereño constituyen alrededor del 1.28% de la superficie en Tabasco, donde destaca la cuenca de los ríos Grijalva-Usumacinta (Barba *et al.* 2006). La cuenca del Usumacinta, es un área hidrológica y ecológicamente importante por la presencia de zonas conservadas como es el caso de la subcuenca del río San Pedro (Castillo *et al.* 2011). Sin embargo, esta área se ha visto afectada por diversas actividades productivas que se han incrementado en las últimas décadas, como lo señalan estudios realizados en esta zona sobre biodiversidad, pesquerías y uso de suelo (Pozo-Montuy 2003, Barba *et al.* 2006, Pozo-Montuy 2006, Manjarrez *et al.* 2007, Isaac-Márquez 2008, Estrada 2008, Garrido *et al.* 2010, Castillo *et al.* 2011). El presente trabajo tuvo como objetivo determinar la condición ambiental en diversos paisajes del río San Pedro, Tabasco mediante el análisis de las características físico-químicas del agua y sedimento para proporcionar la información de línea base para la caracterización de esta subcuenca en la frontera Sur de México.

## MATERIALES Y MÉTODOS

**Área de estudio:** El río San Pedro se localiza entre los paralelos 17°52'12" - 17°15'00" N y 91°15'00" - 90°59'24" W. Limita al norte con el estado de Campeche, al sur y este con la República de Guatemala y al este con el municipio de Emiliano Zapata y estado de Chiapas (INEGI 2001). La subcuenca de San

Pedro se caracteriza por presentar rocas calcáreas del Cretácico y del Terciario que dan una coloración verde claro del agua y una débil carga de materia en suspensión (West *et al.* 1985), conduce un volumen medio anual de 2 819 millones de m<sup>3</sup> (BUCOMSA 2005). El clima es cálido húmedo con abundantes lluvias en verano. La precipitación total anual es de 1 500-2 500mm (CONABIO. 2008), con un mínimo de 45.8mm y un máximo de 228.5mm. La temperatura promedio anual es de 26.7°C, con un mínimo de 23°C y un máximo promedio de 30°C (INEGI 2006). Los tipos de suelos presentes son: Gleysoles, Vertisoles y luvisoles, dentro de los cuales la vegetación dominante es selva alta perennifolia, selva mediana subperennifolia y pastizal cultivado (CONABIO 2008).

**Selección de paisajes y descripción ambiental:** Los paisajes del río San Pedro fueron identificados de acuerdo a los usos del suelo y paisajes del ordenamiento territorial del estado de Tabasco (2008) actualizados con imágenes Spot 2010 y su verificación en campo para obtener la cartografía a escala 1:10000. Cinco tipos de paisajes fueron seleccionados en función de su complejidad estructural arbórea: Selva, Acahual, Mangle, Pantano y Pastizal, éstos se distribuyeron en la parte alta, media y baja del río. A continuación se describen los paisajes de acuerdo a Rzedowski (2006) y Rodríguez-Córdova (2010).

Selva (SEL), comunidad conformada en su mayoría por vegetación arbórea, presenta una mezcla de especies como bejucos, lianas y plantas epífitas, frecuentemente con árboles espinosos entre los dominantes. Las especies representativas son: *Manilkara zapota* (chicozapote), *Thrinax radiata* (Mucal),

*Terminalia amazonia* (volador), *Pithecellobium* sp (granadillo), *Haematoxylum campechianum* (tinto), *T. rosea* (macuilís), *Platymiscium dimorphandrum* (amarillo), *Bumelia persimilis* (naranjillo). En orquídeas se observan a *Myrmecophila tibicinis*, *Nidema bothii* y diversas Bromeliáceas.

Acahual (ACA), formado por vegetación secundaria, con árboles de menos de 5m de altura y un crecimiento cerrado de las especies. Las especies representantes son: *Diphysa* sp (quebra hacha), *Pachira acuatica* (zapote de agua), *Bucida buceras* (puckté), *Metopium brownei* (chechen), *Salix chilensis* (sauce), *Tabebuia rosea* (macuilís), *H. campechianum* (tinto), *Guazuma ulmifolia* (guácimo) y *Coccoloba uvifera* (uvero).

Mangle (MAN), formación leñosa, frecuentemente arbórea y arbustiva de 2 a 25m de altura, las especies representativas son: *Rhizophora mangle* (mangle rojo) y *Conocarpus erectus* (mangle botoncillo), *Myrmecophila tibicinis* (orquídea), *Nidema bothii* (orquídea).

Pantano (PAN), dominado por plantas herbáceas de 1 a 2m de alto o monocotiledoneas de 80 a 2.5m de alto. Las especies frecuentes son: *Acoelorrhaphe wrightii* (tasiste), *Crescentia alata* (güiro), *Thalia geniculata* (quentó), *Heliconia* sp. (platanillo), *Cyperus* sp. y *Typha* sp. (tule), *Nymphaea ampla* (hoja de sol) y *Scirpus* sp. (tulillo), *Ludwigia octovalvis*, *Phragmites communis* (carrizales) y *Cladium jamaicense* (ceibadales).

Pastizal (PAS), presenta dominancia de gramíneas y las especies representativas son: *S. chilensis* (sauce), *T. rosea* (macuilís), *G. ulmifolia* (guácimo), *Cocus nucifera* (coco), *Scheelea preussii* (corozo); en malezas: *Wedelia trilobata*

(margarita rastrera), *Stachytarpheta cayennensis* (verbena), *Melampodium divaricatum* (botón de oro), *Attalea* sp (palma), *Andropogon* sp (cola de caballo).

**Monitoreo:** Un total de 90 puntos de muestreo fueron monitoreados en cinco paisajes (ACA, MAN, PAN, PAS y SEL), con tres réplicas por paisaje (1, 2 y 3) y tres puntos en cada réplica abarcando dos temporadas: mínima inundación (MII) (estiaje, marzo 2010) y máxima inundación (MAI) (lluvias, agosto 2010) en condiciones de iluminación (Fig. 1).

Las variables morfométricas-hidrológicas consideradas fueron: ancho y largo del paisaje (AL y LP), ancho del cauce y velocidad de corriente. La medición de largo y ancho del paisaje y ancho del cauce se realizó bajo el procesamiento de imagen Spot 2010 en ARC VIEW 3.2 y la velocidad de corriente mediante un Flujómetro (Eijkelkamp 2030R) (IDEAM 2004); las variables físico-químicas de la columna de agua fueron: profundidad, visibilidad, temperatura, oxígeno disuelto, pH, conductividad, sólidos disueltos totales (SDT), Potencial Óxido-Reducción (ORP) y alcalinidad se midieron *in situ* con la sonda multiparamétrica HANNA HI 9828. Para la determinación de amonio, nitratos y fosforo se recolectó de 1L mediante una botella Van Dorn para su análisis *ex situ* de acuerdo a APHA (Clesceri *et al.* 1992). Se recolectó sedimento con una draga Petite Ponar (0.0255 m<sup>2</sup>) a una distancia de 1 a 1.5m de la orilla, para evaluar en laboratorio el contenido de materia orgánica (Walkley y Black), pH (Relación 1:2 en agua), nitrógeno total (Semi-microkjeldahl), fósforo (Olsen), carbonatos (Calcimetría de Bernard) (Sparks *et al.* 1996) y textura (Hidrómetro de Bouyoucos) (Klute 1986) de acuerdo con las

técnicas de métodos de análisis de suelos de la Sociedad americana de la ciencia del suelo.

**Análisis de datos:** Las variables del paisaje, físico-químicas en agua y sedimento y su variación espacio-temporal fueron analizadas mediante un ANDEVA de una vía ( $p < 0.05$ ) y posteriormente se les aplicó la prueba de Tukey HSD, utilizando STATISTICA Release 7. Para establecer cuáles fueron las variables físico-químicas que mejor explicaron la ordenación de los paisajes se aplicó un análisis de componentes principales (ACP) (Ter Braak & Verdonshot 1995). Para validar cuáles de las variables hipotéticas en el ACP explicaron la ordenación de los paisajes y variables ambientales se efectuó un análisis discriminante (AD) mediante el paquete estadístico PRIMER 6 versión 6.1.11 & PERMANOVA + versión 1.0.1. La normalidad de las variables se comprobó con la prueba de Shapiro-Wilk (Chacín 2000). Aquellas que no mostraron normalidad fueron previamente transformadas a  $\text{LN}(N+1)$ .

## RESULTADOS

**Parámetros morfométrico-hidrológicos:** Las variables largo y ancho del paisaje presentaron variación a nivel espacial y sin cambios a nivel temporal. El ancho y largo del paisaje presentaron promedios de 506m y 1 574m respectivamente; un mínimo de 32.82m y 357m en MAN correspondientemente; un máximo de 1 031m y 2 468m en PAN, respectivamente. El ancho del cauce presentó un promedio de 145m; un mínimo de 78.9m en ACA de MII y un máximo de 289m en PAN de MAI.

La velocidad de corriente presento valores de  $6.64\text{ms}^{-1}$ ;  $0.37\text{ms}^{-1}$  en PAN de MII y  $20.4\text{ms}^{-1}$  en ACA de MAI. El ANDEVA espacial marcó diferencias significativas en todas las variables y el ANDEVA temporal mostró diferencias significativas solo en velocidad de corriente con un 95% de confiabilidad en ambos casos (Cuadro 1).

**Parámetros físico-químicos del agua:** La profundidad presentó un promedio de 3.22 m, un mínimo de 1.67m en ACA de MII y un máximo de 4.47m en SEL de MII. La visibilidad mostró valores de 0.50m; 0.97m en MAN de MII y 1.65m en SEL de MAI. La temperatura presento valores de  $29.2^{\circ}\text{C}$ ;  $26.8^{\circ}\text{C}$  en ACA de MII y  $31.6^{\circ}\text{C}$  en MAN y PAS de MAI. El oxígeno disuelto exhibió valores de  $6.01\text{mgL}^{-1}$ ;  $2.81\text{mgL}^{-1}$  en PAN y SEL de MAI y  $10.2\text{mgL}^{-1}$  en SEL de MAI. El pH tuvo valores de 7.81; 7.62 en MAN de MII y 7.94 en PAS de MII. La conductividad eléctrica mostró valores de  $1\,230\mu\text{scm}^{-1}$ ;  $855\mu\text{scm}^{-1}$  en PAN de MAI y  $1\,665\mu\text{scm}^{-1}$  en ACA de MII. Los sólidos disueltos totales presentaron valores de  $576\text{mgL}^{-1}$ ;  $381\text{mgL}^{-1}$  en PAN de MAI y  $806\text{mgL}^{-1}$  en ACA de MII. En alcalinidad se observó valores de  $0.57\text{mgL}^{-1}$ ;  $0.37\text{mgL}^{-1}$  en PAN de MAI y  $0.81\text{mgL}^{-1}$  en ACA de MII. El potencial de óxido-reducción presentó valores de 126mV; 38.4mV en PAN de MII y 256mV en ACA de MAI. El nitrato exhibió valores de  $6.27\text{mgL}^{-1}$ ;  $3.39\text{mgL}^{-1}$  en PAN de MAI y  $9.5\text{mgL}^{-1}$  en ACA de MII. El amonio mostró valores de  $0.04\text{mgL}^{-1}$ ;  $0.01\text{mgL}^{-1}$  en todos los paisajes de MAI y  $0.09\text{mgL}^{-1}$  en mangle de MII. En fósforo se observó valores de  $0.03\text{mgL}^{-1}$ ;  $0.01\text{mgL}^{-1}$  en PAN en MII y  $0.04\text{mgL}^{-1}$  en ACA de MAI. El ANDEVA espacial mostró diferencias significativas en profundidad, pH y ORP y el ANDEVA temporal marcó diferencias significativas en la mayoría de las variables

excepto profundidad y pH con un 95% de confiabilidad en ambos casos (Cuadro 1).

**Parámetros físico-químicos del sedimento:** La materia orgánica promedió en 9.09%, con un mínimo de 8.07% en ACA de MII y un máximo de 10.5% en PAN de MII. El pH presento valores de 7.8; 7.6 en ACA y PAN de MII y 8.0 en ACA de MAI. El nitrógeno total mostró valores de 0.17%; 0.11% en ACA y MAN de MAI y 0.23% en PAS de MII. El fósforo se observó valores de  $14.8\text{mgkg}^{-1}$ ;  $9.52\text{mgkg}^{-1}$  en PAS de MAI y  $19.2\text{mgkg}^{-1}$  en SEL de MII. Los Carbonatos presentaron valores de 58.2%; 54.7% en ACA de MAI y 62.5% en MAN de MII. Los porcentajes de arena mostraron valores de 48.0%; 38.7% en PAN de MAI y 54.5% en ACA de MII. El limo presentó valores de 32.6%; 27.6% en PAS de MAI y 35.3% en MAN de MAI. Las arcillas mostraron valores de 19.3%; 11.6% en MAN de MAI y 29.2% en PAN de MAI. De manera general los sustratos del río San Pedro fueron heterogéneos, sin embargo el tipo de sustrato predominante fue el arenoso y el de menor presencia fue el franco-limoso. El ANDEVA espacial mostró diferencias significativas en todas las variables excepto en pH y el ANDEVA temporal arrojó diferencias significativas en materia orgánica y carbonatos (Cuadro 1).

**Análisis de componentes principales:** El análisis en MII explicó el 73.8% de la variación total en los tres primeros componentes. El primer componente aportó 47.4%, las variables con mayor peso de forma positiva fueron: ancho y largo del paisaje y pH del agua y de manera negativa, la conductividad, sólidos disueltos



totales y alcalinidad. El segundo componente aportó 14.5%, las variables que lo determinaron fueron: materia orgánica, nitrógeno total y velocidad de manera positiva y de forma negativa pH del sedimento, nitrato, visibilidad y porcentaje de arena.

El resultado del ACP en MAI explicó 83.6% de la variación total en los tres primeros componentes. El primer componente aportó 46.1%, las variables que lo determinaron fueron similares a MII, sin embargo en forma positiva las variables que lo establecieron fueron ancho del cauce y materia orgánica y de manera negativa se integraron velocidad, porcentaje de arena y visibilidad. El segundo componente aportó 27.9%, las variables que lo integraron de forma positiva fueron: ancho y largo del paisaje, amonio, porcentaje de arena y nitrógeno total y fósforo en sedimento, porcentaje de limos y oxígeno disuelto de manera negativa (Cuadro 2).

A nivel paisaje en MII se observó la separación de dos grupos, el primero formado por ACA y MAN relacionados con los valores más altos de velocidad, conductividad, alcalinidad y sólidos disueltos totales. El segundo grupo por SEL, PAS y PAN, estos paisajes relacionados con los valores más altos de pH del agua, ORP y fósforo, a su vez se observó más cercanía de replicas de PAN y PAS con altos valores de amonio, pH del sedimento, visibilidad, ancho del cauce y materia orgánica (Fig. 2A). En MAI se identificaron tres grupos, el primero formado por ACA, MAN y SEL relacionados con los valores más bajos de profundidad, porcentajes mayores de arena, valores altos de visibilidad, conductividad, pH del

sedimento y velocidad. El segundo grupo formado por pastizal y pantano relacionados con mayores valores de ancho del cauce y MO (Fig. 2B).

**Análisis discriminante:** El análisis discriminante en MII explicó el 98.8% de la variación total, la primera función aportó el 95.3% y la segunda el 3.5% con una  $\lambda W = 0.000$ ,  $p < 0.000$ . El análisis original clasificó correctamente el 100% de las variables ambientales y los cinco paisajes, mientras que la validación cruzada clasificó correctamente el 26.7%. De manera semejante al análisis de componentes principales se mostró la separación ACA y MAN como primer grupo, en segundo SEL y el tercero por PAN y PAS (Fig. 3A). En MAI explicó el 94.2% de la variación total, la primera función discriminante canónica aportó 67.1% y la segunda el 27.1% con una  $\lambda W = 0.000$ ,  $p < 0.044$ . El análisis original clasificó correctamente el 93.3% y la validación cruzada clasificó el 20.0% de las variables ambientales y los paisajes. Se observaron dos grandes grupos, como primer grupo de observó a los paisajes con mayor cobertura arbórea, SEL, ACA y MAN y como segundo grupo a los paisajes de PAN y PAS (Fig. 3B).

La prueba de igualdad de medias determinó que las variables, ancho del paisaje, velocidad, profundidad, temperatura, oxígeno disuelto, conductividad, SDT, ORP, nitrato, amonio, fósforo, pH del sedimento y nitrógeno total fueron las variables que determinaron la variación temporal y espacial con un 99% de confiabilidad. Las variables no significativas para este estudio fueron el largo del paisaje, ancho del cauce, visibilidad, pH del agua, materia orgánica, fosforo en sedimento, carbonatos, porcentajes de arena, limo y arcilla. Esto se corroboró con el análisis

de componentes principales la separación de las temporadas y el paisaje de pastizal del resto de los paisajes de mayor cobertura riparia (Cuadro 3).

## DISCUSIÓN

Las magnitudes del cauce en los ríos (anchura y profundidad) tienden a ser mayor en las planicies, como lo reporta Rodríguez-Olarte *et al.* (2007). En general los paisajes del río San Pedro presentaron aguas ligeramente alcalinas (de la Lanza 1998), estos valores están dentro del rango de valores permisibles (6.5 a 8.5) para agua de consumo humano y para la conservación y estabilidad de los ambientes acuáticos (MINAE-MINSA 2003, LFDMA 2009) condiciones que favorecen el desarrollo de las comunidades vegetales y animales (Bonilla-Barbosa 1995), de temperatura tropical (Lewis 1983), poco profundos (Ramsar 1971), de visibilidad de mesotrófico a eutrófico (Ramos 1977, OECD 1991), de conductividad oligohalina (Cowardin *et al.* 1979), altos niveles de sólidos disueltos totales que sobrepasan el límite para uso humano (LFDMA 2009) y en oxígeno se presentaron condiciones de buena ( $>3\text{mgL}^{-1}$ ) a escasa oxigenación ( $<3\text{mgL}^{-1}$ ) (Boyd & Lichtkloper 1979). El descenso del oxígeno disuelto en MAI se atribuye al aumento de temperatura (Kemka *et al.* 2006), acarreo de sedimento por efecto de precipitaciones, lo que propicia a una elevada descomposición de material vegetal y con ello consumo de oxígeno, lo cual ha sido reportado en otros estudios (Zenteno *et al.* 2010, Castillo *et al.* 2011). En nutrientes se encontraron bajas concentraciones de amonio, pero en nitrato y fósforo se presentaron niveles de mesotrófico a eutrófico (Ramsar 1971, Cowardin *et al.* 1979, OECD 1991, LFDMA

2009), sin embargo, estos niveles no ofrecen problemas para la vida acuática (Lemly 1982, Auquilla *et al.* 2005) ya que las concentraciones de nitratos mayores a  $25\text{mgL}^{-1}$  disminuye la diversidad de especies de macroinvertebrados. La disminución de la conductividad eléctrica, nitratos, amonio y dureza del agua en la época lluviosa, se atribuye a la dilución y por ende al poco tiempo o suficiente de entrar en contacto con las rocas por el aumento del flujo, lo que a su vez no permitió disolver iones cómo si ocurre con el agua del flujo base, que proviene del desagüe de los acuíferos (García y Jiménez 2006, Umaña-Villalobos & Springer 2006). Los sedimentos se catalogaron como ricos en materia orgánica (Cobertera 1993) el cual procede principalmente de la vegetación sumergida, así como del aporte alóctono y representan una fuente de energía para los organismos heterótrofos (Ortega, 1978). En nitrógeno total, se observaron altos niveles (NOM-021-SEMARNAT-2000), esto podría deberse a que en su mayoría está sedimentado y sólo se aprovecha cuando se encuentra suspendido en la columna de agua, (Avnimelech *et al.* 1981). Los porcentajes de arena, limo y arcilla se encontraron dentro de los estándares de suelos dominantes para el estado de Tabasco (López *et al.* 2007). El pH se catalogó en medianamente alcalinos, el fósforo y carbonatos con altas concentraciones (NOM-021-SEMARNAT-2000). En comparación con el trabajo de Chávez (1989) y Estrada (2008), no se observó mucha variación en la temperatura, pH y oxígeno disuelto, sin embargo se incrementaron drásticamente los valores de nitratos ( $0.153\text{ mgL}^{-1}$  en 1989,  $1.92\text{ mgL}^{-1}$  en 2008 y  $6.67\text{ mgL}^{-1}$  en el presente estudio). Los altos valores de

carbonatos y un pH alcalino concuerda a lo reportado con Nilsson *et al.* 1988, para aguas que atraviesan terrenos calcáreos.

Las características ambientales mostraron diferencias significativas a escala espacio-temporal, con la separación de los paisajes de menor cobertura vegetal (pastizal y pantano) en el análisis discriminante. Sin embargo, los datos de menor temperatura, tamaño de cauces pequeños, mayor visibilidad, sólidos disueltos totales bajos en los paisajes con mayor cobertura vegetal no fueron tan contundentes como lo describe Granados *et al.* (2006) y Gayoso & Gayoso (2003) para zonas con altitudes superiores a los 200 msnm y de cadenas montañosas bien desarrolladas como en sistemas tropicales del sur de América (Karwan *et al.* 2001, Bojsen & Barriga 2002, Allan *et al.* 2002, Guevara *et al.* 2008, Kutschker *et al.* 2009).

Las variables conductividad eléctrica y sólidos disueltos totales, mayor velocidad de corriente y alcalinidad estuvieron mejor relacionadas con los paisajes de acahual, mangle y selva, estos valores altos pueden deberse a las condiciones geoquímicas de esta cuenca y a procesos de descomposición de materia orgánica de las franjas riparias conservadas. La presencia de gran cantidad de hojarasca favorecerá el incremento de las concentraciones de ácidos húmicos y otros elementos disueltos en agua y por ende mayores valores de conductividad eléctrica y sólidos disueltos totales (García & Jiménez 2006). Por otro lado, la velocidad de corriente alta ( $>8 \text{ ms}^{-1}$ ) provoca el arrastre de sólidos y su suspensión (Granados *et al.* 2006).

Chará (2003), Córdoba (2002), García y Jiménez (2006) y Arcos et al. (2006) reportan que las variables de cauces amplios, mayor visibilidad, mayores porcentajes de materia orgánica y nitrógeno total se relacionaron mejor con los paisajes de pastizal y pantano (paisajes con poca o escasa cobertura), la mayoría de las variables fueron consistentes en este trabajo, excepto, altos valores de visibilidad, esto puede ser explicado por las bajas velocidades de corriente lo que podría provocar una mejor sedimentación de los sólidos disueltos.

Con los resultados obtenidos en conjunto, se caracterizó al río San Pedro en condiciones productivas con tendencia a la eutrofización. Esto nos da pauta para fundamentar bases para la conservación de áreas con remanentes de vegetación natural y promover el mantenimiento de una buena calidad del agua para su uso potencial e integridad del sistema ecológico.

#### AGRADECIMIENTOS

Al Colegio de la Frontera Sur por la beca de posgrado, y a los pescadores de la cooperativa del Río San Pedro, por brindar las facilidades y apoyo en el trabajo.

#### **Resumen**

La vegetación ribereña es el factor limitante que influye sobre la hidrología, geomorfología, química y suministro de material alóctono que son importantes para la productividad y funcionamiento de los ríos. Se efectuó una caracterización físico-química en paisajes del río San Pedro, Tabasco, donde se evaluaron variables morfométricas, hidrológicas, fisicoquímicas en agua y sedimento en los paisajes de acahual, mangle, pantano, pastizal y selva en un ciclo anual. Los

datos obtenidos se analizaron de manera univariada y multivariada para determinar la relación de las variables con los paisajes. La dinámica del agua y sedimento manifestaron un sistema productivo con tendencia a la eutrofización, donde las áreas de cultivos y pastizales impactan negativamente la calidad del agua de acuerdo con las diferencias estadísticas determinadas. Los análisis multivariados realizados mostraron correlaciones significativas entre la conductividad eléctrica, alcalinidad, sólidos disueltos totales y velocidad con acahual, selva y mangle (paisajes de mejor estructura vegetal y calidad de hábitat), mientras que las variables de amplitud del cauce, visibilidad, materia orgánica y nitrógeno total se correlacionaron con pastizal y pantano (áreas con menor estructura y calidad del hábitat). Esta información servirá de línea base para evaluar el estado ecológico y condición del Río San Pedro.

**Palabras clave:** físico-químicos, agua, sedimento, paisajes, río San Pedro.

## REFERENCIAS

- Allan, J.D. 2004. Landscapes and Riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 35: 257-84.
- Allan, J.D., A.J. Brenner, J. Erazo, L. Fernández, A.S. Flecker, D.L. Karwan, S. Segnini & D.C. Taphorn. 2002. Land use in watersheds of the Venezuelan Andes: a comparative analysis. *Conserv. Biol.* 16: 527-538.
- Alonso, A. 2006. Valoración del efecto de la degradación ambiental sobre los macroinvertebrados bentónicos en la cabecera del río Henares. *Ecosistemas.* 15: 101-105.
- Álvarez, S. 2005. La descomposición de materia orgánica en humedales: la importancia del componente microbiano. *Ecosistemas.* 14: 17-29.

- Arcos, T.I. 2005. Efecto del ancho los ecosistemas riparios en la conservación de la calidad del agua y la biodiversidad en la microcuenca del río Sesesmiles, Copán, Honduras. Tesis de maestría. Programa de Educación para el Desarrollo y la Conservación del Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza.
- Arcos, T.I., F. Jiménez, C. Harvey, J.J. Campos, F. Casanoves & J.A. León. 2006. Efecto del ancho del bosque ribereño en la calidad del agua de la microcuenca del río Sesesmiles, Copán, Honduras. Uso de comunidades de macroinvertebrados bentónicos como organismos indicadores. *Rec. Nat. Amb.* 48: 29-34.
- Auquilla, R.C., Y. Astorga & F. Jiménez. 2005. Influencia del uso del suelo en la calidad del agua en la subcuenca del río Jabonal, Costa Rica. *Rec. Nat. Amb.* 48: 81-92.
- Avnimelech, Y., M. Lecher, A. Raven & O. Zur. 1981. A method for the evaluation of conditions in a fish pond sediment. *Aquaculture.* 23: 361-365.
- Barba, M.E., J.R. Mendoza & R.R. Reyes. 2006. Clasificación de los humedales de Tabasco mediante sistemas de Información Geográfica. *Univ. Cienc., Univ. Juárez. Autón. Tabasco.* 22: 101-110.
- Bernhardt, E.S. & M.A. Palmer. 2007. Restoring streams in an urbanizing world. *Freshwat. Biol.* 52: 738-751.
- Bojsen, B.H. & R. Barriga. 2002. Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. *Freshwat. Biol.* 47: 2246-2260.
- Bonilla-Barbosa, J.R. & R.A. Novelo. 1995. Manual de identificación de plantas acuáticas del Parque Nacional Lagunas de Zempoala, México. Cuadernos IBUNAM. Instituto de Biología. UNAM. México.
- Boothroyd, I., J. Quinn, E. Langer, K. Costley & G. Steward. 2004. Riparian buffers mitigate effects of pine plantation logging on New Zealand streams 1. Riparian vegetation structure, stream geomorphology and periphyton. *For. Ecol. Manag.* 194: 199-213.
- Boyd, C.E. & F. Lichtkloper. 1979. Water quality management in pond fish culture. Research and Development Auburn University. Alabama. 22: 30.
- Boyd, C.E., Y. Musig & L. Tucker. 1981. Orthophosphate uptake by phytoplankton and sediment. *Aquaculture.* 22: 165-173.



- BUCOMSA. Bufete de consultoría múltiple. 2005. Estudio para la Identificación y Ubicación de Obras Hidroagrícolas en el Plan Balancán – Tenosique. SEDAFOP, Coordinación Efectiva del Plan Balancán-Tenosique. Tabasco, México.
- Carrera, G.E. & G.L. de la Fuente. 2003. Inventario y clasificación de los humedales en México. Parte I. Ducks Unlimited de México, A. C. México.
- Castillo, D.A., E.B. Macías, A. Navarrete, R. Rodiles-Hernández & M.J. Badillo. 2011. Ictiofauna de los humedales del río San Pedro, Balancán, Tabasco, México. *Rev. Biol. Trop.* 59: 693-708.
- Chacin, L.F. 2000. Diseño y análisis de experimentos. Editorial Del Vicerrectorado Académico. Universidad Central de Venezuela.
- Chará, J. 2003. Manual para la evaluación biológica de ambientes acuáticos en microcuencas ganaderas. Cali, CO. CIPAV.
- Chávez, L.M., A.E. Mattheeuws & V.M. Pérez. 1989. Biología de los peces del río San Pedro en vista de determinar su potencial para la piscicultura. INIRED-FUCID. Xalapa, Veracruz, México.
- Clesceri L.S., A.E. Greenberg & R.R. Thrussell (Edit). 1992. Métodos normalizados para análisis de aguas potables y residuales. Ediciones Díaz de Santos, S.A. Madrid, España.
- Cobertera, L.E. 1993. Edafología aplicada. Ed. Cátedra. México.
- Córdoba, A. 2002. Calidad de agua y su relación con los usos actuales en la subcuenca del Río Jucuapa. Matagalpa, Nicaragua. Tesis de Maestría. Turrialba, CR. CATIE/UCR.
- Cowardin, L.M., V. Carter, F.C. Golet & E.T. LaRoe. 1979. Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States. U.S. Department of the Interior, Fish & Wildlife Service. Office of Biological Services. Washington, D.C., E.U. FWS/OBS-79/31.
- de la Lanza, E. 1998. Aspectos fisicoquímicos que determinan la calidad del agua. En: Martínez, C. L. R. (Compilador). *Ecología de los Sistemas Acuícolas* (1-26). AGT Editor, S.A. México.
- Dudgeon, D., A.H. Arthington, M.O. Gessner, Z. Kawabata, D.J. Knowler, C. Lévêque, R.J. Naiman, A. Prieur-Richard, Soto D., M.L.J. Stiassny & C.A. Sullivan 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biol. Rev.* 81: 163-182.

- Estrada, L.F. 2008. Inventario de humedales del municipio de Balancán, Tabasco: biomonitorio de ecosistemas lénticos y lóuticos. Tesis de Licenciatura. Univ. Juárez. Autón. Tabasco. Villahermosa, Tabasco.
- García, L.A. & F. Jiménez. 2006. Efectos del bosque ribereño y de las actividades antrópicas en las características físico-químicas y en poblaciones de macroinvertebrados acuáticos en la subcuenca de río Tascalapa, Honduras. *Rec. Nat. Amb.* 48: 35-46.
- Garrido, P.A., M.L. Cuevas, H. Cotler, D.I. González & R. Tharme. 2010. Evaluación del grado de alteración ecohidrológica de los ríos y corrientes superficiales de México. *Invest. Amb.* 2: 25-46.
- Gayoso, J. & S. Gayoso. 2003. Diseño de zonas ribereñas requerimiento de un ancho mínimo. Universidad Austral de Chile. Facultad de Ciencias Forestales.
- Granados, S.D., G.M. Hernández & R.G. López. 2006. Ecología de las zonas ribereñas. *Revista Chapingo. Serie Cienc. Forest. Amb.* 12: 55-69.
- Guevara, G., G. Reinoso, J.E. García, L.M. Franco, L.J. García, D.C. Yara, N. Briñez, M.L. Ocampo, M.I. Quintana, D.Y. Pava, N.Y. Flórez, M.F. Ávila, E.E. Hernández, L.A. Lozano, M. Guapucal, D.A. Borrero & E.J. Olaya. 2008. Aportes para el análisis de ecosistemas fluviales: una visión desde ambientes ribereños. *Rev. Tumbaga.* 3: 109-127.
- INEGI. 2001. Gobierno del Estado de Tabasco. Síntesis geográfica del Estado de Tabasco y anexo cartográfico, Aguascalientes, México.
- INEGI. 2006. Anuario estadístico municipal: Balancán. Instituto Nacional de Estadística Geográfica e Informática, Tabasco, México.
- Isaac-Márquez, R. 2008. Análisis del cambio de uso y cobertura del suelo en los municipios de Balancán y Tenosique, Tabasco, México. Tesis doctoral. El Colegio de la Frontera Sur. México.
- Karwan, D.L., J.D. Allan & K. Bergen. 2001. Changing near-stream land use and river channel morphology in the Venezuelan Andes. *J. America Water Resour. Assoc.* 37: 1579-1588.
- Kemka, N., T. Njine, S.H. Cebase, S.F. Menbohan, M. Nola, A. Monkiedje, D. Niyitegeka & P. Compère. 2006. Eutrophication of lakes in urbanized areas: the case of Yaoundé Municipal Lake in Cameroon, Central Africa. *Lakes. Reserv. Manag.* 11: 47-55.

- Kutschker, A., C. Brand & M.L. Miserendino. 2009. Evaluación de la calidad de los bosques de ribera en ríos del NO del Chubut sometidos a distintos usos de la tierra. *Ecol. Austral* 19: 19-34.
- Lemly, A.D. 1982. Modification of benthic insect communities in polluted streams: combined effects of sedimentation and nutrient enrichment. *Hidrobiología* 87: 229-245.
- Ley Federal de Derechos Disposiciones Aplicables en Materia de Aguas Nacionales LFDMA. 2009. Segunda sección del Diario Oficial de la Federación, capítulo VIII, 26 de Diciembre de 2008, última reforma publicada DOF 13-11-2008. CNA. México, D.F.
- Lewis, W.M. 1983. A revised classification of lakes based on mixing. *Can. J. Fish Aquat. Sci.* 40: 1779-1787.
- López, G.A., G.A Palma, R.A. Hernández, M.M. Ojeda, A. Padilla, J.R. Nájera & M.M. García. 2007. Caracterización físicoquímica de los suelos predominantes en el estado de Tabasco. *Conciec. Tecnol.* 34: 45-46.
- Mancilla, G., C. Valdovinos, M. Azócar, M. Henríquez & R. Figueroa. 2009. Aproximación multimétrica a la evaluación de la calidad del agua en cuencas con diferentes niveles de intervención antrópica. *Interciencia.* 34: 857-864.
- Marchese, M., & A. Paggi. 2004. Diversidad de Oligochaeta (Annelida) y Chironomidae (Diptera) del Litoral Fluvial Argentino. *INSUNGEO, Miscelánea*, 12: 217-224.
- Manjarrez, M.B., S.H. Daumas, B. de Jong, J.N. Toral, O.D. Vallejo & E.B.S. Zaba. 2007. Configuración territorial y perspectivas de ordenamiento de la ganadería bovina en los municipios de Balancán y Tenosique, Tabasco. *Boletín del Instituto de Geografía, UNAM. Invest. Geográficas.* 64: 90-115.
- MINAE (Ministerio de Ambiente y Energía, CR) - MINSAL (Ministerio de Salud, CR). 2003. Propuesta de reglamento para la evaluación y clasificación de la calidad de cuerpos de agua superficiales de Costa Rica. San José, CR.
- Moya, N., T. Oberdorff, R. Bigorne, J. Zubieta & J. Camacho. 2006. Comunidad de macroinvertebrados en ríos de la cuenca Chipiriri con condiciones de referencia y alteradas, estudio preliminar para la bio-evaluación de arroyos. *Cienc. Abierta.* 30: 1-27.

- National Research Council CRN. 2002. Riparian Areas: Functions and Strategies for Management. Committee on Riparian Zone Functioning and Strategies for Management. Water Science and Technology Board.
- Norma Oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT-2000. Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial de la Federación, 31 de diciembre de 2002. México.
- Nilsson, C. & B.M. Renöfält. 2008. Linking flow regime and water quality in rivers: a challenger to adaptative catchment management. *Ecol. Society*. 12: 18.
- Nilsson, C., C.A. Reidy, M. Dynesius & C. Revenga. 2005. Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Report. Science*. 308: 405-408. Organization for Economic Cooperation and Development OECD. 1991. *Environ. Indicator*.
- Ortega, T. 1978. Química de suelos. UACH. Dpto. de suelos.
- Pozo-Montuy, G. 2003. Comportamiento de monos aulladores (*Alouatta pigra*) en hábitat fragmentado en la Ranchería Leona Vicario, Balancán, Tabasco, México. Tesis de Licenciatura. Univ. Juárez. Autón. Tabasco. Villahermosa Tabasco.
- Pozo-Montuy, G. 2006. Efecto del uso del suelo sobre la configuración del paisaje, la distribución y la abundancia del mono aullador negro (*Alluata pigra*) en el municipio de Balancán, Tabasco. Tesis de maestría. Instituto de Ecología. Jalapa, Veracruz, México.
- PRIMER –E Ltd. 2008. PRIMER 6 & PERMANOVA + versión 1.01. Multivariate statistics for ecologists. United Kingdom.
- Ramos, H. 1977. Fundamentos de piscicultura agrícola. Universidad de Caldas.
- Ramsar Convention on Wetlands RAMSAR.1971. Irán.
- Rzedowski, J. 2006. Vegetación de México. 1ra. Edición digital, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- Rodríguez-Olarte, D., L. Romero, J. Coronel & A. Amaro. 2007 (“2006”). Caracterización preliminar de los ambientes fluviales en la cuenca del río Tocuyo, vertiente del Caribe, Venezuela. *Memo.Fundac. Salle Cienc. Nat.* 166: 59-79.

- Sepúlveda-Lozada, A., V. Geissen, S. Ochoa-Gaona, A. Jarquín-Sánchez, S. Hernández de la Cruz, E. Capetillo & L.F. Zamora-Cornelio. 2009. Influencia de tres tipos de vegetación ribereña en el control de la erosión fluvial en Pantanos de Centla, México. *Rev. Biol. Trop.* 57: 1153-1163.
- Sparks, D.L., AL Page, Helmke PA, Loeppert RH, Soltanpour PN, Tabatabai MA, Johnston CT y Sumner ME. (Edit). 1996. *Methods of Soil Analysis, Part 3 Chemical Methods*. Soil Science Society of America Book Series. Madison, Wisconsin, EUA.
- StatSoft. Inc. 2004. *STATISTICA*. Data analysis software system. Version 7. Tulsa, Oklahoma, EE.UU.
- Strayer, D.L., R.E. Beighley, L.C. Thompson, S. Brooks, C. Nilsson, G. Pinay & R.J. Naiman. 2003. Effects of land cover on stream ecosystems: roles of empirical models and scaling issues. *Ecosystems* 6: 407-423.
- Ter Braak C.J.F. & F.M. Verdonshot. 1995. Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in Aquatic Ecology. *Aquat Sci.* 57: 255-286.
- Townsend, C.R., S. Doledéc, R. Norris, K. Peacock & C. Arbuckle. 2003. The influence of scale and geography on relationships between stream community composition and landscape variables: description and prediction. *Freshwat Biol* 48: 768- 85.
- Umaña-Villalobos, G & M. Springer. 2006. Variación ambiental en el río Grande de Térraba y algunos de sus afluentes, Pacífico sur de Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.* 54: 265-272.
- Voelz, N.J., R.E. Zuellig, S-H. Shieh & J.V. Ward. 2005. The effects of urban areas on benthic macroinvertebrates in two colorado plains rivers. *Environ. Monito. Assess.* 101: 175–202.
- West, R.C., N.P. Psuty, & B.G. Thom. 1985. *Tierras bajas de Tabasco en el sureste de México*. Villahermosa, Tabasco: Instituto de Cultura de Tabasco.
- Zenteno, R.C., E.M. Barba, J. Bello-Gutiérrez & S. Ochoa-Gaona. 2010. Caracterización espacio-temporal del hábitat y presencia de *Dermatemys mawii* (Testudines: Dermatemydidae) en la cuenca del Grijalva-Usumacinta, Tabasco, México. *Rev. Biol. Trop.* 58: 1247-1260.

#### REFERENCIA DE INTERNET

- CONABIO. 2008. Región 93. Río San Pedro, Tabasco. Regiones hidrológicas prioritarias de México. CONABIO (consultado: 15 de agosto de 2009,

[http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/regionalizacion/doctos/rhp\\_093.html](http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/regionalizacion/doctos/rhp_093.html)).

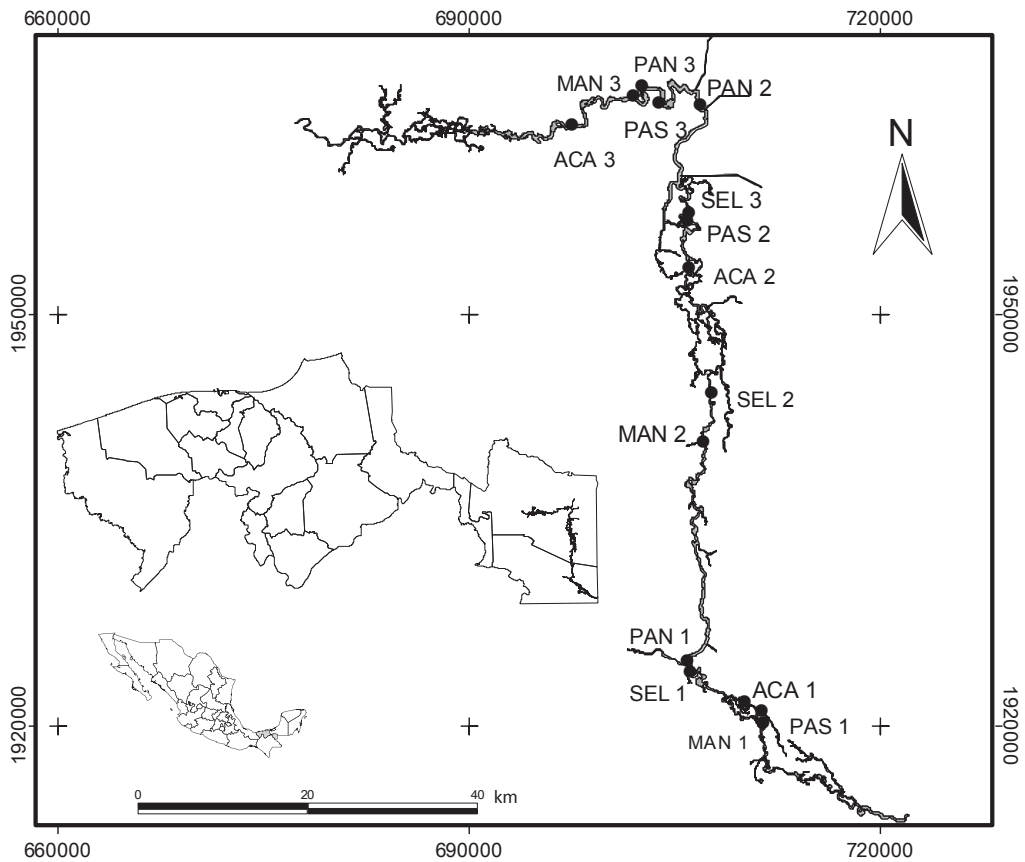


Fig. 1. ubicación del río San Pedro, Tabasco, México y sitios de muestreo. Las letras ACA, MAN, PAN, PAS y SEL indican los paisajes de achual, mangle, pantano, pastizal y selva respectivamente. Los números representan las replicas (1, 2 y 3) en los paisajes.

Fig. 1. San Pedro River location, Tabasco, Mexico and sample sites. The letters ACA, MAN, PAN, SAP and SEL indicate secondary vegetation landscapes, mangrove swamp, marsh, grassland and forest, respectively. Numbers represent the replicates (1, 2 and 3) in the landscape.

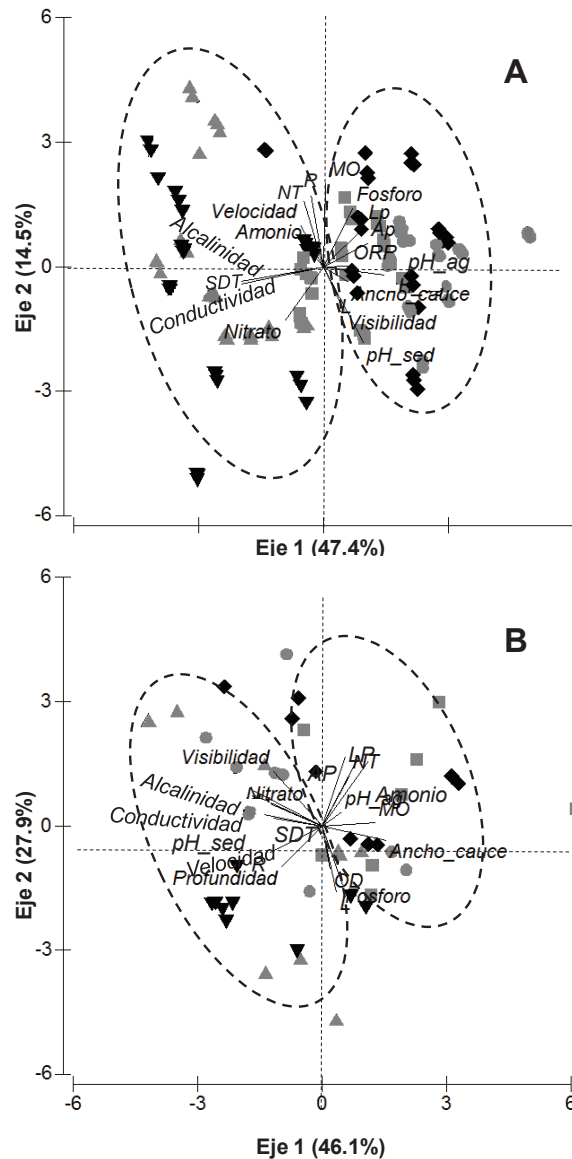


Fig. 2. Análisis de los Componentes Principales en paisajes del rio San Pedro: Acahual (▲), Mangle (▼), Pantano (■), Pastizal (◆) y Selva (●). **A)** Mínima inundación, **B)** Máxima inundación. Ancho del paisaje (AP), largo del paisaje (Lp), sólidos disueltos totales (SDT), oxígeno disuelto (OD), nitrógeno total (NT), materia orgánica (MO), porcentaje de limos (L), porcentaje de arenas (R), pH en agua (pH\_ag), pH en sedimento (pH\_sed).

Fig. 2. Principal Component Analysis of San Pedro river landscapes: secondary vegetation (▲), mangrove swamp (▼), marsh (■), grassland (◆) and forest (●). **A)** Minimum flood and **B)** Maximum flood. Width of the landscape (AP) across the landscape (Lp), total dissolved solids (TDS), dissolved oxygen (DO), total nitrogen (TN), organic matter (OM), percentage of silt (L), percentage of sand (R), pH in water (pH\_ag), pH in sediment (pH\_sed).



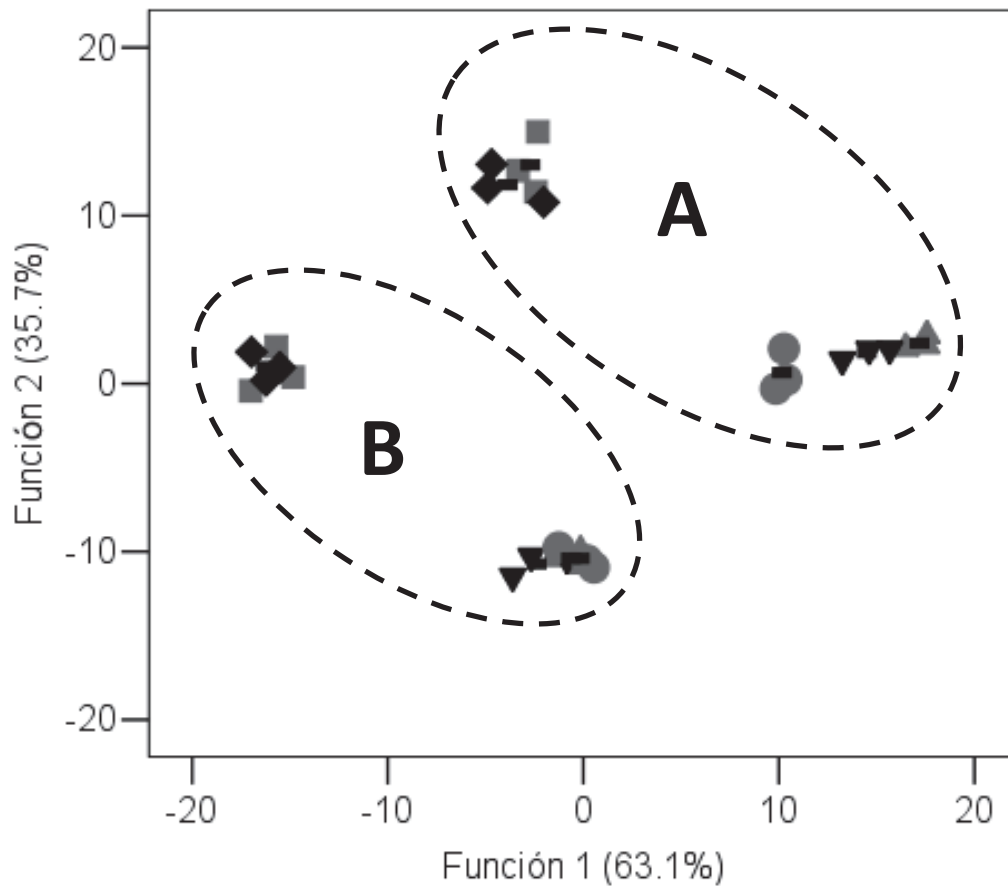


Fig. 3. Clasificación discriminante en los paisajes de Acahual (▲), Mangle (▼), Pantano (■), Pastizal (◆) y Selva (●), grupo centroide (—). **A)** Mínima inundación **B)** Máxima inundación.

Fig. 3. Discriminant classification of the landscape of secondary vegetation (▲), mangrove swamp (▼), marsh (■), grassland (◆) and forest (●), centroid group (—). **A)** Minimum flood and **B)** Maximum flood.

CUADRO 1.  
Valores promedio de parámetros físicos del paisaje, físico-químicos de agua y sedimento en los paisajes en mínima y máxima inundación.  
TABLE1.

Mean values of physical parameters of the landscape, physical and chemical water and sediment in the landscape in minimum and maximum flood.

Variable	SEL			ACA			MAN			PAN			PAS			Prom.	ANDEVA Espacial		ANDEVA Temporal	
	MII	MAI	MII	MAI	MII	MAI	MII	MAI	MII	MAI	MII	MAI	MII	MAI	F		p	F	p	
Ancho_paisaje (m)	290 ±77.2 <sup>cd</sup>	290 ±77.2 <sup>cd</sup>	479 ±321 <sup>bc</sup>	479 ±321 <sup>bc</sup>	32.8 ±1.59 <sup>d</sup>	32.8 ±1.59 <sup>d</sup>	1031 ±864 <sup>a</sup>	1031 ±864 <sup>a</sup>	1031 ±864 <sup>a</sup>	1031 ±864 <sup>a</sup>	699 ±288 <sup>b</sup>	699 ±288 <sup>b</sup>	506 ±546	506 ±546	42.9	0.00	0.00	0.00	1.00	
Largo_paisaje (m)	2044 ±1237 <sup>ab</sup>	2044 ±1237 <sup>ab</sup>	1287 ±681 <sup>b</sup>	1287 ±681 <sup>b</sup>	357 ±308 <sup>c</sup>	357 ±308 <sup>c</sup>	2468 ±1705 <sup>a</sup>	2468 ±1705 <sup>a</sup>	2468 ±1705 <sup>a</sup>	2468 ±1705 <sup>a</sup>	1716 ±1189 <sup>ab</sup>	1716 ±1189 <sup>ab</sup>	1574 ±1327	1574 ±1327	28.0	0.00	0.00	0.00	1.00	
Ancho_cauce (m)	103 ±0.51 <sup>b</sup>	120 ±0.44 <sup>b</sup>	79 ±0.42 <sup>b</sup>	99 ±0.39 <sup>b</sup>	110 ±0.77 <sup>b</sup>	122 ±0.67 <sup>b</sup>	271 ±0.2 <sup>a</sup>	289 ±0.2 <sup>a</sup>	271 ±0.2 <sup>a</sup>	271 ±0.2 <sup>a</sup>	122 ±0.77 <sup>b</sup>	138 ±0.70 <sup>b</sup>	145 ±92.1	145 ±92.1	83.3	0.00	2.16	0.14	0.14	
Velocidad (ms <sup>-1</sup> )	2.76 ±0.93	17.3 ±1.43 <sup>ab</sup>	2.56 ±0.75	20.4 ±1.15 <sup>a</sup>	2.43 ±0.65	9.91 ±0.64 <sup>abc</sup>	0.37 ±0.21	1.56 ±0.63 <sup>c</sup>	0.37 ±0.21	0.37 ±0.21	1.05 ±0.62	8.17 ±1.32 <sup>bc</sup>	6.64 ±12.2	6.64 ±12.2	6.97	0.00	49.1	0.00	0.00	
Profundidad (m)	4.47 ±0.18 <sup>a</sup>	3.82 ±0.28 <sup>a</sup>	1.67 ±0.37 <sup>d</sup>	3.93 ±0.18 <sup>a</sup>	2.66 ±0.27 <sup>c</sup>	3.76 ±0.31 <sup>a</sup>	3.39 ±0.28 <sup>bc</sup>	2.75 ±0.32 <sup>b</sup>	3.39 ±0.28 <sup>bc</sup>	3.39 ±0.28 <sup>bc</sup>	3.68 ±0.17 <sup>b</sup>	2.11 ±0.26 <sup>b</sup>	3.22 ±1.37	3.22 ±1.37	9.42	0.00	0.38	0.54	0.54	
Temperatura (°C)	26.8 ±0.02 <sup>b</sup>	31.1 ±0.02 <sup>b</sup>	26.8 ±0.01 <sup>b</sup>	30.6 ±0.05 <sup>b</sup>	27.4 ±0.01 <sup>a</sup>	31.6 ±0.01 <sup>a</sup>	27.4 ±0.01 <sup>a</sup>	31.6 ±0.02 <sup>a</sup>	27.4 ±0.01 <sup>a</sup>	27.4 ±0.01 <sup>a</sup>	27.5 ±0.01 <sup>a</sup>	31.2 ±0.03 <sup>b</sup>	29.2 ±2.17	29.2 ±2.17	1.61	0.17	1891	0.00	0.00	
Visibilidad (m)	1.01 ±0.04	1.65 ±0.20	1.03 ±0.14	1.60 ±0.3	0.97 ±0.05	1.54 ±0.19	1.11 ±0.13	1.27 ±0.13	1.11 ±0.13	1.11 ±0.13	1.06 ±0.04	1.47 ±0.24	1.27 ±0.5	1.27 ±0.5	0.64	0.63	77.0	0.00	0.00	
OD (mgL <sup>-1</sup> )	10.2 ±0.17 <sup>a</sup>	2.81 ±0.14	8.75 ±0.14 <sup>b</sup>	3.14 ±0.12	8.70 ±0.04 <sup>b</sup>	2.85 ±0.09	8.86 ±0.04 <sup>b</sup>	2.82 ±0.21	8.86 ±0.04 <sup>b</sup>	8.86 ±0.04 <sup>b</sup>	8.97 ±0.07 <sup>b</sup>	3.07 ±0.13	6.01 ±3.24	6.01 ±3.24	0.39	0.81	2544	0.00	0.00	
pH	7.95 ±0.03 <sup>a</sup>	7.79 ±0.01	7.73 ±0.03 <sup>bc</sup>	7.75 ±0.02	7.62 ±0.01 <sup>c</sup>	7.81 ±0.01	7.85 ±0.02 <sup>ab</sup>	7.83 ±0.01	7.85 ±0.02 <sup>ab</sup>	7.85 ±0.02 <sup>ab</sup>	7.94 ±0.03 <sup>a</sup>	7.81 ±0.01	7.81 ±0.22	7.81 ±0.22	7.42	0.00	0.66	0.42	0.42	
Conductividad (µscm <sup>-1</sup> )	1354 ±0.03 <sup>d</sup>	1006 ±0.08 <sup>a</sup>	1665 ±0.01 <sup>a</sup>	909 ±0.1 <sup>bc</sup>	1634 ±0.05 <sup>a</sup>	979 ±0.08 <sup>ab</sup>	1511 ±0.04 <sup>b</sup>	855 ±0.2 <sup>c</sup>	1511 ±0.04 <sup>b</sup>	1433 ±0.04 <sup>c</sup>	951 ±0.06 <sup>ab</sup>	951 ±0.06 <sup>ab</sup>	1230 ±314	1230 ±314	2.12	0.08	1572	0.00	0.00	
SDT (mgL <sup>-1</sup> )	659 ±0.03 <sup>e</sup>	451 ±0.07 <sup>a</sup>	806 ±0.01 <sup>a</sup>	409 ±0.1 <sup>bc</sup>	781 ±0.04 <sup>b</sup>	435 ±0.08 <sup>ab</sup>	723 ±0.04 <sup>c</sup>	381 ±0.2 <sup>c</sup>	723 ±0.04 <sup>c</sup>	684 ±0.04 <sup>d</sup>	430 ±0.08 <sup>ab</sup>	430 ±0.08 <sup>ab</sup>	576 ±165	576 ±165	1.70	0.15	2090	0.00	0.00	
Alcalinidad (mgL <sup>-1</sup> )	0.65 ±0.01 <sup>e</sup>	0.44 ±0.02 <sup>a</sup>	0.81 ±0 <sup>a</sup>	0.39 ±0.03 <sup>bc</sup>	0.78 ±0.02 <sup>b</sup>	0.42 ±0.02 <sup>ab</sup>	0.72 ±0.02 <sup>c</sup>	0.37 ±0.05 <sup>c</sup>	0.72 ±0.02 <sup>c</sup>	0.68 ±0.02 <sup>d</sup>	0.41 ±0.02 <sup>ab</sup>	0.41 ±0.02 <sup>ab</sup>	0.57 ±0.17	0.57 ±0.17	1.73	0.14	2151	0.00	0.00	
ORP (mV)	51.3 ±0.8 <sup>a</sup>	167 ±0.68 <sup>b</sup>	43.3 ±0.6 <sup>ab</sup>	256 ±0.06 <sup>a</sup>	27.9 ±0.8 <sup>b</sup>	184 ±0.56 <sup>b</sup>	38.4 ±0.69 <sup>ab</sup>	198 ±0.15 <sup>b</sup>	38.4 ±0.69 <sup>ab</sup>	48.2 ±1.12 <sup>a</sup>	245 ±0.16 <sup>a</sup>	245 ±0.16 <sup>a</sup>	126 ±98.3	126 ±98.3	2.49	0.04	472	0.00	0.00	
NO <sub>3</sub> (mgL <sup>-1</sup> )	8.09 ±0.11 <sup>c</sup>	3.50 ±0.31 <sup>ab</sup>	9.50 ±0.1 <sup>a</sup>	4.42 ±0.33 <sup>a</sup>	9.10 ±0.11 <sup>a</sup>	3.41 ±0.24 <sup>b</sup>	9.19 ±0.09 <sup>a</sup>	3.39 ±0.2 <sup>b</sup>	9.19 ±0.09 <sup>a</sup>	8.21 ±0.09 <sup>b</sup>	3.91 ±0.32 <sup>ab</sup>	3.91 ±0.32 <sup>ab</sup>	6.27 ±2.84	6.27 ±2.84	1.25	0.29	1124	0.00	0.00	

NH <sub>4</sub> (mgL <sup>-1</sup> )	0.07 ±0.01	0.01 <sup>b</sup> ±0	0.07 ±0.01	0.01 <sup>c</sup> ±0	0.09 ±0.05	0.01 <sup>c</sup> ±0.01	0.08 ±0.02	0.01 <sup>a</sup> ±0	0.08 ±0.02	0.01 <sup>b</sup> ±0	0.04 ±0.04	0.53	0.71	631	0.00
P (mgL <sup>-1</sup> )	0.03 ±0.01 <sup>a</sup>	0.03 ±0.01 <sup>ab</sup>	0.01 ±0 <sup>b</sup>	0.04 ±0.02 <sup>a</sup>	0.02 ±0.02 <sup>ab</sup>	0.03 ±0.01 <sup>bc</sup>	0.01 ±0.01 <sup>b</sup>	0.03 ±0.01 <sup>bc</sup>	0.03 ±0.02 <sup>a</sup>	0.02 ±0 <sup>c</sup>	0.03 ±0.02	2.39	0.05	48.8	0.00
MO (%)	8.45 ±0.15 <sup>ab</sup>	9.09 ±0.24	8.07 ±0.44 <sup>b</sup>	8.48 ±0.42	8.69 ±0.37 <sup>ab</sup>	8.30 ±0.08	10.47 ±0.28 <sup>a</sup>	9.43 ±0.3	10.22 ±0.33 <sup>a</sup>	9.72 ±0.21	9.09 ±2.77	4.87	0.00	0.28	0.60
pH	7.73 ±0.01 <sup>a</sup>	7.96 ±0.01 <sup>ab</sup>	7.60 ±0.01 <sup>c</sup>	8.00 ±0.01 <sup>a</sup>	7.63 ±0.01 <sup>bc</sup>	7.94 ±0 <sup>bc</sup>	7.61 ±0 <sup>bc</sup>	7.95 ±0.01 <sup>ab</sup>	7.67 ±0.01 <sup>b</sup>	7.88 ±0.01 <sup>c</sup>	7.80 ±0.18	1.33	0.26	705	0.00
NT (%)	0.17 ±0.03 <sup>c</sup>	0.14 ±0.01 <sup>a</sup>	0.19 ±0.05 <sup>bc</sup>	0.11 ±0.02 <sup>b</sup>	0.21 ±0.06 <sup>abc</sup>	0.11 ±0.01 <sup>b</sup>	0.23 ±0.03 <sup>ab</sup>	0.12 ±0.03 <sup>b</sup>	0.23 ±0.04 <sup>a</sup>	0.15 ±0.02 <sup>a</sup>	0.17 ±0.06	4.56	0.00	219	0.00
P (mgkg <sup>-1</sup> )	19.2 ±0.44 <sup>a</sup>	14.7 ±0.26 <sup>b</sup>	13.6 ±0.45 <sup>bc</sup>	14.7 ±0.65 <sup>b</sup>	12.8 ±0.45 <sup>c</sup>	18.4 ±0.15 <sup>a</sup>	17.3 ±0.23 <sup>ab</sup>	12.9 ±0.54 <sup>bc</sup>	14.6 ±0.25 <sup>bc</sup>	9.52 ±0.34 <sup>c</sup>	14.8 ±5.92	5.41	0.00	4.06	0.04
CaCO <sub>3</sub> (%)	57.5 ±0.13 <sup>b</sup>	57.0 ±0.19 <sup>ab</sup>	56.3 ±0.14 <sup>b</sup>	54.7 ±0.14 <sup>b</sup>	62.5 ±0.04 <sup>a</sup>	59.5 ±0.03 <sup>ab</sup>	60.3 ±0.07 <sup>ab</sup>	62.1 ±0.14 <sup>a</sup>	57.2 ±0.11 <sup>b</sup>	55.1 ±0.19 <sup>b</sup>	58.2 ±7.63	7.54	0.00	1.36	0.24
Arena (%)	45.4 ±12.1 <sup>bc</sup>	45.2 ±13.4 <sup>b</sup>	54.5 ±11.2 <sup>a</sup>	54.1 ±3.82 <sup>a</sup>	48.7 ±9.16 <sup>ab</sup>	53.1 ±4.34 <sup>a</sup>	40.0 ±9.07 <sup>c</sup>	38.7 ±8.15 <sup>c</sup>	49.9 ±6.16 <sup>ab</sup>	50.8 ±9.46 <sup>ab</sup>	48.0 ±10.5	21.9	0.00	0.29	0.59
Limo (%)	34.6 ±9.23	30.9 ±10.9 <sup>ab</sup>	32.9 ±10.2	31.0 ±7.11 <sup>ab</sup>	34.0 ±4.77	35.3 ±2.61 <sup>a</sup>	33.5 ±5.18	32.2 ±8.67 <sup>ab</sup>	34.5 ±6.42	27.6 ±5.82 <sup>b</sup>	32.6 ±7.7	1.61	0.17	7.36	0.01
Arcilla (%)	20.0 ±12.1 <sup>ab</sup>	23.9 ±19.2 <sup>a</sup>	12.6 ±6.21 <sup>c</sup>	14.9 ±5.15 <sup>bc</sup>	17.3 ±13.2 <sup>bc</sup>	11.6 ±3.96 <sup>c</sup>	26.5 ±7.73 <sup>a</sup>	29.2 ±10.5 <sup>a</sup>	15.6 ±4.42 <sup>bc</sup>	21.7 ±8.22 <sup>ab</sup>	19.3 ±11.5	17.1	0.00	1.74	0.19

MII = mínima inundación, MAI = máxima inundación, ACA=acahual, MAN=mangle, PAN=pantano, PAS=pastizal, SEL= selva. OD= oxígeno disuelto, SDT= sólidos disueltos totales, ORP= potencial óxido-reducción, MO= materia orgánica. Promedio ± desviación estándar. Letras diferentes indican diferencias significativas a p<0.05.

CUADRO 2.

Matriz factorial del análisis de componentes principales en mínima inundación y máxima inundación.

TABLE 2.

Factorial matrix of principal component analysis on minimum and maximum flood inundation

Interfase	Variable	MII		MAI		
		PC1	PC2	PC1	PC2	
Paisaje	Ancho_paisaje (m)	0.615	0.116	0.18	0.842	
	Largo_paisaje (m)	0.602	0.201	0.113	0.737	
	Ancho_cauce (m)	0.121	-0.074	0.709	-0.069	
	Velocidad (ms <sup>-1</sup> )	-0.114	0.602	-0.683	0.055	
	Profundidad (m)	0.33	-0.116	-0.201	-0.503	
Agua	Temperatura (°C)	0.097	-0.517	-0.538	0.27	
	Visibilidad (m)	-0.054	0.111	-0.014	0.003	
	Oxígeno Disuelto (mgL <sup>-1</sup> )	0.151	0.005	0.039	-0.512	
	pH	0.592	-0.038	0.097	0.069	
	Conductividad (µscm <sup>-1</sup> )	-0.799	-0.069	-0.743	0.146	
	SDT (mgL <sup>-1</sup> )	-0.797	-0.083	-0.734	0.151	
	Alcalinidad (mgL <sup>-1</sup> )	-0.797	-0.082	-0.732	0.175	
	ORP (mV)	0.127	0.006	0.105	-0.021	
	NO <sub>3</sub> (mgL <sup>-1</sup> )	-0.187	-0.563	-0.074	0.091	
	NH <sub>4</sub> (mgL <sup>-1</sup> )	-0.087	0.102	0.17	0.719	
	P (mgL <sup>-1</sup> )	0.193	0.035	-0.089	-0.104	
	Sedimento	Materia Orgánica (%)	0.009	0.809	0.659	0.016
		pH	0.193	-0.774	-0.24	0.039
		Nitrógeno Total (%)	-0.06	0.746	0.132	0.547
P (mgkg <sup>-1</sup> )		0.144	0.685	0.098	-0.589	
CaCo <sub>3</sub> (%)		-0.041	-0.23	0.076	-0.188	
Arena (%)		-0.097	0.32	-0.657	-0.131	
Limo (%)		0.069	-0.134	0.071	-0.722	
Arcilla (%)	0.091	-0.513	0.224	0.716		

OD= oxígeno disuelto, SDT= sólidos disueltos totales, ORP= potencial óxido-reducción, MO= materia orgánica. PC1= componente principal 1, PC2= componente principal 2. MII mínima inundación, MAI máxima inundación.

CUADRO 3.

Test de igualdad de medias entre grupos

TABLE 3.

Test of equality of group means

Clasificación	VARIABLES	Wilks' Lambda	F	P<0.01	
Físicas del paisaje	Ancho_paisaje (m)	0.30	5.11	0.00	
	Largo_paisaje (m)	0.55	1.82	0.13	
	Ancho_cauce (m)	0.05	46.76	0.00	
Agua	Velocidad (ms <sup>-1</sup> )	0.40	3.37	0.01	
	Profundidad (m)	0.36	3.94	0.01	
	Temperatura (°C)	0.69	0.98	0.48	
	Visibilidad (m)	0.07	27.50	0.00	
	Oxígeno Disuelto (mgL <sup>-1</sup> )	0.05	45.07	0.00	
	pH	0.59	1.53	0.21	
	Conductividad (µscm <sup>-1</sup> )	0.07	31.80	0.00	
	SDT (mgL <sup>-1</sup> )	0.05	41.31	0.00	
	Alcalinidad (mgL <sup>-1</sup> )	0.03	63.77	0.00	
	ORP (mV)	0.18	10.04	0.00	
	NO <sub>3</sub> (mgL-1)	0.07	28.41	0.00	
	NH <sub>4</sub> (mgL-1)	0.06	37.34	0.00	
	P (mgL-1)	0.28	5.77	0.00	
	Sedimento	Materia Orgánica (%)	0.86	0.37	0.94
		pH	0.12	16.04	0.00
Nitrógeno Total (%)		0.18	10.15	0.00	
P (mgkg <sup>-1</sup> )		0.66	1.16	0.37	
CaCo <sub>3</sub> (%)		0.81	0.53	0.84	
Arena (%)		0.51	2.09	0.08	
Limo (%)		0.81	0.52	0.85	
	Arcilla (%)	0.46	2.62	0.04	

OD= oxígeno disuelto, SDT= sólidos disueltos totales, ORP= potencial óxido-reducción,

MO= materia orgánica.