



COLEGIO DE POSTGRADUADOS
INSTITUCIÓN DE ENSEÑANZA E INVESTIGACIÓN EN CIENCIAS AGRÍCOLAS

CAMPUS MONTECILLO

POSTGRADO DE RECURSOS GENÉTICOS Y PRODUCTIVIDAD

GANADERÍA

**DESARROLLO DE UN ÍNDICE DE INTEGRIDAD BIOLÓGICA AVIFÁUNICO
PARA LOS HUMEDALES DE LA RESERVA DE LA BIOSFERA
PANTANOS DE CENTLA, TABASCO**

ANTONIO CÓRDOVA AVALOS

T E S I S

**PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL
PARA OBTENER EL GRADO DE**

DOCTOR EN CIENCIAS

MONTECILLO, TEXCOCO, EDO. DE MÉXICO

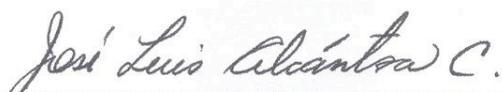
2007

La presente tesis, titulada: **Desarrollo de un Índice de Integridad Biológica avifaúnica para los Humedales de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla, Tabasco**, realizada por el alumno: **Antonio Córdova Avalos**, bajo la dirección del Consejo Particular indicado, ha sido aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

DOCTOR EN CIENCIAS
RECURSOS GENÉTICOS Y PRODUCTIVIDAD
GANADERÍA

CONSEJO PARTICULAR

CONSEJERO:


DR. JOSÉ LUIS ALCÁNTARA CARBAJAL

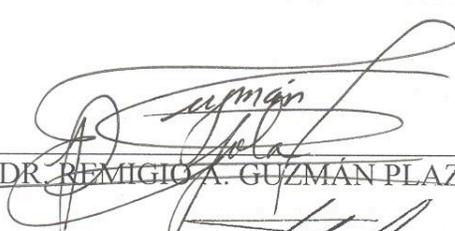
ASESOR:


DR. GERMÁN D. MENDOZA MARTÍNEZ

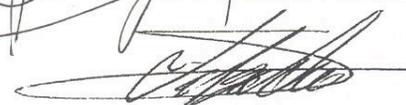
ASESOR:


DR. VICENTE GONZÁLEZ ROMERO

ASESOR:


DR. REMIGIO A. GUZMÁN PLAZOLA

ASESOR:


DR. JAVIER SALGADO ORTÍZ

Montecillo, Texcoco, México, 03 de octubre de 2007

DESARROLLO DE UN ÍNDICE DE INTEGRIDAD BIOLÓGICA AVIFÁUNICO PARA LOS HUMEDALES DE LA RESERVA DE LA BIOSFERA

PANTANOS DE CENTLA, TABASCO

Antonio Córdova Avalos, Dr.

Colegio de Postgraduados, 2007

Se evaluó la salud de los Pantanos de Centla, Tabasco, mediante un índice de integridad biológica (IBI) utilizando a las aves como indicadoras. Se seleccionaron sitios de manglar y popal-tular con diferente grado de perturbación (conservado, semiconservado y perturbado). Un análisis de cambio de cobertura con imágenes de satélites Landsat MSS 1976 y ETM 2002 mostró pérdidas de cobertura de manglar de 21–31 % y tasas de deforestación anual de 0.8 – 1.2 %. El registro histórico de especies de aves fue de 328, detectándose 189 en este estudio, de las cuales 13 fueron nuevos registros para la Reserva. Se encontraron diferencias significativas en el número de especies entre sitios ($\alpha=0.05$). De acuerdo con el estimador de cobertura basado en abundancias, el esfuerzo de muestreo realizado permitió detectar entre el 84-90 % de las especies de aves que pueden esperarse en dichas asociaciones vegetales. El análisis de las asociaciones de aves por sitio (χ^2) indicó un ajuste de sus abundancias al modelo de distribución lognormal. La mayor diversidad de especies ocurre en sitios conservados/semiconservados, detectándose diferencias significativas entre sitios (t de Hutcheson, $\alpha=0.05$). La prueba de t pareadas ($\alpha=0.05$) demostró que los gremios granívoros, piscívoro-malacófagos, carroñeros y herbívoro-malacófagos incrementaron su representación conforme aumentó la perturbación aparente de los sitios. Los valores del IBI para las diferentes zonas de estudio variaron entre 47.9 y 80.5 para áreas perturbadas y conservadas, respectivamente. La correlación de Pearson indica que las variables del IBI que mejor responden a un gradiente de perturbación son las aves generalistas ($P<0.1$), las exóticas ($P<0.3$) y las piscívoras ($P<0.5$). Se detectó una relación lineal significativa ($r^2=0.73$, $P<0.05$) entre el IBI y el gradiente de perturbación. En los sitios conservados, las variables de la vegetación como altura de árboles, diámetro de arbóreas y cobertura de arbóreas, presentaron una respuesta significativa con los valores del IBI. Las variables de calidad del agua como oxígeno disuelto, profundidad y visibilidad también tuvieron una correlación significativa con los valores del IBI en los sitios semiconservados y conservados. Por consiguiente, es posible afirmar que las aves son buenas indicadoras biológicas de la salud de los ecosistemas; además, el estudio de las aves junto con medidas de la vegetación y del agua representan una herramienta robusta en el diagnóstico del estado de conservación de los humedales.

Palabras claves: aves, integridad biológica, diversidad, calidad del agua, humedales.

DEVELOPING AN INDEX OF AVIAN BIOLOGICAL INTEGRITY FOR THE WETLANDS AT PANTANOS DE CENTLA BIOSPHERE RESERVE, TABASCO

Antonio Córdoba Avalos, Dr.

Colegio de Postgraduados, 2007

The health of Pantanos de Centla, Tabasco, was evaluated through an Index of Biological Integrity (IBI), using birds as bioindicators. Sites with mangrove and popal-tular vegetation, under different degree of perturbation were selected (conserved, semiconserved and perturbed). An analysis of land coverage change using satellite imagery (Landsat MSS 1976 and ETM 2002) showed losses in mangrove coverage between 21 – 31 %, and annual deforestation rates of 0.8 to 1.2 %. Historically, 328 species of birds has been recorded, of which 189 were detected in this study, and 13 were new records for the Reserve. There were significant differences in the number of species among sites ($\alpha=0.05$). According to the coverage estimator, between 84-90 % of the expected birds species for these plant associations, were detected. An analysis of (bird) abundances by site (χ^2) indicated an adjustment to the lognormal distribution model. Species diversity was highest in conserved/semiconserved sites, and significant differences were found between sites (t of Hutcheson, $\alpha=0.05$). A paired t-test ($\alpha=0.05$) confirmed that abundances of granivorous, piscivorous-shell-eater, scavenger, and herbivore-shell-eater guilds increased significantly with greater perturbation of the sites. IBI values for the surveyed zones varied between 47.9 and 80.5 for perturbed and conserved areas, respectively. Guilds that better respond to a disturbance gradient are generalist birds ($P<0.1$), invasive birds ($P<0.3$), and fish-eating birds ($P<0.5$). There was a significant lineal relationship ($r^2=0.73$, $P<0.05$) between the IBI and the disturbance gradients. In the conserved sites, vegetation variables such as tree height, tree diameter and tree coverage were significantly correlated with IBI values. Water quality variables such as dissolved oxygen, water depth and visibility had a significant positive correlation with IBI values at semiconserved and conserved sites. Consequently, it is possible to assert that birds are good biological indicators of the ecosystem health; besides, bird surveys along with vegetation and water measurements represent a robust tool for diagnosing wetland conservation status.

Key words: birds, biological integrity, diversity, water quality, wetlands.

DEDICATORIA

A mi amiga, compañera, y esposa R. Isela Chacón Hernández quien ha sido mi apoyo y sostén para culminar los estudios doctorales, en especial, por darle magia a mi vida.

A mi madre, Sra. Gloria Avalos Hernández quien ha sido mi ejemplo de vida y mi inspiración para ser una mejor persona cada día.

A mi padre, Sr. Antonio Córdova Fuentes por darme la oportunidad de tenerlo conmigo.

A mis hermanos, Víctor, Juanita, Jesús y Evangelita por el tiempo que no he podido compartir con ellos y por la comprensión que me han brindado en todo momento. A mis cuñados (as), Karina, Ovidio y Concepción, particularmente, a esas personitas tan especiales que hacen mis vacaciones divertidas y amenas, mis sobrinos: Jessica, Karina, Alex, G. Stefani y lupito.

A la Sra. Lucrecia Hernández Raygoza, Sr. Felix Chacón Uscanga, Ing. Andrés Chacón Hernández, Ing. Miguel Á. Ortiz Sánchez y al Tec. José G. Chacón Hernández por su amistad y por hacer agradables los momentos que juntos hemos compartidos.

A las familias Martínez Torres y Martínez Guerrero, en especial a la Sra. Carmen Torres Monterrubio por su hermosa amistad y por su autenticidad al disfrutar de la vida con ímpetu día a día.

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el apoyo financiero para realizar los estudios de Postgrado.

Al Colegio de Postgraduados por sentar las bases en mi formación en el área de Fauna Silvestre.

A los miembros del Consejo Particular, Dr. José L. Alcántara Carbajal, Dr. Remigio Guzmán Plazota, Dr. Germán D. Mendoza Martínez, Dr. Vicente González Romero y Dr. Javier Salgado Ortiz, por sus valiosas aportaciones en mi formación y en la realización y terminación del presente estudio.

Al Dr. Jorge Palacio Núñez, por su amistad y disposición para llevar a buen termino el proceso de culminación de la tesis.

Al Dr. Víctor Córdova Avalos, por su apreciable disposición y apoyo hacia mi persona, pero sobre todo, por que sin su ayuda no hubiera sido posible realizar este trabajo en los humedales de Pantanos de Centla.

Al Tec. Juan Sánchez Martínez de la Universidad Autónoma Chapingo por su excepcional amistad y apoyo en el trabajo de campo, a la MC. Beatriz C. Aguilar Valdez por ser participe de mi formación académica.

Al MC. Stefan L. Arriaga Weiss de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco por la información bibliográfica y consulta de la Colección de aves sobre los Pantanos de Centla, pero principalmente, por la relación de amistad.

Al Tec. Jairo Olan Sánchez de la Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca (SAGARPA) por su apoyo en el trabajo de campo.

Al Biol. Ahmed Cruz Leyva por su ayuda para acceder al material cartográfico, especialmente, por su amistad y apoyo. A Héctor Tovar Soto por ser un ejemplo a seguir de perseverancia constante para alcanzar las metas trazadas.

A la Secretaría de Desarrollo Social y Protección Ambiental (SEDESPA) por las facilidades brindadas, en particular al Biol. Andrés E. Pedrero Sánchez, la Lic. Guadalupe Velásquez y al operador lancharo Gustavo Salvador Guzmán.

Al Biol. Juan Carlos Romero Gil, Director de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla (SEMARNAT) por permitirme el acceso al área federal de la Reserva.

CONTENIDO	Pág.
Resumen	iii
Abstract	iv
Lista de cuadros.....	ix
Lista de figuras.....	x
Lista de anexos.....	xi
INTRODUCCIÓN GENERAL	1
Antecedentes: historia de los estudios avifaúnicos en Centla, Tabasco	8
Literatura citada	15
CAPITULO 1. CARACTERIZACIÓN DE LAS ASOCIACIONES DE AVES DE MANGLAR Y COMUNIDADES DE HIDRÓFITAS CON DIFERENTES CONDICIONES DE PERTURBACIÓN EN LA RESERVA DE LA BIOSFERA PANTANOS DE CENTLA, TABASCO	20
1.1. Introducción	23
1.2. Materiales y métodos	26
1.3. Resultados	33
1.4. Discusiones y conclusiones	45
1.5. Literatura citada	53
CAPITULO 2. DESARROLLO DE UN ÍNDICE DE INTEGRIDAD BIOLÓGICA AVIFAUNICO PARA DOS ASOCIACIONES VEGETALES DE LA RESERVA DE LA BIOSFERA PANTANOS DE CENTLA, TABASCO	60
2.1. Introducción	63
2.2. Materiales y métodos	65
2.3. Resultados	72
2.4. Discusiones y conclusiones	81
2.5. Literatura citada	87
CAPITULO 3. ASOCIACIÓN DEL ÍNDICE DE INTEGRIDAD BIOLÓGICA CON VARIABLES DEL AGUA Y LA ESTRUCTURA DE LA VEGETACIÓN	92
3.1. Introducción	95
3.2. Materiales y métodos	97
3.3. Resultados	103
3.4. Discusiones y conclusiones	106
3.5. Literatura citada	111
DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES GENERALES	115
Discusión	116
Conclusiones	119

LISTA DE CUADROS

Pág.

Capítulo I

Cuadro 1. Descripción de los sitios de muestreo en las asociaciones vegetales de tres zonas seleccionadas de la Reserva de Pantanos de Centla	28
Cuadro 2. Familias representativas en la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla	33
Cuadro 3. Avifauna de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla por zona y condición de perturbación	34
Cuadro 4. Análisis de varianza por zona y condición de perturbación en los sitios de muestreo de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla	35
Cuadro 5. Porcentajes de similitud en la composición de la avifauna entre los sitios de cada zona, relativa a la condición de perturbación	38
Cuadro 6. Modelo lognormal y geométrico de distribución de abundancia de aves en la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla	39
Cuadro 7. Índice de Shannon-Wiener para aves en diferentes condiciones de perturbación de cada zona estudiada en la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla	43
Cuadro 8. Número de especies de aves conformando los gremios de alimentación de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla	44
Cuadro 9. Prueba de <i>t</i> para los gremios de alimentación de la avifauna de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla	45

Capítulo II

Cuadro 1. Variables en el desarrollo del IBI para Pantanos de Centla	71
Cuadro 2. Pérdida de manglar (ha) en la Zonificación Primaria de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla de 1976-2002	72
Cuadro 3. Desarrollo del índice de perturbación (IPE) en la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla	75
Cuadro 4. Interpretación de los valores del IBI para las asociaciones de manglar y popal-tular	76
Cuadro 5. Cálculo de los valores del IBI obtenido de cada variable en zonas de manglar y popal-tular en la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla	77
Cuadro 6. Coeficiente de correlación de Pearson entre los valores de las variables del IBI y el IPE	78
Cuadro 7. Índice de similitud entre niveles equivalentes de perturbación en sitios de manglar	80

Capítulo III

Cuadro 1. Valores del IBI-A por sitio y variables usadas en su desarrollo en la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla	100
Cuadro 2. Resumen de los valores de campo de cobertura herbácea, arbustiva y arbórea y los valores del IBI-A	104
Cuadro 3. Correlación de Pearson de variables del agua y la vegetación <i>vs.</i> valores del IBI-A	104
Cuadro 4. Resultados de las variables de la calidad del agua en la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla.....	105

LISTA DE FIGURAS

Pág.

Capítulo I

Figura 1. Localización de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla, Tabasco y ubicación de los sitios de estudio	27
Figura 2. Figura 2. Acumulación de especies: a) ZONA1, b) ZONA2, c) ZONA3, d) las tres ZONAS	37
Figura 3. Modelo lognormal de la ZONA1 para la abundancia de especies de aves observadas vs. Esperadas: a) ZONA1-P, b) ZONA1-S; c) ZONA1-C	40
Figura 4. Modelo lognormal de la ZONA2 para la abundancia de especies de aves observadas vs. Esperadas: a) ZONA2-P, b) ZONA2-S; c) ZONA2-C	41
Figura 5. Modelo lognormal de la ZONA3 para la abundancia de especies de aves observadas vs. Esperadas: a) ZONA3-P, b) ZONA3-S; c) ZONA3-C	42
Figura 6. Porcentaje de especies por gremio de alimentación	43

Capítulo II

Figura 1. Mapa de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla indicando los tipos de vegetación y la ubicación de los sitios de estudio	66
Figura 2. Uso de suelo en la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla: a) 1976; b) 2002	73
Figura 3. Análisis de regresión lineal entre el índice de integridad biológica (IBI) y el índice de perturbación (IPE), para la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla	79
Figura 4. Respuesta del índice de integridad biológica (IBI), el índice de perturbación (IPE) y la riqueza de especies (RE) en las zonas de muestreos	80

Capítulo III

Figura 1. Vegetación y ubicación de los sitios en la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla	98
--	----

LISTA DE ANEXOS	Pág.
Anexo 1. Listado histórico de las especies de aves reportadas para la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla	125
Anexo 2. Distribución temporal de las especies de aves observadas en la Reserva de Pantanos de Centla	131
Anexo 3. Prueba de Shapiro-Wilk para normalidad de los datos de riqueza de especies de los sitios de muestreo en la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla	135
Anexo 4. Prueba de Bartlett para homogeneidad de varianzas de los datos de riqueza de especies de aves, entre los sitios de muestreo en la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla	135
Anexo 5. Cálculo del modelo de abundancia Log-Normal para las tres condiciones de perturbación en cada zona. a) ZONA1, b) ZONA2, c) ZONA3	136
Anexo 6. Cálculo del modelo geométrico para el sitio semiconservado de la ZONA1	138
Anexo 7. Listado avifaunístico usado en el desarrollo del IBI para Pantanos de Centla	139

INTRODUCCIÓN GENERAL

Antecedentes de los estudios avifaúnicos en la Reserva de la Biosfera Pantanos de
Centla, Tabasco

INTRODUCCIÓN

Los humedales se encuentran entre los ecosistemas más productivos del mundo, albergan una gran biodiversidad y son de suma importancia en la conservación de numerosas especies vegetales y animales, muchas de ellas consideradas especies amenazadas o en peligro de extinción. De acuerdo con la Convención de Ramsar sobre los humedales, éstos son “extensiones de marismas, pantanos y turberas, o superficies cubiertas de agua, sean éstas de régimen natural o artificial, permanente o temporal, estancada o corriente, dulce, salobre o salada, incluidas las extensiones de agua marina cuya profundidad en marea baja no exceda de seis metros” (García 1988). En México, los humedales se distribuyen a lo largo de las costas del Atlántico y del Pacífico, cubriendo un área de 488,400 ha. En el Golfo de México y el Caribe, en particular, se ubican 196,828 ha, superficie distribuida entre los estados de Campeche (80,369), Yucatán (62,832), Tabasco (27,207), Veracruz (18,162), Tamaulipas (5,473) y Quintana Roo (2,785) (Loa 1994, Moreno-Casasola *et al.* 2001).

Los servicios ambientales y funciones ecológicas que los humedales proporcionan incluyen: transferencia, almacenamiento, filtrado y limpieza del agua; control de inundaciones y de la erosión; producción de alimentos; recreación para el humano y hábitat para la vida silvestre (Environmental Protection Agency 2002a, Agüero 1999, Yañez-Arancibia *et al.* 1999). Específicamente, ofrecen refugio y alimento a un gran número de especies de aves y son zonas primordiales para la anidación e invernada de muchas de ellas (Moreno-Casasola *et al.* 2001). Por su conformación y frágil equilibrio ecológico, se encuentran entre los ecosistemas más amenazados debido, principalmente, a las actividades humanas como el drenaje, relleno, desmontes, construcción de canales y carreteras, caza y pesca excesiva,

deforestación y pastoreo. Estas acciones traen como resultado fuertes modificaciones del régimen hidrológico y la pérdida de la biodiversidad por la masiva destrucción de los hábitats (Merino *et al.* 1988, Rodrigues *et al.* 1999).

La Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla, ubicada en la costa sur del Golfo de México -estado de Tabasco-, es un área con una de las mayores extensiones de humedales tropicales del país. A pesar de su categoría de área natural protegida, gran parte de sus humedales ha sido modificada por actividades agropecuarias y de extracción de recursos naturales desde hace muchas décadas. Los factores responsables de los mayores impactos en esta Reserva incluyen: la explotación forestal, el desarrollo de la industria petrolera, la construcción de caminos y canales, el embalsamiento del río Grijalva y las actividades ganaderas. Estas últimas, en particular, han causado severas perturbaciones de tipo crónico sobre los ecosistemas naturales. Adicionalmente, la sucesión ecológica y regeneración de la vegetación es parcialmente impedida por el uso del fuego para la mejora de potreros, lo cual afecta cada año grandes extensiones de vegetación y, en consecuencia, a la fauna asociada a ésta (SEMARNAP 2000).

A pesar de la constante generación de impactos ambientales dentro de la Reserva, pocos han sido cuantificados y precisados espacialmente. Por lo tanto, se hace indispensable evaluar el estado actual de conservación de los humedales de la Reserva y la biodiversidad que en ella existe. Entre los métodos más sencillos, prácticos y de bajo costo para diagnosticar la calidad ambiental de un ecosistema se encuentra el uso de las evaluaciones biológicas, las cuales consisten en hacer mediciones de la diversidad biológica de un lugar. Entre estas valoraciones se encuentran las medidas de diversidad de especies (Magurran 1988, Bravo-

Nuñez 1991, Krebs 1999, Moreno 2001, Hill y Hamer 2004) y los índices de integridad biológica (Indexes of Biological Integrity)(Karr 1981, Angermeier y Karr 1994, Lyons 1995, Segnini 2003, DeLuca *et al.* 2004, Tara y Steven 2005). Los estudios de diversidad enfocan su atención a los cambios en los patrones de riqueza y abundancia de especies como una manera de evaluar el impacto de los diferentes tipos de perturbaciones ambientales sobre las comunidades; por lo tanto, las premisas ecológicas que soportan el uso de la diversidad como un índice de salud del ecosistema son: a) la conservación, que asume que las comunidades ricas en especies son mejores que las pobres, y b) la supervisión ambiental, con la idea de que los efectos adversos de la contaminación se reflejarán en una reducción de la diversidad o en un cambio de forma de la distribución de abundancia de especies (Magurran 1988, Bravo-Nuñez 1991, Moreno 2001).

Por su parte, los denominados índices de integridad biológica (IBI, por sus siglas en inglés) son indicadores ecológicos integradores que describen, cualitativa y cuantitativamente, la condición o los posibles impactos sobre el ecosistema (Lyons *et al.* 1995, Elisabeth 2004); es decir, se basan en resumir en una única medida los valores de múltiples variables estructurales y funcionales de los componentes bióticos del sistema; esto es, la condición biológica pasa a ser una medida relativa que se obtiene comparando el valor del índice de un sitio cualquiera con el valor del índice para una condición de referencia que se asume representa la mejor situación (integridad biótica) que puede tener una determinada región (Barbour *et al.* 1996, Segnini 2003). Así, la integridad se refiere a las condiciones del sistema bajo poca o ninguna influencia de acciones humanas; una biota con alta integridad refleja procesos evolutivos naturales y biogeográficos (Angermeier y Karr 1994, Segnini 2003). Se entiende por integridad biológica “la habilidad de un sitio para soportar y mantener un

conjunto balanceado, integrado y adaptado de organismos que tienen una composición de especies, diversidad y organización funcional comparable a la del hábitat natural de la región” (Karr y Dudley 1981, Karr 1991).

En un IBI se integran varios parámetros biológicos, mediante el monitoreo de los atributos de uno o varios grupos taxonómicos animales o vegetales. Un atributo es cualquier componente medible de un sistema biológico (Environmental Protection Agency 2002b, Environmental Protection agency 2002c). Estos atributos incluyen procesos ecológicos y características individuales o de grupos de las especies, los cuales pueden, potencialmente, proporcionar información sobre las respuestas de los ecosistemas a perturbaciones humanas; así mismo, pueden valorarse con referencia a una escala de condiciones ambientales yendo, por ejemplo, desde una buena a una pobre condición (Bryce *et al.* 2002, Environmental Protection Agency 2002b). En la mayoría de los IBI los atributos proporcionan una medida relativa de la condición biológica de un sitio a través de medir las respuestas de las especies mediante datos de presencia/ausencia, abundancia, crecimiento, diversidad de especies, análisis de gremios y estructura trófica (Karr 1981, Karr 1991, Croonquist y Brooks 1991, Environmental Protection Agency 2002a, Environmental Protection Agency 2002b, Milesi *et al.* 2002).

Una vez seleccionados los atributos y sus parámetros, se les asignan valores, cuya suma determinará la condición de un lugar, dependiendo del grado de perturbación (Environmental Protection Agency 2002b). Los valores para cada parámetro se tasan mediante la comparación con un sitio de referencia regional (De la lanza *et al.* 2000, Segnini 2003), en caso de no contar con hábitats prístinos, la norma de referencia puede ser una serie de datos

históricos de la región (Bryce *et al.* 2002). Esos datos son después analizados para identificar aquellos parámetros y atributos con una mejor respuesta, predecible y empírica, al incremento de las perturbaciones humanas sobre el ecosistema. El uso de diversas variables aumenta la robustez del índice para reducir los efectos de variación en los parámetros individuales (Croonquist y Brooks 1991, O'Connell *et al.* 1998, Canterbury *et al.* 2000, Bryce *et al.* 2002, Environmental Protection Agency 2002a, Elisabeth 2004).

El concepto de integridad biológica ha jugado su papel más importante en la política del manejo del agua, ámbito en donde apareció por primera vez en 1972 en el Acta de Control de la Contaminación del Agua (Water Pollution Control Act) ahora Acta del agua limpia (Clean Water Act). No obstante, la propuesta de combinar varios parámetros para medir la condición ecológica de un sitio fue originalmente aplicada para valorar la condición biológica de los arroyos a través de las comunidades de peces en la región norte-centro de los Estados Unidos (Karr 1981, Angermeier y Karr 1994). A partir de entonces, los IBI han sido modificados y utilizados en otras regiones, tipos de ecosistemas y grupos biológicos (Lyons *et al.* 1995, Lougheed y Chow-Fraser 2001, López y Siobhan 2001, Wilcox *et al.* 2002, DeLuca *et al.* 2004, Tara y Steven 2005).

Las aves han sido señaladas, también, como un grupo idóneo para su inclusión en el desarrollo de los IBI, debido a que son buenas indicadoras ecológicas a escala local y regional (O'Connell *et al.* 1998, Bryce *et al.* 2002). Las aves son sensibles a variaciones estacionales en la composición y estructura de la vegetación, en la calidad del agua y en la contaminación, así como a perturbaciones por actividades humanas (Finch 1991, Yorio y Flavio 1996, Reynaud y Thioulouse 2000, Hutto y Jock 2002, Liu *et al.* 2002, Walter *et al.* 2004, Palacio-

Nuñez *et al.* 2007). Además, la mayoría de ellas son fáciles de observar y ser conjuntadas en grupos funcionales o gremios, potencializando su utilidad como indicadoras del estado y salud de las comunidades biológicas locales (Croonquist y Brooks 1991, O'Connell *et al.* 1998, Reynaud y Thioulouse 2000, Canterbury *et al.* 2000, Bryce *et al.* 2002, Milesi *et al.* 2002, Schulze *et al.* 2004). Por consiguiente, determinar si la cuantificación de la composición y la riqueza de especies de aves en los humedales de la Reserva es buena indicación de la condición y salud ambiental de sus ecosistemas puede ser de gran utilidad. No sólo permitiría recomendar medidas de conservación específicas para esta Reserva, sino también, para abogar por un mayor empleo de este grupo taxonómico en el desarrollo de los índices de integridad biológica. Adicionalmente, se busca generar información que permita destacar el grado de salud y la calidad de los humedales, de manera puntual, se desea conocer con mayor detalle cómo afectan las diferentes acciones antropogénicas y cómo se están viendo favorecidas las especies tolerantes a costa de especies típicas de ecosistemas maduros.

El objetivo general de este estudio es desarrollar un índice de integridad biológica (IBI) basado en la composición de las comunidades de aves de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla, Tabasco. La tesis se compone de cinco apartados que incluyen: una introducción general en la que se describe la importancia y situación de los humedales, los métodos de evaluación biológica, así como una reseña de los estudios avifaunísticos realizados en la región de los Pantanos de Centla. Se desarrollan tres capítulos: en el capítulo I se evalúa la riqueza, similitud, abundancia, diversidad de especies y los gremios de alimentación con relación al grado aparente de conservación en zonas de manglar y popal-tular; en el capítulo II con base en la información de los apartados anteriores, se desarrolla un IBI avifaunístico para evaluar la salud de seis sitios de manglar y tres de popal-tular; en el capítulo III se relacionan

los valores obtenidos del IBI con parámetros de la calidad del agua y de la estructura de la vegetación. Finalmente, en la sección de discusión y conclusiones generales se debate sobre la importancia de los resultados de las medidas de diversidad y el desarrollo de los índices de integridad biológica; también, se puntualizan los principales aportes de la investigación. En síntesis, el estudio valora el grado de afectación de las perturbaciones antropogénicas sobre los humedales de la Reserva utilizando a las aves como especies indicadoras.

Antecedentes: historia de los estudios avifaunísticos en Centla, Tabasco

La avifauna mexicana es diversa, entre otras razones, como consecuencia de la gran variedad de hábitats existentes en el país que lo ubican en el séptimo lugar de riqueza de aves en América Latina y el décimo lugar en el mundo (Gómez de Silva y Oliveras de Ita 2003). En México, se tienen registradas entre 1,007 y 1,060 especies de aves (10 % de la avifauna registrada en el mundo), comprendidas en 72 familias, de las cuales 43 (59.7 %) son de amplia distribución en Norte o Sudamérica, o son cosmopolitas, otras siete (9.7 %) son de distribución neártica con su límite sur de distribución en México y 22 (30.6 %) son neotropicales, con su límite norte de distribución en México (Peterson y Chalif 1989, Navarro y Benitez 1995, Escalante *et al.* 1998).

Navarro y Benitez (1995) y Escalante *et al.* (1998) señalan que las aves en México se encuentran distribuidas en patrones que corresponden a las principales formaciones fisiográficas del país; éste ha sido dividido en un sistema de clasificación (llamadas provincias bióticas) que refleja tales patrones de distribución. Las provincias bióticas están caracterizadas por ciertas condiciones ecológicas y climáticas que promueven la presencia de ciertos tipos de vegetación, los cuales son, en gran medida, los determinantes de la composición de la

comunidad de aves y por ende, de su historia. La mayor cantidad de especies de aves en México se distribuye en la región costera del este y sureste de México (Planicie Costera de México), principalmente en los estados de Veracruz, Hidalgo, Tabasco, Oaxaca y Chiapas, caracterizados por tierras bajas húmedas donde predomina la vegetación tropical.

Por su ubicación geográfica entre las regiones neártica y neotropical, y como resultado de una mezcla de elementos norteamericanos, caribeños y sudamericanos (Escante *et al.* 1998), la diversidad de aves de Tabasco, se compone de 490 especies de aves (Chablé-Santos *et al.* 2005). De acuerdo con West *et al.* (1976) y Arriaga (1987) la composición de la fauna de Tabasco está conformada en su mayoría por especies de origen tropical (78 %) y el restante (22 %) por especies de origen neártico. Pantanos de Centla se localiza en la región de mayor diversidad avifaúnica en México, por lo que las aves representan valores ecológicos y de potencial para el desarrollo turístico de la Reserva (SEMARNAP 2000). El área pantanosa de Centla fue declarada en 1992 como Reserva de la Biosfera del programa “El Hombre y la Biosfera” (MAB) de la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia, la Cultura y la Comunicación (UNESCO). También han sido declarados humedales de importancia internacional dentro de la convención RAMSAR desde 1995; en ese mismo año, el Programa de Áreas Naturales Protegidas de la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) 1995-2000 lo identificó como una de las tres áreas prioritarias del país. La Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) y el Plan de Manejo de Aves Acuáticas de Norteamérica, la reconocen como un Área de Importancia para la Conservación de las Aves (AICA). La Reserva de Centla ocupa el 80 % del total del área natural protegida en el estado de Tabasco (SEMARNAP 2000).

El comienzo del estudio de la avifauna en Tabasco data de los años 1838 y 1841, cuando Augusto Ghiesbreght realizó la primera colecta de aves en Tabasco (Brodkorb, 1943); sin embargo, en el caso de Centla, la primera referencia que existe acerca de especímenes data del año de 1885 cuando Rovirosa (1885) afirma haber visto un *Harpya harpyja* en el puerto de Frontera. No fue sino hasta 1900, cuando Nelson y Goldman realizaron un estudio ornitológico más completo en Tabasco, haciendo la mayor parte de sus recolectas cerca de Frontera, Teapa y Emiliano Zapata (Brodkorb 1943, Berret 1962), siendo esta la primera incursión avifaúnica de tipo científico al municipio de Frontera. Los registros de estos autores fueron retomados y formaron parte del escrito “Aves del Norte y Centroamérica”, publicado por Ridgway en 1919 (Berret 1962). De 1901 a 1916, Ridgway hizo una serie de siete publicaciones, reportando un total de 34 especies para Frontera. Posteriormente, Brodkorb en 1940 y 1943, hizo dos publicaciones bajo el título “Aves de las tierras bajas del sur de México” en las que recapitula los datos avifaúnicos reportados para Frontera hasta ese momento (39 especies). En los años 1959 y 1961, el Museo de Zoología de la Universidad de Luisiana en Estados Unidos organizó cuatro expediciones al estado de Tabasco para conocer las aves y mamíferos de la entidad, así como para realizar colectas de los mismos; uno de los integrantes del grupo de trabajo fue Delwyn Green Berret, quien usando los datos de los registros y las colectas de aves, realizó su tesis doctoral en 1962, retomando en su listado las referencias avifaúnicas disponibles en ese momento. Berret reportó 167 especies de aves para Frontera, de las cuales 125 especies corresponden a sus registros personales (incluyendo en estos los aportes de sus acompañantes en dicha expedición).

Posterior a la tesis de Berret (1962), existió un lapso de tiempo considerable en el que no se conoce investigación avifaúnica en Frontera. No fue sino hasta 1988 que, con la

propuesta para establecer la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla, el desaparecido Instituto Nacional de Investigaciones sobre Recursos Bióticos (INIREB 1988) y el gobierno del estado de Tabasco iniciaron una serie de trabajos para fundamentar la importancia de un área natural protegida, lo cual condujo a una reunión de expertos en diferentes campos que aportaran conocimientos para su establecimiento. En dicha reunión se presentaron resultados de investigaciones realizadas en el área, entre los cuales destacan los censos aéreos de la Sociedad Nacional Audubon sobre las poblaciones de aves acuáticas coloniales en el Delta del Usumacinta y Grijalva (Ogden *et al.* 1988), y una propuesta para la protección de la cigüeña jabirú en el sureste de México (Correa y Luthin 1988). En esta misma época, Brazda (1988) reportó datos sobre censos aéreos realizados desde mediados de los años 50 sobre las poblaciones de aves acuáticas en la costa este de México; desafortunadamente, los registros presentados son referidos a las Lagunas de Tabasco, sin especificar cuales de estas observaciones se realizaron en la costa de Centla.

En 1993, estudiantes de la Universidad de East Anglia de Inglaterra y la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco (UJAT) realizaron conteos de aves en los humedales de Tabasco y Campeche, incluyendo la Reserva de Pantanos de Centla; registraron un total de 239 especies, sin embargo, algunos de sus registros son confusos y dudosos (Grantham 1993). Centeno (1994) realizó una tesis en donde recapituló la riqueza avifaúnica histórica para Tabasco, encontrando 523 especies, de las cuales cita 66 para Centla. Dicho estudio sentó las bases para un conocimiento amplio sobre la diversidad y composición de la avifauna del estado de Tabasco, ya que Centeno realizó una excelente revisión de publicaciones, incluyendo los registros de colectas realizadas por diversos investigadores e instituciones, así como escritos científicos y de divulgación.

La Colección Nacional de Aves del Instituto de Biología de la Universidad Nacional Autónoma de México (CNA-IBIUNAM) tiene colectado 55 especies en el área de Centla, destacando entre estos, registros desde los años 1959 hasta 1996. Uno de los estudios más completos sobre la avifauna de la Reserva de Pantanos de Centla es el de Arriaga (1999), quien reportó un total de 218 especies entre residentes y migratorias. Por su parte, la Colección de Aves de la División Académica de Ciencias Biológicas de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco (CAT-DACB-UJAT) ha registrado, entre 1996 y 2000, 101 especies para Pantanos de Centla. En el año 2000 se presentó el “Programa de Manejo de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla”, en el cual se reportan 254 especies; sin embargo, en dicho documento se señala que debido a los pocos inventarios de fauna en la Reserva, el listado se realizó recopilando información de otros reportes provenientes de regiones similares del sureste o de la Cuenca Alta del Grijalva-Usumacinta (SEMARNAP 2000). En ese mismo año, Santiago (2000) realizó un estudio en comunidades de selva baja espinosa de *Haematoxylon campechianum* (tintal) dentro de la Reserva, registrando 83 especies. Aguilar *et al.* (2001) y Córdova (2002) estudiaron las poblaciones de anátidos en diversos sitios de la Reserva, registrando nueve especies. Recientemente, Chable-Santos *et al.* (2005) realizaron muestreos en dos localidades de Frontera (Jalapita y el Espino), reportaron un total de 117 especies, sus registros son incluidos en el libro “Biodiversidad del Estado de Tabasco”. Otros escritos que han contribuido al conocimiento y enriquecimiento de la avifauna de Centla son los de Arriaga (1988) y Winker *et al.* (1999).

De acuerdo con la revisión de literatura y consultas a las colecciones de aves de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco (UJAT) y la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), 326 especies de aves han sido presumiblemente registradas para el área de

los humedales de Centla. No obstante, de éstas, 11 se eliminaron debido a que adolecen de errores en su identificación, clasificación o distribución (natural o inducida), quedando sólo 315 especies.

Así, se eliminó del listado de la región a la especie *Harpia harpyja* debido a que el tipo de hábitat en donde se le encuentra y su área de distribución histórica, no corresponden a los de Pantanos de Centla. Aunque la presencia de esta águila en la región ha sido reiteradamente mencionada en otras obras con base en el registro visual reportado por Rovirosa (1885) es importante mencionar que seguramente hay una confusión en la interpretación. Este científico escribió: “he podido ver dos ejemplares, uno en el puerto de Frontera en 1885, procedente de Macuspana...”; por consiguiente, Rovirosa evidentemente no cometió error en su identificación ya que el ave es lo suficientemente grande y con características muy específicas como para confundirla con otra especie. Se puede, sin embargo, suponer que lo que este autor observó fueron ejemplares en cautiverio, que eran comercializados y, en esa época, el tipo de transporte principal, tanto para personas como para el comercio, era fluvial.

Las especies *Anser albifrons*, *Falco columbarius* y *Dendroica castanea*, reportadas por Grantham (1993), se eliminaron del listado debido a que el autor indica incertidumbre en la identificación de las mismas. En cuanto a la mención de Grantham de *Vermivora leucobronchialis* actualmente ésta no es considerada una especie válida sino un híbrido entre *V. pinus* y *V. chrysoptera*. En el caso de *Empidonax traillii/alnorum* no existe evidencia posterior a la de Grantham (1993) que permita definir claramente cuál de las dos especies se distribuye en la zona o, bien, si como potencialmente parece, ambas pasan durante su migración por Centla. Finalmente, otras cinco especies (i.e., *Columbina passerina*, *Brotogeris*

jugularis, *Trogon citreolus*, *Piculus aeruginosus/rubiginosus* y *Passer domesticus*) también reportadas por Grantham (1993), no se consideran debido a que su distribución no parece incluir el estado de Tabasco (c.f. Peterson y Chalif 1989, Howell y Webb 1995).

Un caso especial es la inclusión o no de la especie *Jabirú mycteria* dentro del listado final. Su área de distribución aparentemente abarca a Pantanos de Centla; sin embargo, hasta el momento, no se encontró ningún registro publicado que permita avalar su inserción en el listado. Correa y Luthin en 1988, por ejemplo, realizaron censos aéreos sobre áreas de manglar, marismas y sabanas en Tabasco y Campeche, sin embargo, en su informe no la reportan específicamente para Pantanos de Centla. Por su parte, I. Hartasánchez (comunicación personal 2006) realizó un estudio sobre las poblaciones de ésta ave en el Área de Protección de Flora y Fauna Laguna de Términos, pero, no la registró del lado de la Reserva de Centla. Arriaga (1988) y SEMANAP (2000), la mencionan para la Reserva sin especificar el origen de tal referencia; S. Arriaga (comunicación personal 2006) observó una cigüeña por la carretera a Jonuta, a la altura de Monte Grande, en el 2003, que constituye el único registro (visual) de la especie en el área. De la misma manera, pobladores locales hacen referencia a su presencia y mayor abundancia tiempo atrás. No obstante la incertidumbre de su presencia en Centla, debido a que sus características ecológicas y requerimientos de hábitat implican que Pantanos de Centla representa un hábitat óptimo, se incluye a esta especie dentro del listado de la Reserva.

Entre febrero de 2004 y febrero de 2005, como parte del muestreo realizado para la presente investigación en Pantanos de Centla, en asociaciones de manglar y zonas inundables de popal-tular, se registraron 189 especies de aves, de las cuales 13 fueron nuevos registros

para la Reserva. Por consiguiente, la relación final de especies de aves, desde 1885 a la fecha, se compone de 18 órdenes, 54 familias y 328 especies que residen o pasan el invierno dentro del área (Anexo 1); éstas representan, de acuerdo con Escalante *et al.* (1998), más de una cuarta parte (32.6 %) del total de las aves reportadas para el país y muy cerca de las tres cuartas partes (66.9 %) de las reportadas para el estado de Tabasco (Chable-santos *et al.* 2005).

Literatura citada

- Aguilar, V. B. C., A. Córdova A., G. D. Mendoza., F. Clemente S., y J. Palacio N. 2001. Reporte Técnico Final sobre la Situación actual de la población de anátidos en la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla. Sistema de Investigación del Golfo de México (SIGOLFO). Proyecto CONACYT 99-06-003-T. Universidad Autónoma Chapingo. División de Ciencias Forestales. 24 p.
- Agüero, N. M. 1999. Social and economic value of mangrove. A method for estimation and an extreme, p. 317-342. In: A. Yañez-Arancibia y A. L. Lara-Dominguez (eds). Ecosistemas de Manglar en América Tropical. Instituto de Ecología, A. C. México, UICN/ORMA, Costa Rica, NOAA/NMFS Silver Spring MD USA. 380 p.
- Angermeier, P. L., and J. Karr M. 1994. Biological Integrity versus Biological Diversity as Policy Directives. *BioScience* 44(10): 690-697.
- Arriaga, W. S. 1987. Fauna de vertebrados en la región Usumacinta, p. 129-143 In: Usumacinta. Investigación científica en la cuenca del Usumacinta. Gobierno del estado de Tabasco. 243 p.
- Arriaga, W. S. 1999. Composición y estructura de la ornitofauna de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. 53 p.
- Arriaga, W. S., C. Aldave A., G. Berber A. A., G. Bulnes L. C., P. López R. F., Z. Mata R., y P. Delgadillo S. 1988. Muestras de la fauna de Tabasco. Gobierno del Estado de Tabasco. 99 p.
- Barbour, M. T., J. Gerritsen., G. E. Griffith., R. Frydenborg., E. Mcarron., J. S. White., and M. L. Bastian. 1996. A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society* 15(2):185-211.
- Berret, D. G. 1962. The birds of the mexican State of Tabasco. Louisiana State University, Ph. D. Thesis. 404 p.
- Bravo-Nuñez, E. 1991. Sobre la cuantificación de la diversidad biológica. *Hidrobiológica* 1(1): 87-93.

- Brazda, R. A. 1988. Winter waterfowl populations and habitat evaluation aerial surveys East Coast of Mexico. In *Ecología y Conservación del Delta de los Ríos Usumacinta-Grijalva (memorias)* INIREB División Regional Tabasco. Gobierno del Estado de Tabasco. p. 575-593.
- Brodkorb, P. 1943. Birds from the gulf lowlands of Southern Mexico. Museum of zoology, University of Michigan. U.S.A. 88 p.
- Bryce, A. S., M. Hughes R., and R. Kaufman P. 2002. Development of a bird integrity index: using bird assemblages as indicators of riparian condition. *Environmental Management* 30: 294-310.
- Canterbury, G. E., E. Thomas M., R. Daniel P., J. Lisa P., and F. David B. 2000. Bird communities and habitat as ecological indicators of forest condition in regional monitoring. *Conservation Biology* 14: 544-558.
- Centeno, A. B. E. 1994. Estado actual del conocimiento de la avifauna de Tabasco: revisión bibliográfica. Tesis de licenciatura en Biología. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. 164 p.
- Chablé-Santos, J. B., P. Escalante-Pliego., y G. López-Santiago. 2005. Aves. Cap. 12: 261-282. En: Bueno J., F. Álvarez y S. Santiago (eds). *Biodiversidad del Estado de Tabasco*. Instituto de Biología, UNAM-CONABIO, México. Primera edición, 386 p.
- Córdova, A. A. 2002. Situación actual de la población de anátidos en la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla. Tesis de maestría. Colegio de Postgraduados. 64 p.
- Correa, S. J., y S. Luthin Ch. 1988. Propuesta para la protección de la cigüeña jabirú en el sureste de México. In *Ecología y Conservación del Delta de los Ríos Usumacinta-Grijalva (memorias)* INIREB División Regional Tabasco. Gobierno del Estado de Tabasco. p. 607-615.
- Croonquist, J. M., and P. Brooks R. 1991. Use of avian and mammalian guilds as indicators of cumulative impacts in riparian – wetland areas. *Environmental Management*. 15(5): 701-714.
- De la Lanza, E. G., S. Hernández P., y J. L. Carbajal P. (Comp) 2000. *Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (bioindicadores)*. Primera edición. 633 p.
- Peluca, W. V., E. Studds C., L. Rockwood L., and P. Marra P. 2004. Influence of land use of the integrity of marsh bird communities of Chesapeake Bay, USA. *Wetlands*. 24(4): 837-847.
- Elisabeth, S. B. 2004. Birds as bio-indicators of the ecological integrity of the Sabie River, Mpumalanga. Thesis of Master Science. Rand Afrikaans University. 121 p.
- Environmental Protection Agency. 2002a. Methods for evaluating wetland condition: introduction to wetland biological assessment. Office of Water. Washington, DC. 36 p.
- Environmental Protection Agency. 2002b. Methods for evaluating wetland condition: developing metrics and indexes of biological integrity. Office of Water, Washington. 38 p.

- Environmental Protection Agency. 2002c. Methods for evaluating wetland condition: biological assessment methods for birds. Office of Water. Washington, DC. 16 p.
- Escalante, P. P., A. G. Navarro S., y T. Peterson A. 1998. Un análisis geográfico, ecológico e histórico de la diversidad de aves terrestres de México, p. 279-304. In: T. P. Ramamoorthy., R. Bye., A. Lot and John F. A. (eds). *Diversidad Biológica de México: orígenes y distribución*. Instituto de Biología. Universidad Autónoma de México. 792 p.
- Finch, D. M. 1991. Positive associations among riparian bird species correspond to elevational changes in plant communities. *Journal of Zoology*. 69: 951-963.
- García, O. J. M. 1988. Humedales de México y el Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas (SINAP). p. 689-697 In: *Ecología y Conservación del Delta de los Ríos Usumacinta y Grijalva. Memorias. Gobierno del estado de Tabasco*. 714 p.
- Gómez de Silva, H., y Oliveras de ita, A. 2003. *Conservación de aves: experiencias en Mexico*. CPAMEX-CONABIO. Mexico.
- Grantham, M. 1993. Centla Wetland Expedition. Final Report. University of East Anglia, University of Tabasco. 35 p.
- Hill, J. K., and K. Hamer C. 2004. Determining impacts of habitat modification on diversity of tropical forest fauna: the importance of spatial scale. *Journal of Applied Ecology*. 41: 744-754.
- Hutto, L. R., and Y. Jock. 2002. Assessing the biological integrity of wetlands in Montana using bird communities. Division of Biological Sciences. University of Montana. 9 p.
- INIREB. 1988. *Ecología y Conservación del Delta de los ríos Usumacinta y Grijalva. Memorias. Instituto Nacional de Investigación sobre Recursos Bióticos (INIREB)-División Regional Tabasco. Gobierno del Estado de Tabasco*. 714 p.
- Karr, J. R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6: 21-27.
- Karr, J. R., and D. Dudley R. 1981. Ecological perspective on water quality goals. *Environmental Management* 5: 55-68.
- Karr, J. R. 1991. Biological integrity: a long – neglected aspect of water resource management. *Ecological Applications* 1: 66-84.
- Krebs, Ch. J. 1999. *Ecological Methodology*. University of British Columbia. Second edition. 620 p.
- Loa, E. 1994. Los manglares de M'xico: sinopsis general para su manejo, p. 144-151. In: O. Suman D. (ed). *El ecosistema de manglar en América Latina y la cuenca del Caribe: su manejo y conservación*. Miami, Florida.
- Liu, Z., Z. XiaoYing., and L. XinMin. 2002. Relationship between disturbance and vegetation. *Acta Prataculturae Sinica* 11: 1-9.
- López, D. R., and M. Siobhan F. 2001. Testing the floristic quality assessment index as an indicator of wetland condition. *Ecological Applications*. 12(2): 487-497.

- Lougheed, L. V., and P. Chow-Fraser. 2001. Development and use of a zooplankton index of wetland quality in the Laurentian Great Lakes basin. *Ecological Applications*. 12(2): 474-486
- Lyons, J., S. Navarro P., A. Cochran P., E. Santana C., and M. Guzmán A. 1995. Index of biotic integrity based on fish assemblages for the conservation of stream and rivers in West – Central Mexico. *Conservation Biology* 9: 569-584.
- Magurran, A. E. 1988. *Ecological Diversity and its measurement*. Princeton University Press, New Jersey . 179 p.
- Merino, I. M., y J. Soremsen. 1988. La zona costera mexicana: recursos, problemas e instituciones. p. 91-110 En: *Ecología y Conservación del Delta de los Ríos Usumacinta y Grijalva*. Memorias. Gobierno del estado de Tabasco. 714 p.
- Milesi, A., F. Marone L., L. Casanave J., R. Cueto V., y T. Mezquida E. 2002. Gremios de manejo como indicadores de las condiciones del ambiente: un estudio de caso con aves y perturbaciones del hábitat en el Monte Central, Argentina. *Ecología Austral*. 12: 149-161.
- Moreno-Casasola, P., H. López., y S. Garza. 2001. *La vegetación de los Humedales Mexicanos*. Instituto de Ecología A. C. Veracruz, México. 113 p.
- Moreno, C. E. 2001. *Métodos para medir la biodiversidad*. M&T-Manuales y Tesis SEA, Vol. 1. 83 p.
- Navarro, A., y H. Benítez. 1995. *El dominio del aire*. Fondo de Cultura Económica. Primera edición. 211 p.
- Noson, A. C., and L. Hutto R. 2005. Using bird indices of biotic integrity to assess the condition of wetlands in Montana. University of Montana. Final report. 53 p.
- Ogden, J. C., E. Knoder., and A. Sprunt. 1988. Colonial Wading Bird Populations in the Usumacinta Delta, México. In *Ecología y Conservación del Delta de los Ríos Usumacinta-Grijalva (memorias) INIREB División Regional Tabasco*. Gobierno del Estado de Tabasco. p. 595-605.
- O'Connell, T. J.L., E. Jackson L., and P. Brooks R. 1998. A bird community index of biotic integrity for the Mid-Atlantic highlands. *Environmental Monitoring and Assessment*. 51: 145-156.
- Palacio-Nuñez, J., J. Verdú R., E. Galante., D. Jiménez-García., and G. Olmos-Oropeza. 2007. Birds and fishes as bioindicators of disturbance in springs in semi-arid región in México and a basis for its management. *Animal Biodiversity and Conservation* 30(1): 29-41.
- Peterson, R. T., y L. Chalif E. 1989. *Aves de México: Guía de campo*. Ed. Diana, México. 479 p.
- Reynaud, P. A., and J. Thioulouse. 2000. Identification of birds as biological markers along a neotropical urban-rural gradient (Cayenne, French Guiana), using co-inertia analysis. *Journal of Environmental Management* 59: 121-140.

- Rodrigues, F. de O., C. Lamparelli C., and O. de Moura D. 1999. Environmental Impact in Mangrove Ecosystems: São Paulo, Brazil, p. 175-198. En: A. Yañez-Arancibia y A. L. Lara-Dominguez (eds). Ecosistemas de Manglar en América Tropical. Instituto de Ecología, A.C. México, UICN/ORMA, Costa Rica, NOAA/NMFS Silver Spring MD USA. 380 p.
- Rovirosa, J. N. 1885. Apuntes para la zoología de Tabasco: vertebrados observados en el territorio de Macuspana. *La Naturaleza*. 7:345-389.
- Santiago, A. D. 2000. Estructura de la avifauna en dos comunidades de selva baja espinosa perennifolia (*Haematoxylon campechianum*) de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla. Tesis de licenciatura. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. 62 p.
- Schulze, C. H., M. Walter., P. J. Kessler A., R. P. Shaha buddin., D. Veddeler., M. Mühlenberg., S. R. Gradstein., C. Leuschner., I. Steffan-Dewenter., and T. Tschardtke. 2004. Biodiversity indicator groups of tropical land-use systems: comparing plants, birds and insects. *Ecological Applications*. 14(5): 1321-1333.
- Segnini, S. 2003. El uso de macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua. *Ecotrópicos* 16(2): 45-63.
- SEMARNAP. 2000. Programa de Manejo de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla. Instituto Nacional de Ecología. 220 p.
- SEMARNAT. 2003. Norma Oficial Mexicana (NOM-022-SEMARNAT-2003). Especificaciones para la preservación, conservación, aprovechamiento sustentable y restauración de los humedales costeros en zonas de manglar. Diario Oficial de la Federación. Primera Sección. México, D. F. 45 p.
- Tara, L. C., and A. T. Steven T. 2005. Assessing Biological Integrity of Great Lakes Coastal Wetlands Using Marsh Bird and Amphibian communities. Project · Wetlands. Technical Report. 89 p.
- Walter, M., A. Mardiatuti., and M. Mühlenberg. 2004. Effects of land use on bird species richness in Sulawesi, Indonesia. *Conservation Biology*. 18(5): 1339-1346.
- Wilcox, D. A., J. Meeker E., P. Hudson L., J. Armitage B., M. Black G., and D. Uzarski G. 2002. Hydrology variability and the application of index of biotic integrity metrics to wetlands: a great lakes evaluation. *Wetlands* 22: 588-615.
- Winker, K., S. Arriaga W., J. L. Trejo P., and P. Escalante P. 1999. Notes on the avifauna of Tabasco. *Wilson Bulletin* 111 (2): 229-235.
- Yañez-Arancibia, A., y A. L. Lara-Dominguez. 1999. Los manglares de América Latina en la Encrucijada, p. 9-16 En: A. Yañez-Arancibia y A. L. Lara-Dominguez (eds.) Ecosistemas de manglar en América Tropical. Instituto de Ecología, A.C. México. UICN/HORMA, Costa Rica. Primera edición. 380 p.
- Yorio, P., y Q. Flavio. 1996. Efectos del disturbio humano sobre una colonia mixta de aves marinas en Patagonia. *Hornero* 14:60-66.

CAPITULO I

CARACTERIZACIÓN DE LAS ASOCIACIONES DE AVES DE MANGLAR Y
COMUNIDADES DE HIDRÓFITAS CON DIFERENTES CONDICIONES DE
PERTURBACIÓN, EN LA RESERVA DE LA BIOSFERA PANTANOS DE CENTLA,
TABASCO

CHARACTERIZATION OF BIRD ASSOCIATIONS ON MANGROVE AND
HIDROPHYTE COMMUNITIES WITH DIFFERENT PERTURBATION
CONDITIONS AT PANTANOS DE CENTLA, TABASCO

CARACTERIZACIÓN DE LAS ASOCIACIONES DE AVES DE MANGLAR Y COMUNIDADES DE HIDRÓFITAS CON DIFERENTES CONDICIONES DE PERTURBACIÓN, EN LA RESERVA DE LA BIOSFERA PANTANOS DE CENTLA, TABASCO

RESUMEN

Se evaluó la riqueza, similitud, abundancia y diversidad de especies de aves así como sus gremios de alimentación, con relación al grado aparente de conservación (conservado, semiconservado, perturbado) de seis sitios de manglar y tres de popal-tular. Se registraron un total de 189 especies, de las cuales 21 se encuentran en alguna categoría de riesgo y 13 fueron nuevos registros para la Reserva. Un análisis de varianza permitió detectar diferencias significativas en la riqueza de especies entre sitios ($\alpha=0.05$). De acuerdo con el estimador de cobertura basado en abundancias, el esfuerzo de muestreo realizado permitió detectar entre el 84-90 % de las especies de aves que se pueden esperar en dichas asociaciones vegetales. Un análisis de las abundancias de aves por sitio (χ^2) indicó un ajuste de sus abundancias a la distribución lognormal. Los valores más altos de diversidad de especies fueron obtenidos en sitios conservados/semiconservados, y se detectaron diferencias significativas entre sitios (t de Hutcheson, $\alpha=0.05$). Con datos de presencia-ausencia no se detectaron similitudes en la composición avifaunística entre sitios; sin embargo, a nivel de asociación vegetal, se encontró similitud entre la vegetación de manglar y la de popal-tular (51.4%). En general, el gremio de los insectívoros fue el mejor representado; no obstante, una prueba de t pareadas ($\alpha=0.05$) demostró que los gremios granívoros, piscívoro-malacófagos, carroñeros y herbívoro-malacófagos incrementaron significativamente su riqueza con relación al aumento en la perturbación aparente de los sitios. Los sitios menos impactados por actividades humanas registraron menor riqueza de especies que los sitios con una mayor influencia humana, pero presentaron registros de especies únicas de hábitats maduros, sensibles a la perturbación.

Palabras clave: avifauna, humedales, diversidad, conservación.

CHARACTERIZATION OF BIRD ASSOCIATIONS ON MANGROVE AND
HIDROPHYTE COMMUNITIES WITH DIFFERENT PERTURBATION
CONDITIONS AT PANTANOS DE CENTLA, TABASCO

ABSTRACT

Richness, similarity, abundance, species diversity, and feeding guilds of birds were evaluated in relationship to the apparent degree of conservation (conserved, semiconserved, perturbed) of six mangrove sites and three of popal-tular. Overall, 189 species were registered, of which 21 are in conservation status, and 13 were new records for the Reserve. Significant differences in the number of species among sites ($\alpha=0.05$) were detected through an Analysis of Variance. According to the coverage estimator based on abundances, the sampling effort allowed to detect between 84-90% of the bird species that can be expected in these plant associations. An analysis of the abundances of birds per site (χ^2) indicated an adjustment to the lognormal distribution model. Species diversity was highest in conserved/semiconserved sites, and significant differences were found between sites (t of Hutcheson, $\alpha=0.05$). Presence/absence data did not show similarities in the bird species composition among sites; however, at level of plant associations, a similarity between vegetation mangrove and popal-tular was found (51.4 %). In general, the insectivorous guild was the best represented; nevertheless, a paired t -test ($\alpha=0.05$) showed that the granivorous, piscivorous-shell-eater, scavenger and herbivore-shell-eater bird guilds increased significantly in relation to the degree of perturbation of the sites. Sites with less human impact had lower species richness values than sites with stronger human influence; however, they hosted disturbance-sensitive species typical of mature forest.

Key words: birds, wetland, diversity, conservation.

1.1. INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas naturales enfrentan continuamente perturbaciones que afectan su estructura y funcionamiento (Hobbs y Huenneke 1992, Mills *et al.* 1994, Hill y Hamer 2004); entre los más afectados se encuentran los bosques tropicales (Johns 1991, Ferreira y Laurance 1997, Schulze *et al.* 2004, Waltert *et al.* 2004) y dentro de éstos los humedales tropicales, los cuales, por su conformación y frágil equilibrio ecológico se encuentran entre las asociaciones vegetales más perturbadas y amenazadas por actividades humanas. En el ámbito mundial, la pérdida de los humedales ocurre a ritmos acelerados; por ejemplo, en México, la cobertura de manglar entre los años 1993-2000 se redujo en 7.8 %, con una tasa de deforestación anual de 1.12 % (SEMARNAT 2003), esto debido principalmente a acciones humanas tales como modificaciones hidráulicas, deforestación y pastoreo; en consecuencia, la biodiversidad de estas áreas se encuentra en declinación debido a la masiva destrucción de los ecosistemas (Merino y Soremsen 1988, Rodrigues *et al.* 1999).

Ante los efectos negativos de las perturbaciones sobre los sistemas naturales, uno de los objetivos de mantener a los ecosistemas en condiciones óptimas es salvaguardar la biodiversidad y limitar las acciones antropogénicas que los perturban (Higgins *et al.* 1999, Mcdowall *et al.* 2000, Walz 2000). Diversos estudios han enfocado su atención a evaluar la estructura de las comunidades mediante los cambios de la riqueza y abundancia de especies, como una manera de valorar el impacto de los diferentes tipos de perturbaciones ambientales sobre las comunidades naturales (Findlay y Houlihan 1997, Sánchez *et al.* 2005, Kati y Sekercioglu 2006).

El análisis de modelos de abundancia y las medidas de diversidad son herramientas que permiten evaluar los efectos de las perturbaciones a nivel de comunidad y son usualmente usadas en ecosistemas altamente diversos como los bosques tropicales (Minshall *et al.* 1985, Hill y Hamer 2004). Los modelos de distribución de abundancia permiten describir comunidades grandes o estables en equilibrio (lognormal), comunidades en etapas tempranas de sucesión o ambientes pobres en cuanto a número de especies (logarítmicas ó geométricas) (Ludwig y Reynolds 1988, Moreno 2001). Por su parte, las medidas de diversidad han sido interpretadas como indicadores del buen funcionamiento de los ecosistemas, ya que los resultados de su medición permiten monitorear cambios en el ambiente; es decir, se asume que las comunidades ricas en especies son mejores que las pobres, ya que los efectos adversos de la contaminación (perturbación) se reflejarán en una reducción de la diversidad y de la distribución de abundancia de las especies (Magurran 1988, Moreno 2001).

Las ventajas del uso de las medidas de diversidad para evaluar la salud de los ecosistemas se realiza al conjuntarlas con el empleo de especies indicadoras (Magurran 1988, Dufrené y Legendre 1997, Mcdowall *et al.* 2000, Kati y Sekercioglu 2006). De acuerdo con Canterbury *et al.* (2000), el empleo de especies biológicas como indicadoras de la calidad del ambiente se hace bajo la suposición de que sus respuestas individuales a perturbaciones son representativas de las respuestas de muchas especies dentro del mismo ecosistema o comunidad. En el caso particular de las aves, se ha encontrado que este grupo taxonómico comprende especies cuyas características las hacen buenas indicadoras ecológicas a escala local y regional (O'Connell *et al.* 1998, Schulze *et al.* 2004). Es decir, las aves son sensibles a una gran variedad de influencias ambientales, como variaciones estacionales en la composición y estructura de la vegetación, en la calidad del agua y en la contaminación, así

como a perturbaciones por actividades humanas (Finch 1991, Yorio y Flavio 1996, Hutto y Jock 2002, Liu *et al.* 2002, Walter *et al.* 2004). Además, el uso de aves como indicadores conlleva varias ventajas ya que la mayoría de ellas son fáciles de observar, no es necesario recolectarlas, ni analizar muestras o utilizar claves taxonómicas muy complejas. Muchas de ellas pueden ser conjuntadas en grupos funcionales o gremios, potencializando su utilidad como indicadores del estado y salud de las comunidades biológicas locales (Croonquist y Brooks 1991, O'Connell *et al.* 1998, Canterbury *et al.* 2000, Bryce *et al.* 2002, Milesi *et al.* 2002, Schulze *et al.* 2004). Los gremios son definidos como un grupo de especies que explotan la misma clase de recursos ambientales de manera similar (Root 1967, Jaksic 1981, Verner 1984, Szaro 1986, Bastow 1999). Por lo tanto, agrupar a las especies de acuerdo con el uso que hacen de los recursos permite obtener, usar y proponer a los gremios como una herramienta de predicción, evaluación y como indicadores de la calidad del ambiente de una zona particular en un hábitat específico, así como para la toma de decisiones relacionadas con el manejo y conservación de la vida silvestre (Verner 1984, Milesi *et al.* 2002).

La Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla se ubica en las tierras bajas de la costa del estado de Tabasco, representa una de las mayores extensiones de humedales tropicales de México. No obstante su categoría como área natural protegida, sus humedales han sido afectados por constantes actividades agropecuarias y de extracción de recursos naturales desde hace varias décadas (SEMARNAP 2000). Por ello, se hace indispensable evaluar el estado actual de conservación de los humedales de la Reserva.

El objetivo general de este estudio es evaluar cómo la estructura y composición de las comunidades de aves asociadas a manglar y popal-tular varían en relación a diferentes

condiciones de perturbación del humedal. Los objetivos particulares son: 1) Determinar y comparar la riqueza, abundancia y diversidad de especies, su estatus de conservación, así como la similitud entre sitios, en diferentes condiciones de perturbación de dos asociaciones vegetales; 2) Valorar qué gremios son los mejores indicadores de la calidad del ambiente.

1.2. MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla se ubica al noreste del estado de Tabasco (Barrera *et al.* 1988), en el delta del río Grijalva-Usumacinta (Romero *et al.* 2000) entre las coordenadas geográficas 17°57'45" y 18°39'58" de latitud norte y 92°06'30" y 92°47'58" de longitud oeste (Figura 1). Como su nombre lo indica, la Reserva se ubica en su mayor parte dentro del municipio de Centla (225,108 ha), Jonuta (65,651 ha), Macuspana (6,280 ha) y Villahermosa (4,961 ha) (Arriaga 1999), abarca un área de 302,706.625 ha que representan el 12.27 % de la superficie de la entidad (SEMARNAP 2000). La Reserva presenta un clima de tipo Am(f), cálido húmedo con lluvias abundantes en verano, con precipitación media anual de 1500-2000 mm (Arriaga 1999, Romero *et al.* 2000).

La flora se compone de 637 especies, agrupadas en 110 familias que representan el 25 % de las presentes en todo el estado (Guadarrama y Ortiz 2000); la asociación vegetal que predomina es la comunidad hidrófila (Figura 1), compuesta por hidrófitas emergentes, hidrófitas flotantes y subacuáticas de hidrófitas sumergidas (López-Hernández 1993, SEMARNAP 2000).

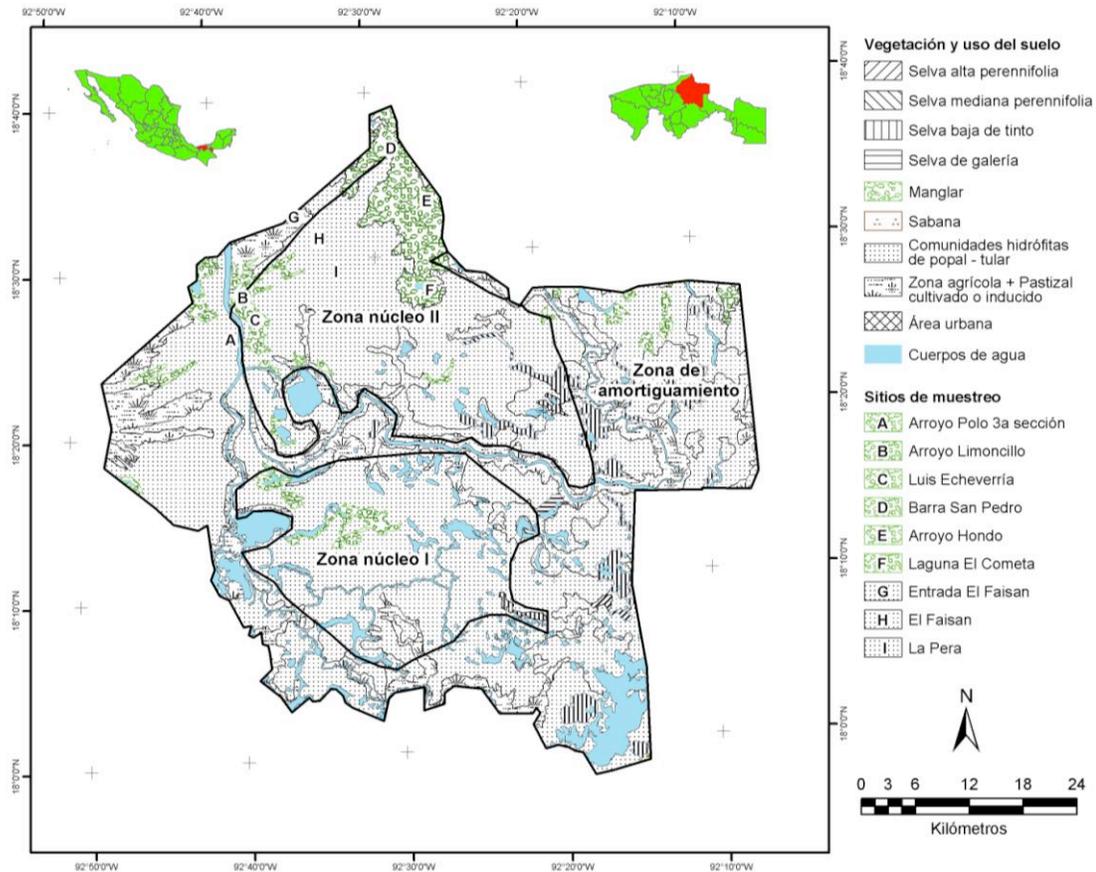


Figura 1. Localización de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla, Tabasco y ubicación de los sitios de estudio.

Métodos

Se realizaron visitas prospectivas al área de estudio y se seleccionaron dos asociaciones vegetales (manglar y popal-tular); en manglar, se establecieron dos áreas de estudio (ZONA1 y ZONA2) y una en popal-tular (ZONA3). En cada zona se establecieron tres sitios de muestreo, cada uno representó una condición de perturbación diferente en un gradiente de baja, mediana y alta perturbación (Cuadro 1). Los sitios fueron visitados mensualmente de febrero del 2004 a febrero del 2005 (excepto los meses de mayo y septiembre de 2004) para un total de 11 salidas de campo y 66 días de muestreo. Los sitios fueron recorridos vía acuática y terrestre. Para estudiar la avifauna se aplicó la técnica de

puntos de recuento o de conteo sin radio fijo, estableciéndose cada punto a intervalos de 200 m a lo largo de transectos. Un punto de recuento consiste en un lugar fijo desde donde se registran las especies de aves observadas o escuchadas durante un lapso de 10 minutos en una parcela circular (Hutto et al. 1986, Ralph 1996). Se establecieron nueve estaciones de muestreo, en cada estación se colocaron 10 puntos de recuento, por lo que en total se ubicaron 90 puntos. La toma de datos se realizó de las 6:00 a las 11:30 hrs. y de las 16:15 a las 18:45 hrs; rotando el orden en el que los puntos eran visitados cada mes, para disminuir el sesgo de detección de especies. No se realizaron muestreos en días nublados, con viento y lluvia. El mismo observador realizó el muestreo en todas las visitas.

Cuadro 1. Descripción de los sitios de muestreo en las asociaciones vegetales de tres zonas seleccionadas de la Reserva de Pantanos de Centla.

Sitio	Vegetación	Tipo de perturbación	Acrónimo*
Arroyo Polo 3ª Sección	Manglar	Ganadería, pesca, centros semi-urbanos, carretera principal	ZONA1-P
Luis Echeverría	Manglar	Pesca, población rural cerca, acceso en lanchas y cayucos, ecoturismo	ZONA1-S
Arroyo Limoncillo	Manglar	Pesca, acceso sólo en cayuco, población rural cerca, ecoturismo	ZONA1-C
Arroyo Hondo	Manglar	Ganadería, pesca, población rural, acceso en lanchas y cayucos.	ZONA2-P
Barra San Pedro	Manglar	Pesca, población semi-urbana, carretera principal	ZONA2-S
Laguna Cometa	Manglar	Pesca, acceso en lanchas y cayucos	ZONA2-C
El Faisán	Popal-Tular	Ganadería, carretera de terracería, población rural cerca	ZONA3-P
Entrada Faisán	Popal-Tular	Pemex, ganadería, aclareos, carretera de terracería, población rural	ZONA3-S
La Pera	Popal-Tular	Pesca, pemex, incendios, carretera de terracería, entrada en vehículo bajo permiso	ZONA3-C

*P= perturbado, S= semiconservado, C= conservado

La identificación de las especies de aves se realizó con apoyo de guías de campo estándar (c.f., Peterson y Chalif 1989, Howell y Webb 1995, National Geographic 2002). Aquellas especies difíciles de identificar fueron videograbadas y fotografiadas para su posterior identificación, utilizando una cámara digital Handycam 700x. Las observaciones

fueron realizadas con binoculares Bushnell 10x50. Los datos registrados incluyeron: especie, número de individuos, sitio de observación, distancia del observador al ave, lugar y hora. La nomenclatura taxonómica y clasificación utilizadas fueron las de la Unión de Ornitólogos Americanos (AOU 1999).

Análisis de datos

Riqueza de especies

La riqueza de especies de aves se midió como el número total de especies registradas en cada sitio (Colwell 2000). Cada especie de ave fue asignada de acuerdo a su permanencia en el área en una de las siguientes categorías: residente, migratoria (residentes de invierno, de verano y transitorias; además, se incluyó en esta categoría a las accidentales) y mixtas (i.e, especies con poblaciones residentes y migratorias en el área). La inclusión de las especies en cada una de las categorías se basó en datos obtenidos de la literatura (e.g., Berret 1962, Peterson y Chalif 1989, Degraaf 1995, Howell y Webb 1995, Rappole 1995, Arriaga 1999, Chablé-Santos *et al.* 2005).

Con la finalidad de detectar diferencias en la riqueza de especies entre condición de perturbación de cada zona se llevo acabo un Análisis de Varianza (ANOVA) con un criterio de clasificación (Infante 1980, Sokal y Rohlf 1999), así como la prueba de normalidad de Shapiro Wilk (Shapiro y Wilk 1965, Shapiro y Francia 1972) y la de Bartlett de Homogeneidad de varianza (Bartlett 1973).

Para determinar la riqueza potencial de especies en cada zona y condición de perturbación se hizo una estimación utilizando el Indicador de Cobertura basado en

Abundancia (ACE); este estimador se basa en datos de abundancia relativa, principalmente de las especies raras (aquellas con menos de 10 individuos) (Colwell y Coddington 1994, Colwell 2000).

Se identificaron aquellas especies en estatus de riesgo de acuerdo con las categorías de la norma oficial mexicana NOM-059-ECOL-2001 (i.e, peligro de extinción, amenazada y protección especial).

Similitud

El índice de similitud es uno de los métodos más usados para comparar comunidades con base al grado de asociación o semejanza entre sitios o muestras. El índice utilizado fue el Coeficiente de Comunidad de Jaccard ya que es uno de los más usados por su confiabilidad con datos de presencia - ausencia (Southwood 1978, Krebs 1999).

$$\text{Índice de Jaccard: } C = \frac{j}{a+b-j}$$

donde: j= Número de especies encontradas en ambos sitios (A y B); a= Número de especies encontradas en el sitio A; b= Número de especies encontradas en el sitio B.

Abundancia de especies

Para describir la estructura de las comunidades de aves se utilizaron modelos de distribución de abundancia de especies. Estos modelos proporcionan una descripción global de la información (es decir, utiliza toda la información acumulada en la comunidad) por lo que es considerada la descripción matemática más completa de los datos (Magurran 1988, Bravo-

Nuñez 1991). Los modelos utilizados fueron la serie geométrica y la serie normal logarítmica. El primero se observa en estadios tempranos de sucesión o en ambientes pobres en especies; mientras que en el segundo las especies con abundancia intermedia llegan a ser más comunes, lo cual es un buen indicador para comunidades naturales de gran tamaño, variadas y maduras (Pielou 1975, Magurran 1988, Bravo-Nuñez 1991). Para verificar el ajuste de los modelos a los datos, se utilizó una prueba de bondad de ajuste de ji-cuadrada (χ^2)(usando Microsoft Excel 2000), contrastando los valores observados y los esperados en cada clase de abundancia (Magurran 1988, Moreno 2001).

Diversidad de especies

La diversidad de especies se calculo utilizando el índice de Shannon-Wiener, para evaluar que tan diverso son los sitios en cada zona y entre zonas (Ludwig y Reynolds 1988, Krebs 1999). La diversidad en la comunidad permite juzgar sus relaciones con otras propiedades de la comunidad o compararla con otras comunidades (Hair 1980). Este índice, en particular, se basa en la abundancia proporcional de las especies y considera tanto la uniformidad como la riqueza de especies; además, asume que todos los individuos son seleccionados al azar y que todas las especies están representadas en la muestra (Tramer 1969, Hair 1980, Magurran 1988, Moreno 2001). Los índices fueron computados utilizando el programa “Estimates” Versión Win 6b1a (Colwell 2000). Los valores obtenidos en las diferentes condiciones de perturbación en las dos asociaciones vegetales fueron comparados con pruebas de *t* de Hutcheson, con un $\alpha=0.05$ (Magurran 1988, Moreno 2001).

$$\text{Índice de Shannon: } H' = -\sum_{i=1}^{i=S} (p_i) (\ln p_i), \quad i=1, 2, \dots, S$$

donde: S= Número de especies en la muestra; p_i = la proporción de todos los individuos (abundancia proporcional) en la *i*va especie. Por lo tanto, $p_i = n_i/N$, donde: n_i = número de individuos de la especie *i* y N= número total de individuos.

Gremios de alimentación

Cada especie de ave fue asignada a un gremio de alimentación de acuerdo con las categorías propuestas por Coates-Estrada y Estrada (1985), Peterson y Chalif (1989), Croonquist y Brooks (1991), Howell y Webb (1995), O'Connell *et al.* (1998), Arriaga (1999), Milesi *et al.* (2002) y Chablé-Santos *et al.* (2005). Para determinar qué gremios son indicadores de perturbación se plantearon pruebas de hipótesis utilizando el estadístico conocido como “*t* pareadas”, con un nivel de significancia de $\alpha=0.05$ (Steel y Torrie 1980).

Se pronosticó que la abundancia de los gremios de piscívoro-malacófagos, granívoros, omnívoros, carnívoros, herbívoro-malacófagos, malacófagos, carroñeros e insectívoro-granívoros aumentaría al incrementar el grado de perturbación del hábitat; por lo tanto, se plantearon las siguientes hipótesis:

*Ho: El gremio X aumenta con la perturbación vs.
Ha: El gremio X aumenta sin la perturbación.*

En el caso de los gremios de piscívoros, insectívoros, nectarívoro-insectívoros, granívoro-frugívoros e insectívoro-frugívoros se pronosticó que disminuirían con el aumento de la perturbación. Las hipótesis correspondientes fueron:

*Ho: El gremio X disminuye con la perturbación vs.
Ha: El gremio x disminuye sin la perturbación.*

1.3. RESULTADOS

Riqueza de especies

En total se registraron 189 especies de aves, las cuales pertenecen a 18 órdenes y 44 familias (Anexo 2); el 52 % son residentes permanentes, 35 % son migratorias de invierno y el 13 % son mixtas (residentes y migratorias). Dos ordenes, los Passeriformes (78 especies) y las Ciconiformes (23 especies) constituyeron el 53 % de la composición avifaúnica, mientras que los 16 ordenes restantes (Anexo 2) representaron el 47 % de las especies. Con respecto a las familias, nueve constituyeron el 55 % (Cuadro 2), mientras que las 35 restantes sólo el 45 % (Anexo 2).

De las 189 especies de aves registradas, 181 se detectaron en las tres zonas de estudio, las nueve especies restantes (Anexo 2) se observaron fuera del protocolo de muestreo. En general, en la ZONA1 se detectaron 108 especies, en la ZONA2 96 especies y en la ZONA3 134 especies.

Cuadro 2. Familias más representativas en la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla.

Familia	Número de especies	% de especies
Tyrannidae	18	9.47
Parulidae	18	9.47
Ardeidae	16	8.42
Icteridae	13	6.84
Accipitridae	11	5.78
Scolopacidae	9	4.73
Columbidae	8	4.21
Falconidae	6	3.15
Hirundinidae	6	3.15
Total	99	55.26

La riqueza avifaúnica por condición de perturbación fue menor en los sitios mejor conservados (Cuadro 3). Con respecto a la riqueza de especies por tipo de asociación vegetal, se registraron 137 especies para el manglar (ZONA1 y ZONA2) y 134 especies para popal-tular (ZONA3).

Cuadro 3. Avifauna de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla por zona y condición de perturbación.

Riqueza / Zona / sitio	ZONA1			ZONA2			ZONA3		
	P	S	C	P	S	C	P	S	C
Número de ordenes	11	14	13	10	12	12	12	14	12
Número de familias	25	22	24	22	23	21	28	32	24
Especies observadas	59	59	53	67	52	42	74	90	72
Especies esperadas	77	76	60	81	66	45	86	100	93
Especies residentes	32	41	39	34	33	30	40	53	41
Especies migratoria	11	11	7	21	12	4	18	24	20
Especies mixtas	16	7	7	12	7	8	16	13	11
Especies-NOM-2001	6	5	6	6	8	6	6	10	9

Nota: P= Perturbado, S= Semiconservado, C= Conservado.

Los resultados del Análisis de Varianza (cf., Anexo 3 para pruebas de normalidad y Anexo 4 para homogeneidad de varianzas) permiten indicar que el número promedio de especies entre la ZONA1-perturbada y ZONA1-semiconservada, la ZONA3-perturbada y ZONA3-conservada, la ZONA3-semiconservada y ZONA3-conservada difieren significativamente (Cuadro 4), por lo que se rechaza $H_0: \mu_1 = \mu_2$ ($\alpha=0.05$) y se concluye que estos sitios son diferentes en el número de especies. Por el contrario, las demás combinaciones del ANOVA, indican que no hubieron diferencias significativas y se acepta $H_0: \mu_1 = \mu_2$ ($\alpha=0.05$) y, por lo tanto, las combinaciones entre ambos sitios son similares en el número de especies.

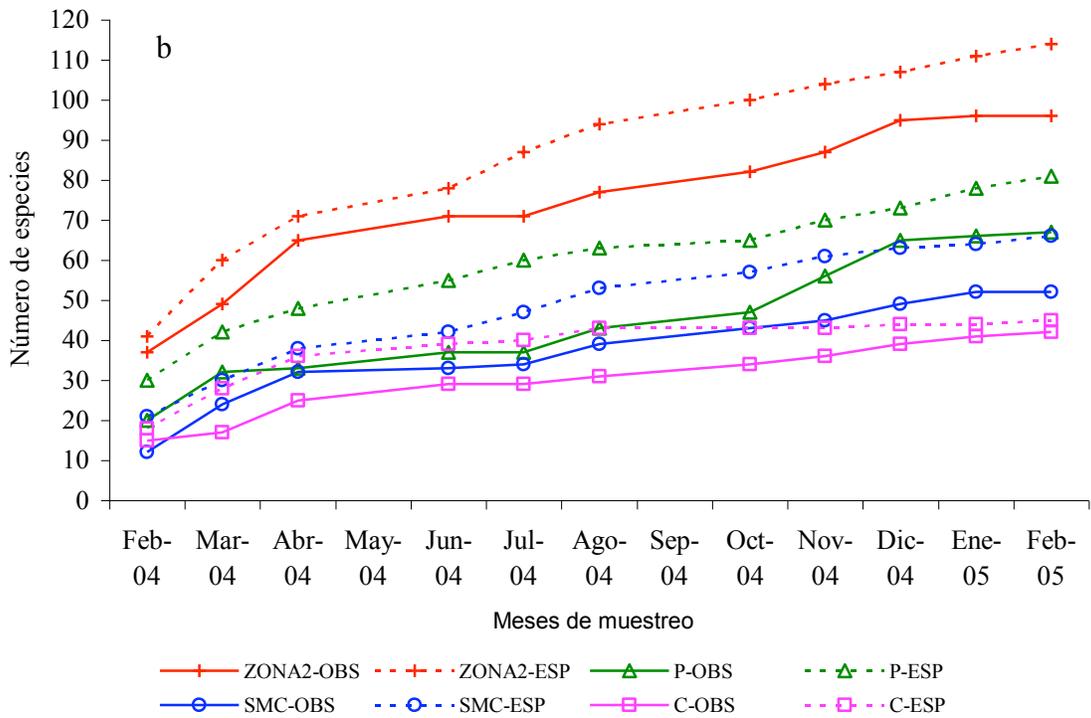
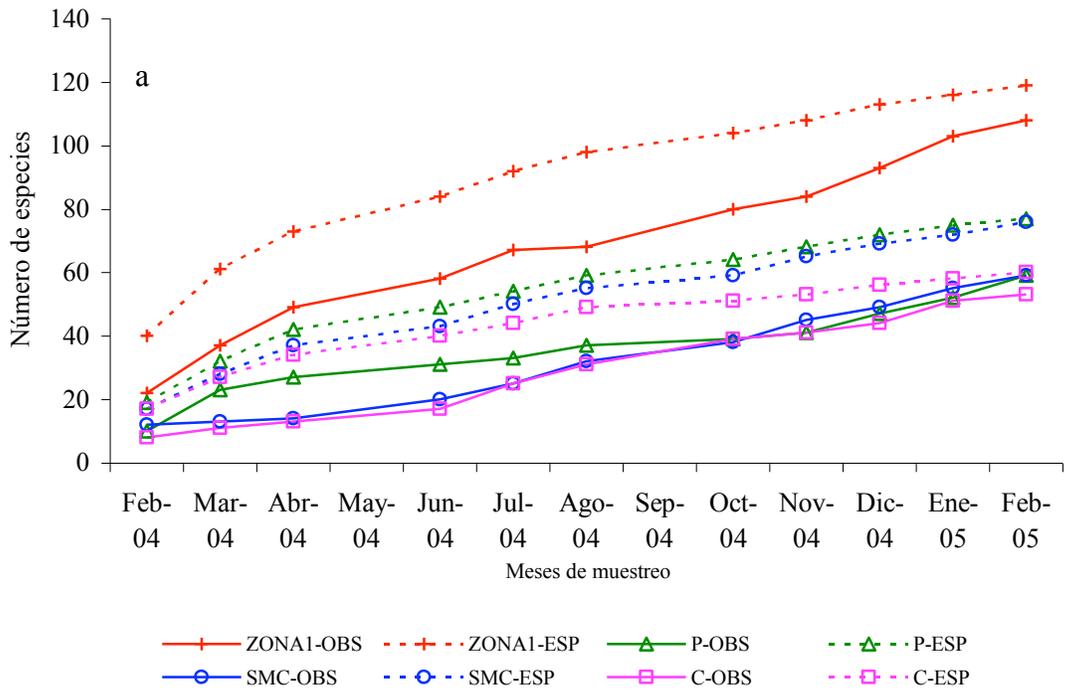
Cuadro 4. Análisis de varianza por zona y condición de perturbación en los sitios de muestreo de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla.

Sitios de muestreo	Análisis de varianza	
	<i>F</i> calculada	Probabilidad
ZONA1-P/ZONA1-S	4.57	0.03
ZONA1-P/ZONA1-C	3.85	0.05
ZONA1-S/ZONA1-C	0.35	0.55
ZONA2-P/ZONA2-S	0.01	0.90
ZONA2-P/ZONA2-C	0.06	0.80
ZONA2-S/ZONA2-C	0.03	0.85
ZONA3-P/ZONA3-S	1.27	0.26
ZONA3-P/ZONA3-C	4.73	0.03
ZONA3-S/ZONA3-C	4.79	0.02

Nota: P= Perturbado, S= Semiconservado, C= Conservado

De acuerdo con las curvas de acumulación de especies (Figura 2), el esfuerzo de muestreo realizado en cada zona permitió detectar, según el estimador ACE, entre el 84-90 % de las especies. En el caso de la condición de perturbación por sitio, el número de especies que se registró fue del 76-93 %, destacan los sitios conservados de la ZONA1 y la ZONA2, en los cuales se logró detectar el 88.3 % y el 93.3 %, de las especies respectivamente; no así en la ZONA3, donde se detectó en el sitio conservado tan sólo el 77.4 % de la avifauna esperada.

Se registraron 13 especies que no habían sido documentadas anteriormente para la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla (Anexo 2). El número de especies del área de estudio que se encuentran en la NOM-059 (SEMARNAT 2001) fue de 21 especies (17 en protección especial, 2 en peligro de extinción y 2 amenazadas); este número representa el 55.3 % de las especies de aves en estatus de riesgo (38 especies) reportadas para la Reserva de Centla. En las tres zonas se detectó el mismo número de especies en riesgo (12); no obstante, el sitio semiconservado de la ZONA3 (Cuadro 3) fue el de mayor registro de especies en la NOM-059 (SEMARNAT 2001).



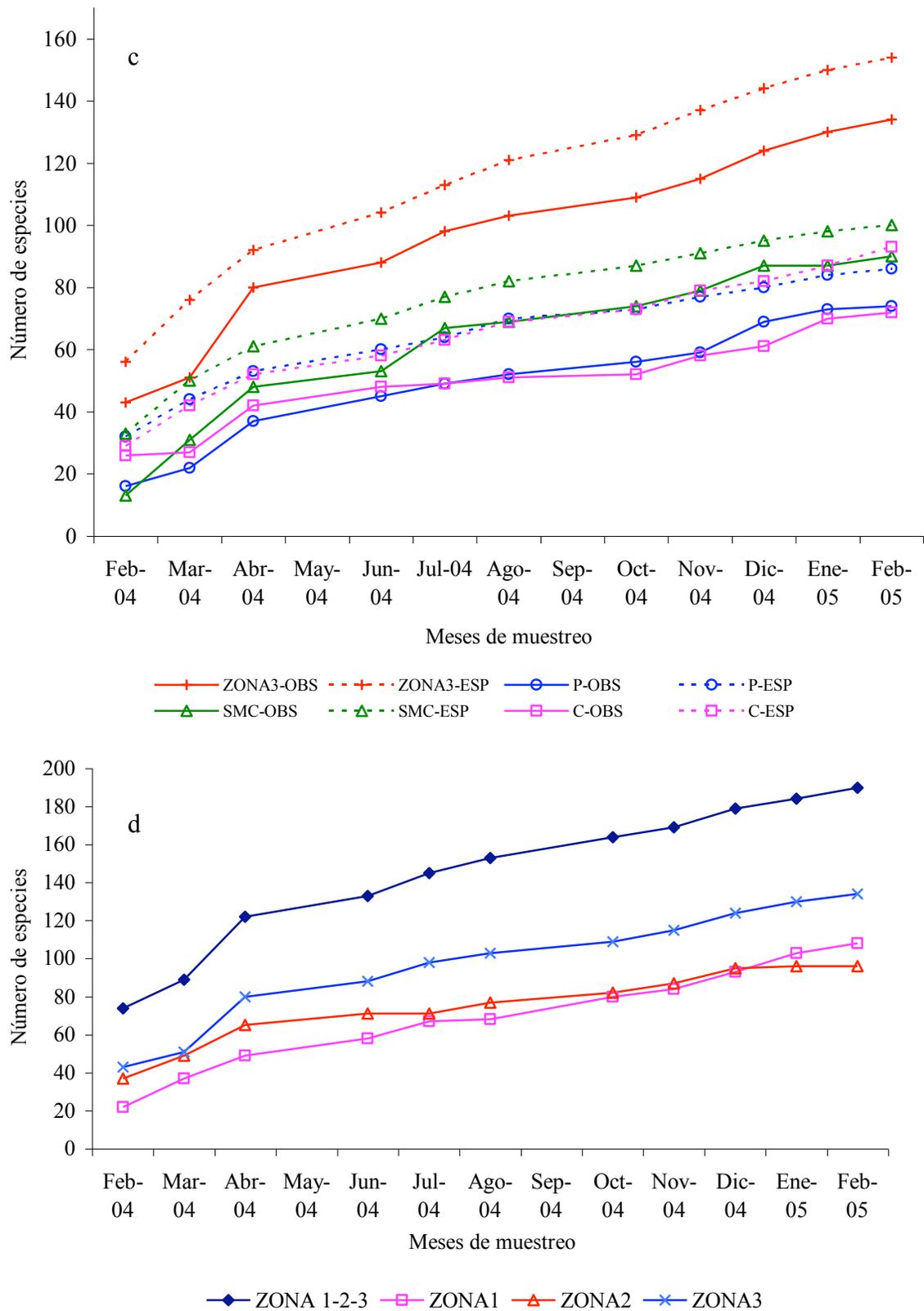


Figura 2. Acumulación de especies: a)ZONA1, b)ZONA2, c)ZONA3, d) las tres ZONAS

Similitud

La similitud en la composición de especies varió entre las áreas de estudio; la ZONA1 y la ZONA2 (manglar) presentaron una semejanza del 48.9 %, mientras la ZONA2 y la ZONA3 (manglar y popal-tular) un 40.2 %. Por su parte, entre la ZONA1 y la ZONA3 (manglar y popal-tular) se encontró una similitud de 46.6 %. Los valores resultantes en la ZONA1 y ZONA2 (manglar) con los diferentes niveles de perturbación (Cuadro 5), demuestran que la mayor similitud ocurre entre sitios semiconservados y conservados. En el caso de la ZONA3 (popal-tular), la mayor similitud ocurre entre el sitio perturbado y el semiconservado (Cuadro 5). En general, comparando la similitud entre los dos tipos de asociación vegetal estudiados, el manglar (ZONA1 y ZONA2) y el popal-tular (ZONA3) se encontró que presentan una semejanza en la composición de especies del 51.4 %.

Cuadro 5. Porcentajes de similitud en la composición de la avifauna entre los sitios de cada zona, relativa a la condición de perturbación.

Zona / Condición del sitio	ZONA1			ZONA2			ZONA3		
	P	S	C	P	S	C	P	S	C
Perturbado-P	1	24.46	20.65	1	35.22	36.25	1	49.09	35.18
Semiconservado-S	24.46	1	47.36	35.22	1	40.29	49.09	1	35
Conservado-C	20.65	47.36	1	36.25	40.29	1	35.18	35	1

Abundancia de especies

De acuerdo con los resultados del modelo Log-normal, no se encontraron diferencias significativas en las distribuciones de la abundancia observada y esperada de las especies de aves en los nueve sitios de estudio a un nivel de significancia de $\alpha=0.05$ (Cuadro 6). Los valores obtenidos de tabla fueron mayores que los valores calculados (χ^2), por lo que se acepta la hipótesis nula (Ho = los datos siguen una distribución log-normal) (Figura 3, 4 y 5, Anexo

5). En el modelo geométrico, a excepción del sitio semiconservado de la ZONA1, en donde el valor obtenido de tablas (79.08) es mayor al valor calculado ($\chi^2= 58.26$, $gl= 60$, $\alpha=0.05$) y, por lo tanto, sigue una distribución geométrica (Anexo 6), el análisis de los datos de los demás sitios indicó que los valores de tablas (X^2t) fueron menores a los valores calculados (χ^2). Por lo tanto, existen diferencias significativas entre las distribuciones de la abundancia observada y esperada de las especies a un nivel de significancia de $\alpha=0.05$ (Cuadro 6), y se concluye que los sitios no siguen una distribución geométrica.

Cuadro 6. Modelo lognormal y geométrico de distribución de abundancia de aves en la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla.

Abundancia / Modelo / sitio	Zona	ZONA1			ZONA2			ZONA3		
		P	S	C	P	S	C	P	S	C
Abundancia-especies		3262	393	449	816	602	455	3367	2306	528
LogNormal	X^2t	15.50	7.81	9.48	11.07	9.48	7.81	14.06	12.59	5.99
	gl	8	3	4	5	4	3	7	6	2
	$P<0.05$									
Geométrico	X^2t	79.08	79.08	67.50	90.53	67.50	56.94	90.53	113.14	90.53
	gl	60	60	50	70	50	41	70	90	70
	$P<0.05$									
	X^2	3558.76	58.26	534.84	968.35	226.51	172.88	4371.77	2230.21	153.29

Nota: P= Perturbado, S= Semiconservado, C= Conservado.

En general, la abundancia de individuos de todas las especies fue mayor en los sitios perturbados que en los semiconservados y conservados (Cuadro 6).

Diversidad de especies

La zona de estudio que registró un mayor índice de diversidad de especies fue la ZONA2 (3.26), alcanzando también la mayor uniformidad (0.715); la ZONA1 registró una diversidad de 2.88 y una uniformidad de 0.615, y en la ZONA3 se encontró una diversidad de 3.11 y una uniformidad de 0.635. Los valores de diversidad para cada nivel de perturbación en

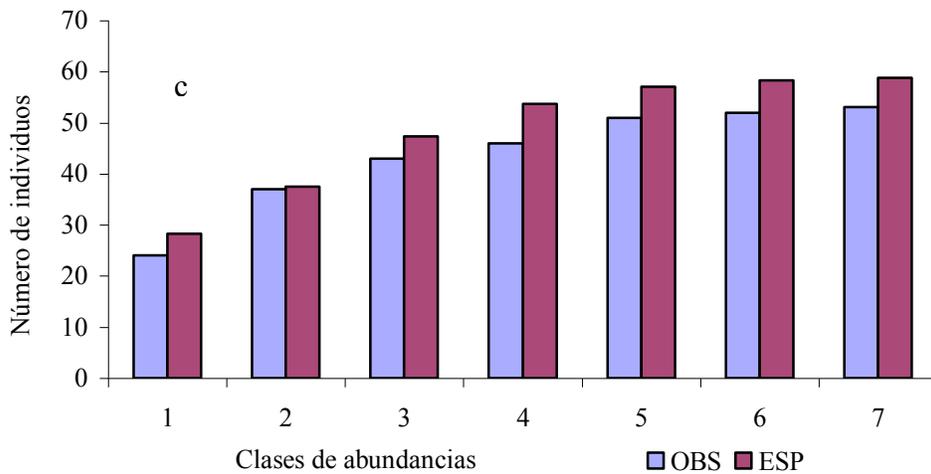
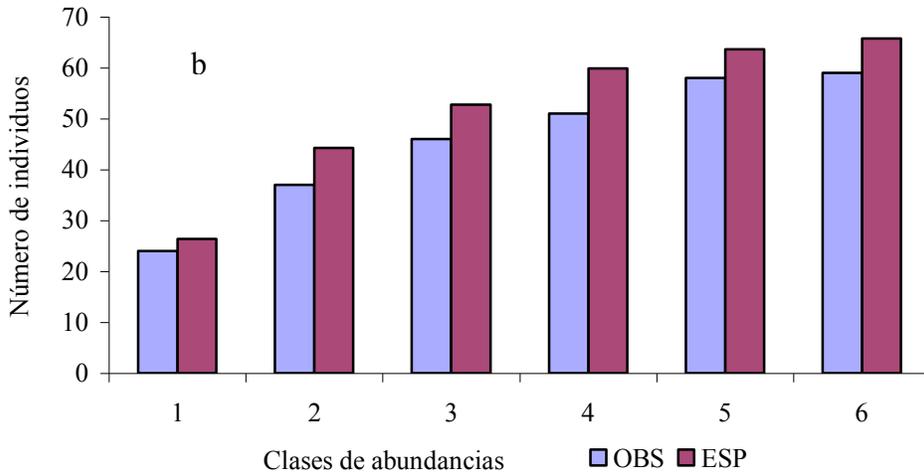
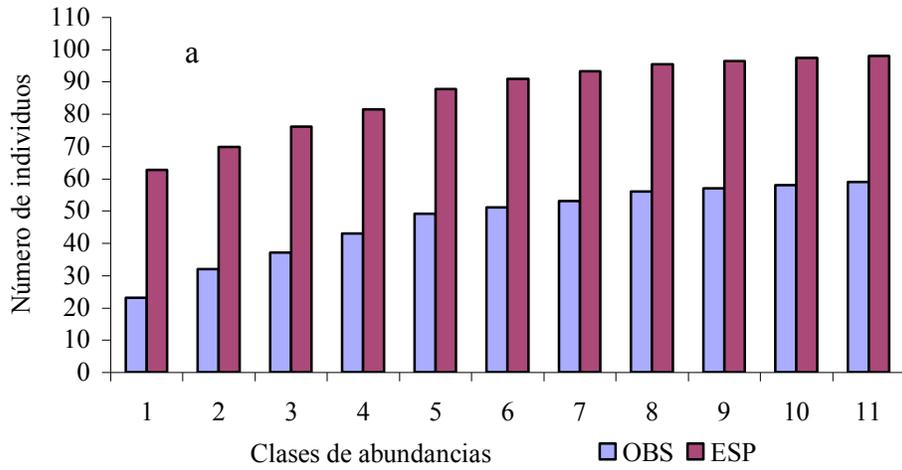


Figura 3. Modelo lognormal de la ZONA1 para la abundancia de especies de aves observadas vs. Esperadas: a) ZONA1-P, b) ZONA1-S; c) ZONA1-C.

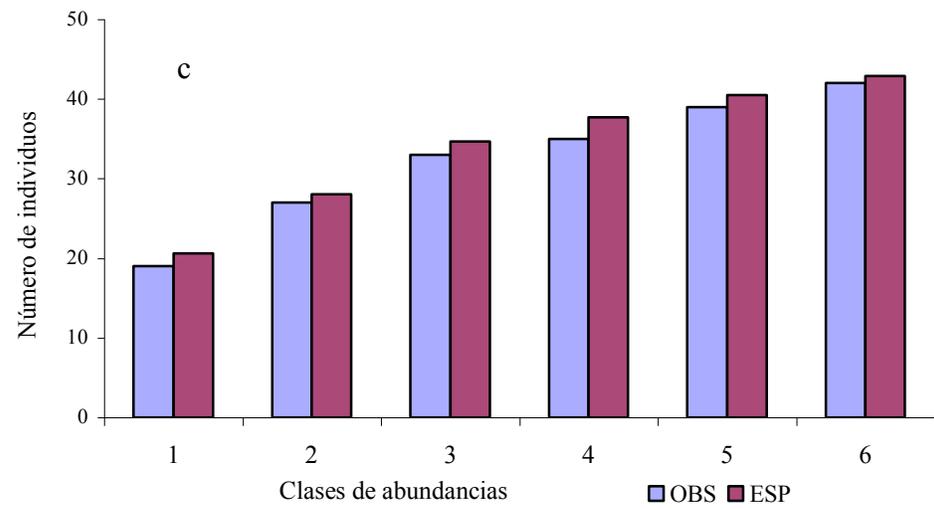
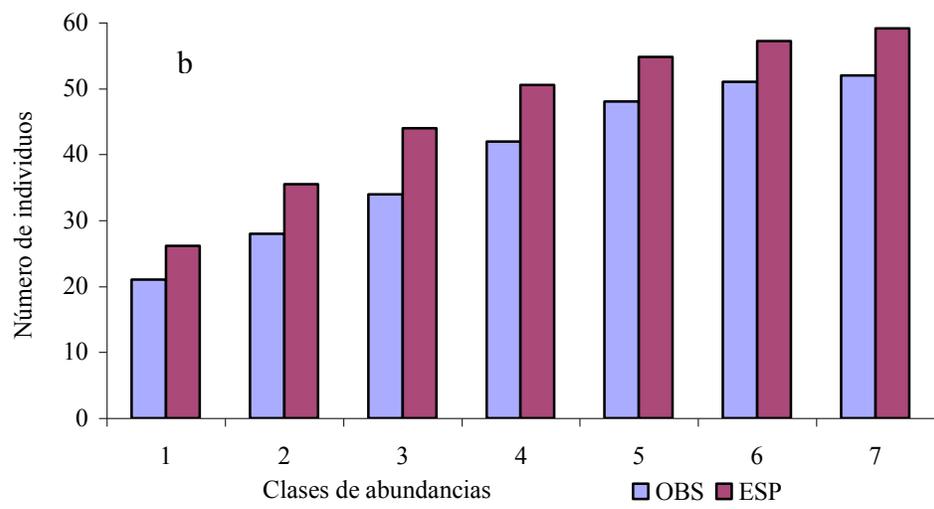
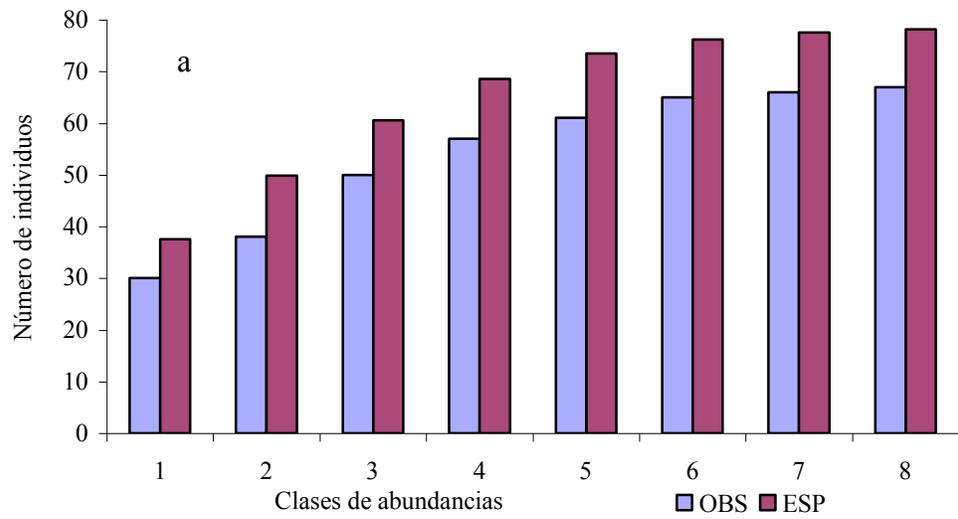


Figura 4. Modelo lognormal de la ZONA2 para la abundancia de especies de aves observadas vs. Esperadas: a) ZONA2-P, b) ZONA2-S; c) ZONA2-C.

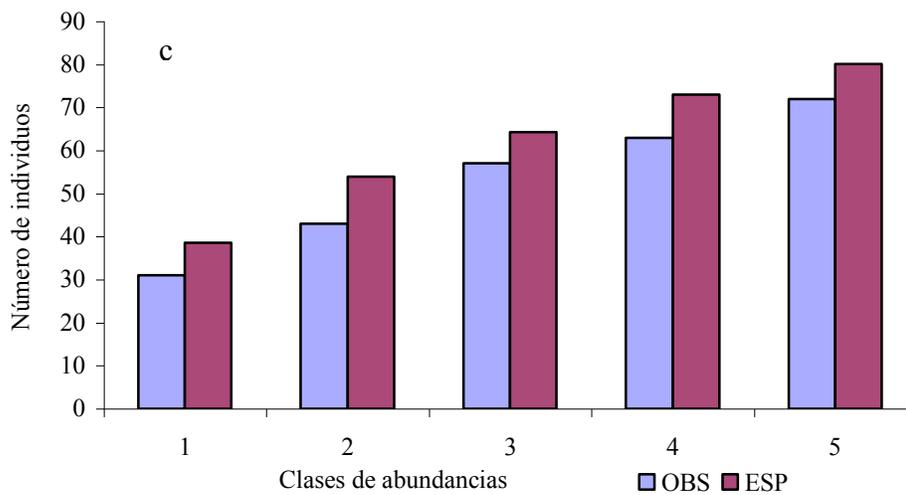
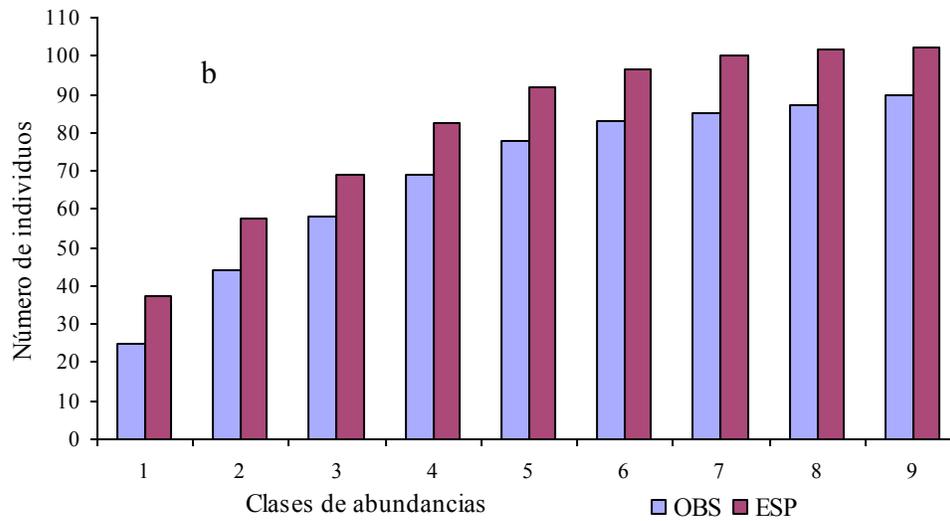
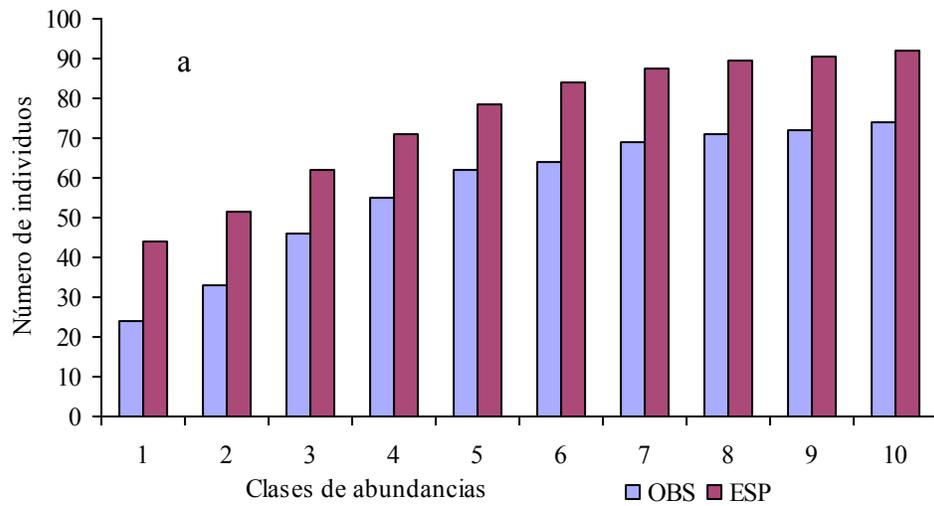


Figura 5. Modelo lognormal de la ZONA3 para la abundancia de especies de aves observadas vs. Esperadas: a) ZONA3-P, b) ZONA3-S; c) ZONA3-C.

su respectiva ZONA (Cuadro 7) indican que los sitios conservados y semiconservados presentan una mayor diversidad y equidad. De acuerdo con la prueba de *t* de Hutcheson, a excepción del sitio semiconservado y perturbado de la ZONA2 en donde no existieron diferencias en la diversidad de especies ($t_{1409}=1.23$, $p>0.05$), los demás sitios fueron diferentes (Cuadro 7).

Cuadro 7. Índice de Shannon-Wiener para aves en diferentes condiciones de perturbación de cada zona estudiada en la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla.

Variable / Zona / sitios	ZONA1			ZONA2			ZONA3			
	P	S	C	P	S	C	P	S	C	
Índice Shannon-Wiener	2.28	3.47	2.89	2.99	3.08	2.80	2.51	3.05	3.55	
Uniformidad-especie	0.56	0.85	0.72	0.72	0.78	0.75	0.58	0.67	0.83	
<i>t</i> de Hutcheson	<i>T</i>	21.42	6.68	8.19	1.23	3.65	2.37	13.12	8.74	18.89
<i>P</i> <0.05	<i>gl</i>	617	783	569	1409	977	978	5038	1020	882

Nota: las combinaciones entre condición de perturbación de cada zona es P/S, S/C y C/P, donde, P= Perturbado, S= Semiconservado, C= Conservado.

Gremios de alimentación

Se definieron 13 gremios de alimentación, de los cuales los insectívoros (I) dominaron numéricamente con 48 especies, el de los insectívoro-frugívoros (If) con 31 especies y el de piscívoro-malacófagos (Pm) con 25 especies. El porcentaje del total de especies para cada uno de los gremios se muestra en la Figura 6.

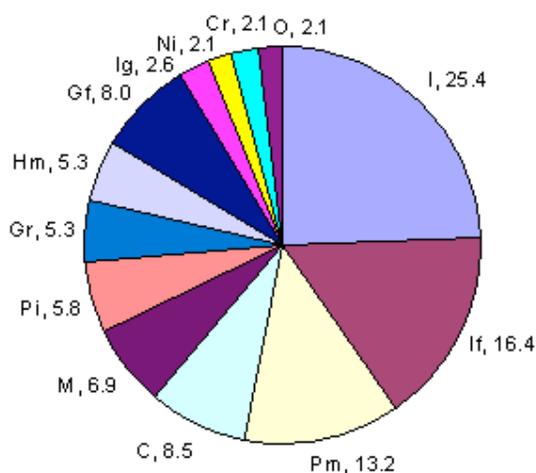


Figura 6. Porcentaje de especies por gremio de alimentación.

En el siguiente cuadro, se muestra la distribución de los gremios en cada condición de perturbación dentro de las zonas de estudio.

Cuadro 8. Número de especies de aves conformando los gremios de alimentación de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla.

Gremio	ZONA1			ZONA2			ZONA3		
	P	S	C	P	S	C	P	S	C
Piscívoros (Pi)	5	6	7	6	9	9	2	4	4
Piscívoro-Malacófagos (Pm)	15	8	10	13	11	8	13	15	8
Granívoros (Gr)	4	1	0	2	1	1	6	5	4
Omnívoros (O)	0	1	0	1	2	0	1	2	0
Carnívoros (C)	5	2	4	3	4	2	8	5	6
Insectívoros (I)	7	13	9	19	11	8	13	18	21
Herbívoros-Malacófagos(Hm)	5	1	2	0	1	1	4	5	0
Malacófagos (M)	3	1	0	5	2	2	4	5	1
Nectarívoro-Insectívoros(Ni)	0	3	2	1	1	0	0	3	3
Carroñeros (Cr)	3	2	2	3	4	2	4	3	3
Granívoro-Frugívoros (Gf)	1	6	1	0	2	1	1	4	4
Insectívoro-Granívoros (Ig)	2	2	1	1	1	1	4	2	2
Insectívoro-Frugívoros(If)	9	13	14	13	3	7	14	19	16

Nota: P= Perturbado, S= Semiconservado, C= Conservado.

En aquellos gremios en donde se pronosticó que su presencia aumentaría con la perturbación, se encontró que los valores de la prueba de t calculados son menores a los de t de tabla ($t_c < t_i$, $\alpha=0.05$) (Cuadro 9); por lo tanto, se acepta la hipótesis nula (H_0) y se concluye que los gremios Pm, Gr, C, Hm, M y Cr, responden positivamente a la perturbación.

En el caso de los gremios en donde se asumió que su presencia disminuiría con la perturbación, los valores de t calculada son menores a los de t de tabla ($t_c < t_i$, $\alpha=0.05$); se acepta la hipótesis nula (H_0) y, por lo tanto, los gremios Pi, I, If, no disminuyen con la perturbación (Cuadro 9), por el contrario, son indicadores de un mayor grado de conservación.

Cuadro 9. Prueba de t para los gremios de alimentación de la avifauna de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla.

Gremio	t calculada			t tabla ($\alpha=0.05$)			Conclusión		
	Z1	Z2	Z3	Z1	Z2	Z3	Z1	Z2	Z3
Piscívoros (Pi)	0.37	0.48	1	4.6	4.03	63.6	A	A	A
Piscívoro-Malacófagos (Pm)	1.15	0.01	1.08	3.24	3.49	3.49	A	A	A
Granívoros (Gr)	-	-	0.84	-	-	5.84	-	-	A
Omnívoros (O)	=	-	-	=	-	-	=	-	-
Carnívoros (C)	3.14	0	0.77	4.60	63.6	4.03	A	A	A
Insectívoros (I)	1.83	0.94	1.61	3.7	3.49	3.05	A	A	A
Herbívoro-Malacófagos (Hm)	0.95	+	-	63.6	+	-	A	+	-
Malacofagos (M)	-	0.43	-	-	63.6	-	-	A	-
Nectarívoro-Insectívoro(Ni)	+	-	+	+	-	+	+	-	+
Carroñeros (Cr)	1.59	1.93	1.12	63.6	63.6	9.92	A	A	A
Granívoro-Frugívoros (Gf)	=	+	+	=	+	+	=	+	+
Insectívoro-Granívoros (Ig)	-	=	1	-	=	63.6	-	=	A
Insectívoro-Frugívoros (If)	0.87	1.32	0.33	3.35	3.7	3.01	A	A	A

Nota: Z1= ZONA1, Z2= ZONA2, Z3= ZONA3. A= significa que se acepta la prueba de hipótesis planteada para ese gremio. Los signos (=,+,-) indican que el gremio en alguna de las dos condiciones de perturbación no registro los datos suficientes para la prueba de t , no obstante, con el numero de especies y/o individuos se registro evidencia de su respuesta, = significa que no existe evidencia de que el gremio aumente o disminuya con la perturbación, + el gremio aumenta sin perturbación, - el gremio aumenta con perturbación.

1.4. DISCUSIONES Y CONCLUSIONES

Con base en la revisión de literatura, para la región de los humedales de Centla se han documentado 315 especies de aves (cf., Brodkorb 1943, Berret 1962, Centeno 1994, Grantham 1993, Arriaga 1999, Winker *et al.* 1999, Santiago 2000, Córdova 2002, Chablé-Santos *et al.* 2005, Colección de aves de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco y de la Universidad Nacional Autónoma de México). De acuerdo a los resultados del trabajo de campo, las 13 especies observadas por vez primera en la Reserva de Centla incrementan la riqueza a 328 y, por lo tanto, las 189 especies registradas en las tres zonas representan el 57.6 % de la avifauna conocida para la región. Autores como Grantham (1993), con 226 especies (68.9 %), y Arriaga (1999), con 218 especies (66.5 %), han registrado mayor número de especies en sus estudios aunque ambos investigadores tuvieron áreas más grandes de muestreo, consideraron más asociaciones vegetales y utilizaron redes de niebla.

El registro de 134 especies en la ZONA3 resalta la importancia de las asociaciones de popal-tular en zonas pantanosas. La observación de un mayor número de especies en el sitio semiconservado, nos indica la posibilidad de una etapa de sucesión intermedia (Connell 1978, Wootton 1998, Molino y Sabatier 2001) originada por actividades antropogénicas (i.e., aclareo, quema y establecimiento de potreros) a la que históricamente ha estado sometida el área pero que, de manera reciente, se renovaron agudamente, al menos durante el tiempo en que se realizó este estudio.

La hipótesis de la perturbación intermedia plantea que la máxima diversidad en un ecosistema se alcanza cuando se somete a una comunidad a intensidades intermedias de perturbación, lo cual permite la coexistencia de especies competitivamente diferentes, ya que la colonización del sitio puede ser tanto de especies sobrevivientes de la condición natural como de nuevas especies que encuentran el área apropiada (Connell 1978). Además, Suárez *et al.* (1997) indican que las perturbaciones juegan un papel fundamental en la estructuración de las comunidades de plantas y animales; Denslow (1980) y Hobbs y Huenneke (1992) señalan que dependiendo del tipo de perturbación será la respuesta de las especies, por lo que cambios en la frecuencia, así como en el tipo de perturbación, pueden provocar que las especies nativas ya no se adapten para su reclutamiento y establecimiento; por lo tanto, esto, debe ser considerado un precedente importante ante cualquier tipo de manejo que se pretenda realizar en los ecosistemas de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla.

Los sitios conservados son los que mostraron un menor número de especies, sin embargo, presentaron registros de especies únicas, sensibles a la perturbación y características de hábitats maduros, entre éstas, las especies *Chloroceryle aenea* y *Dendroica petechia*

(Berret 1962, Peterson y Chalif 1989, Howell y Webb 1995), las cuales fueron exclusivas de la ZONA1 y ZONA2, *Cochlearius cochlearius* de la ZONA1, *Coccyzus minor* y *Micrastur semitorquatus* de la ZONA3. Esto permite concluir que, a pesar de no registrar el mayor número de especies de aves, estos sitios reúnen los requerimientos de conservación para estas especies e inclusive, permite invocar el concepto de especie sombrilla, el cual es definido como aquella especie cuya conservación conferirá protección a un gran número de especies con las que coexiste naturalmente (Lambeck 1997, Roberge y Per 2004); es decir, engloban las necesidades y requerimientos de otras especies. Cada una de estas especies se utiliza para definir los atributos espaciales (tamaño mínimo de áreas de conservación) y de composición esperados o presentes en un paisaje, y para establecer requerimientos adecuados de manejo. No obstante las bondades de este concepto, lo ideal es considerar a todas las especies del área que se desea manejar, ya que a juzgar por algunos críticos, una sola especie no puede asegurar la conservación de todas las especies coexistentes en un sitio (Poiani *et al.* 2001, Roberge y Per 2004), pues algunas de ellas inevitablemente están limitadas por factores ecológicos no relevantes para la especie sombrilla.

Al comparar la riqueza de especies entre condición de perturbación en cada zona se encontró que en la mayoría de las combinaciones del ANOVA los sitios sostienen igual número de especies; no obstante, la composición de la comunidad entre muchos de estos sitios sí es diferente gracias a que algunas especies hacen uso exclusivo de los sitios conservados .

El porcentaje registrado de especies de aves migratorias durante la estación invernal realza la importancia de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla como un sitio de paso e

invernada (Ogden *et al.* 1988, SEMARNAP 2000). Por consiguiente, para mantener un hábitat óptimo tanto para las especies residentes como las migratorias, se deben aplicar monitoreos sobre las comunidades de flora y fauna. Uno de los métodos adoptados como parte de las estrategias de conservación para evaluar las poblaciones avifaúnicas y la salud e integridad biológica de los hábitats es el uso de índices de integridad biológica (Indexes of Biological Integrity) (Karr 1981, López y Siobhan 2001), los cuales permiten describir de manera cualitativa y cuantitativa la condición o los posibles impactos que están afectando a las comunidades biológicas y a los ecosistemas, es decir, miden la condición biológica reuniendo varios atributos de la comunidad en una única medida que se usa para comparar sitios degradados con sitios poco perturbados (Karr 1991, Lyons *et al.* 1995, Segnini 2003, Elisabeth 2004).

La gráfica general de la acumulación de especies de cada zona no se estabilizó; faltó observar entre el 10-16 % de las especies que potencialmente pueden esperarse, lo cual indica que el muestreo realizado no fue suficiente. Lo mismo ocurrió en la acumulación de especies entre condición de perturbación en cada zona, en las cuales faltó por registrarse entre el 7-24 % de las especies que teóricamente se pueden encontrar. No obstante lo anterior, el número de especies obtenido durante el muestreo en las dos asociaciones vegetales fue representativo y es una contribución muy relevante en el registro de las 328 especies que se ha obtenido para la Reserva de los Pantanos de Centla considerando que sólo se muestrearon dos tipos de vegetación. Destaca el caso de la ZONA2, en donde la riqueza de especies observadas si se estabiliza; lo mismo ocurrió en el sitio semiconservado de la misma ZONA2; lo anterior, permite señalar que las curvas de acumulación obtenidas del número de especies acumulado frente al esfuerzo de muestreo son una importante metodología para estandarizar las

estimaciones de riqueza obtenidas en distintos inventarios (Jímenez-Valverde y Hortal 2003), dando mayor fiabilidad al esfuerzo de muestreo realizado.

No obstante que Arriaga (1999), Santiago (2000) y Córdova (2002) han realizado estudios sobre la avifauna de la Reserva de los Pantanos de Centla, y pese a que autores como Brodkorb (1943), Berret (1962), Grantham (1993), Winker *et al.* (1999), Chablé-Santos *et al.* (2005) han realizado muestreos en diversas áreas de la Reserva, el inventario de la riqueza de especies aun no se ha completado, sólo en este estudio se documentan 13 nuevas especies que no habían sido registradas para Pantanos de Centla, las cuales contribuyeron a que no se haya alcanzado una asíntota en la acumulación de la riqueza de especies.

El número de especies en estatus de conservación (21) es muy importante y adiciona un valor agregado muy relevante a los Pantanos de Centla como área natural protegida; sobresalen las especies *Cairina moschata* y *Amazona oratrix*, ambas asociadas a zonas de humedales y cuyas poblaciones se encuentran en peligro de extinción según la NOM-059 (SEMARNAT 2001).

Aunque el número de especies entre las condiciones de conservación de los sitios no difirió, demostrado por el ANOVA, el análisis de similitud con datos de presencia-ausencia indicó que existe poca semejanza en la composición de las aves entre condiciones de perturbación; es decir, los sitios son diferentes en su composición de especies. En cambio, la similitud de la avifauna entre la asociación de manglar (ZONA1 y ZONA2) y la de popal-tular (ZONA3) denotó un alto parecido en la composición de especies.

El análisis de la distribución de la abundancia de especies en la Reserva de Pantanos de Centla permite señalar que el modelo lognormal es el que mejor describe las poblaciones de

los sitios de muestreo. Por consiguiente, las especies en estas poblaciones responden independientemente a diferentes factores (Moreno 2001) ya que existe un alto grado de equilibrio en la comunidad (Minshall *et al* 1985, Moreno 2001); los sitios son dominados en su mayor parte por especies raras o con una mínima abundancia (Ugland y Gray 1982), por lo que no hay dominancia de alguna especie sobre el uso de los recursos como sucede en la serie geométrica, la cual refleja una situación en la que una o unas pocas especies son dominantes y el resto raras (Magurran 1988).

Se han relzado diversas críticas a los modelos de abundancia debido a que la prueba de bondad de ajuste (χ^2) fracasa ocasionalmente en discriminar entre los diferentes modelos de distribución (Hughes 1986, Magurran 1988); éste fue el caso del sitio semiconservado de la ZONA1, en donde la prueba de bondad de ajuste dio como resultado ajuste a ambos modelos de distribución (lognormal y geométrico). Estos casos hacen suponer que los modelos de abundancia no son una medida de diversidad confiable de la perturbación en un hábitat. Alternativamente, como lo señalan Hill y Hammer (2004), se interpretan como que la escala espacial está fuertemente relacionada con la respuesta de las aves a la perturbación; por consiguiente, la diversidad de aves disminuye en una escala espacial menor, como consecuencia de la reducción en la heterogeneidad del hábitat. En contraste, a una escala espacial mayor, la diversidad se incrementa debido a la creación de mosaicos de intensidades de perturbación, que van desde áreas con perturbaciones severas hasta áreas con mínima perturbación o parches de bosques no perturbados, los cuales repercuten en una mayor heterogeneidad del hábitat.

No obstante, al no ajustarse las comunidades de aves de cada sitio a un único modelo se ha propuesto a la distribución lognormal como la más adecuada para poder comparar

comunidades ya que refleja la mayoría de los procesos ecológicos, o bien, contrastar a las comunidades mediante medias o índices de diversidad (Southwood 1978, Ludwig y Reynolds 1988, Magurran 1988, Krebs 1999, Moreno 2001).

De acuerdo con las medidas de diversidad en el área de estudio, la ZONA2 fue la que registró el valor más alto de diversidad, esto posiblemente es producto del acceso a la misma, en donde sólo es posible entrar vía transporte acuático, reduciendo la intromisión de un mayor número de personas y limitando así el desarrollo de asentamientos humanos, que generan actividades antropogénicas como la ganadería y la agricultura. Según Thompson *et al.* (1999), la conversión de hábitat a campos agrícolas se ha considerado como una de las mayores amenazas de la perturbación a los sistemas naturales, sin embargo, comparada con la agricultura intensiva, la urbanización puede ser un peligro aún mayor (Krügel y Anjos 2000). No obstante, pese a la restricción del acceso, dichas actividades humanas suceden en el área, pero con un menor impacto sobre el manglar y otras asociaciones vegetales; así mismo, esto ha permitido que las áreas perturbadas sean propiamente, fragmentos o parches de vegetación inmersos entre la vegetación original, lo que ha repercutido en una poca variación de la riqueza y abundancia de especies en la zona, lo cual fue reflejado por la prueba de *t* de Hutcheson al no encontrar diferencias en la diversidad de especies entre los sitios perturbados y semiconservados.

En la diversidad por sitio, el área conservada de la ZONA3, aunque no fue la que presentó la mayor riqueza y abundancia de especies, si fue el área que registró el valor más alto de diversidad. Como lo señala Blake y Loiselle (2001), los ambientes maduros son más diversos, en este caso, el área en cuestión es una masa pura de tular-popal sujeta a protección

y vigilancia por parte del ejido El Faisán; sin embargo, el sitio fue sometido a incendios a finales del periodo de muestreo, posiblemente dirigidos hacia la caza del cocodrilo de pantano (*Crocodylus moreletii*). Los sitios perturbados de la ZONA1 y la ZONA3 fueron los que presentaron una menor diversidad, producto de actividades antropogénicas como la ganadería, agricultura, desarrollo de asentamientos humanos y vías de comunicación, dichas actividades repercuten en la composición avifaúnica de un lugar, como lo señala Blair (1996), al estudiar la distribución, abundancia y cambios en la estructura de las comunidades de aves en un gradiente urbano, encontrando que la composición de las aves cambió de especies nativas dominantes en el área no perturbada a especies invasoras y exóticas en el área perturbada.

El análisis de la estructura trófica gremial de las asociaciones de aves en cada sitio confirmó que aquellos gremios que tienden a responder favorablemente a la perturbación (O'Connell *et al.* 1998, Bryce *et al.* 2002, Elisabeth 2004) fueron los que más se asociaron con los sitios perturbados (Pm, Gr, Hm, M y Cr). De acuerdo con Milesi *et al.* (2002), los grupos de especies conformados con base en las respuestas a las perturbaciones parecen ser más adecuados como indicadores que los gremios basados en el uso de los recursos; no obstante, para ello, debe conocerse la respuesta del grupo taxonómico estudiado a una perturbación dada para poder usarlo en la predicción del efecto de esa perturbación. Para ello, se deben someter a pruebas hipótesis que postulan si un gremio disminuye o aumenta en presencia de perturbación (Verner 1984, Landres *et al.* 1988).

Si bien, en el análisis de los gremios, algunos de ellos no pudieron ser analizados por la carencia de datos en la comparación de los sitios, y pese a que el estudio no fue diseñado para explorar las respuestas al nivel de especies, los registros de los datos del gremio de los

granívoros (Gr) en el sitio perturbado de la ZONA1, muestra la presencia de especies como *Zenaida asiatica*, *Columbina talpacoti*, *Sporophila torqueola* y *Agelaius phoeniceus* (Martin *et al.* 1951, Peterson y Chalif 1989, Howell y Webb 1995, Arriaga 1999). En contraste, el sitio conservado de la misma zona no registra ninguna de estas especies; esta misma situación se observó en los gremios omnívoros (O), herbívoro-malacófagos (Hm) y malacófagos (M) entre condiciones de perturbación de las otras zonas. Por el contrario, especies del gremio de los nectarívoros registran mayor presencia en los sitios conservados que en los perturbados, como sucedió en la ZONA2 con la observación de las especies *Amazilia yucatanenses* y *A. tzacatl*.

Las medidas de diversidad ecológica constituyen herramientas importantes para evaluar o predecir impactos potenciales de las prácticas alternativas de uso de la tierra en la estructura y función de las comunidades silvestres, principalmente, cuando se usan para comparar hábitats parecidos y cuando se han detectado los factores que influyen en el área. A futuro es probable que casi todos los sistemas no se encuentren en equilibrio; la perturbación ocasionada por el hombre sobre los hábitats de vida silvestre, inevitablemente van a ocasionar cambios en las comunidades y sus densidades poblacionales, por lo que debemos ser activos y participes en el manejo y conservación de los ecosistemas naturales que aún no han sido totalmente perturbados, y en donde, la estructura y composición de las comunidades aun permanece con una diversidad regional o local.

1.5. LITERATURA CITADA

- AOU (American Ornithologists Union). 1999. Check-list of North American Birds. Seventh edition, Washington, D. C. 131 p. <http://www.aou.org/birlist.htm>
- Arriaga, W. S. 1999. Composición y estructura de la ornitofauna de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. 53 p.

- Barrera, S. C., J. Correa S., A. Fernández M., C. Garibay O., E. Lopez H., O. Manzano B., y H. Verónica V. 1988. Propuesta de establecimiento y manejo de una reserva de la biosfera en los pantanos de Centla, Tabasco, México. 667-688. In: Ecología y conservación del Delta de los ríos Usumacinta y Grijalva (memorias). INIREB-División Regional Tabasco (eds). Villahermosa, Tabasco. 714 p.
- Bartlett, M. S. 1937. Properties of sufficiency and statistical test. Proc. Roy. Soc. A-160:128-138.
- Bastow, W. J. 1999. Guilds, functional types and ecological groups. *Oikos* 86(3): 507-522.
- Berret, D. G. 1962. The birds of the mexican state of Tabasco. Louisiana State University, Ph. D. Thesis. 404 p.
- Blair, B. R. 1996. Land use and avian species diversity along an urban gradient. *Ecological Applications* 6 (2):506-519.
- Blake, J. G., and B. A. Loiselle. 2001. Bird assemblages in second growth and old-growth forest, Costa Rica: perspectives from mist nets and point counts. *Auk*. 118:304-326.
- Bravo-Nuñez, E. 1991. Sobre la cuantificación de la diversidad biológica. *Hidrobiológica* 1(1): 87-93.
- Brodkorb, P. 1943. Birds from the gulf lowlands of southern Mexico. Museum of zoology, University of Michigan, USA. 88 P.
- Bryce, A. S., M. Hughes R., and R. Kaufman P. 2002. Development of a bird integrity index: using bird assemblages as indicators of riparian condition *Environmental Management* 30: 294-310.
- Canterbury, G. E., E. Thomas M., R. Daniel P., J. Lisa P., and F. David B. 2000. Bird communities and habitat as ecological indicators of forest condition in regional monitoring. *Conservation Biology* 14: 544-558.
- Centeno, A. B. E. 1994. Estado actual del conocimiento de la avifauna de Tabasco: revisión bibliográfica. Tesis de licenciatura. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. 164 p.
- Chablé-Santos, J. B., P. Escalante-Pliego., y G. López-Santiago. 2005. Aves. Cap. 12: 261-282. En: Bueno J., F. Álvarez y S. Santiago (eds). Biodiversidad del Estado de Tabasco. Instituto de Biología, UNAM-CONABIO, México. Primera edición, 386 p.
- Coates-Estrada, R., y A. Estrada. 1985. Lista de las aves de la Estación de Biología Los Tuxtlas. Instituto de Biología. UNAM. 41 p.
- Colwell, R. K., and J. A. Coddington. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society (Series B)* 345:101-118.
- Colwell, R. K. 2000. Estimates: Statical estimation of species richness and shared species from samples. Version Win 6b1a. Department of Ecology and Evolutionary Biology. University of Connecticut, USA. User's guide and application published at: <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>.

- Connell, M. L. 1978. Diversity in tropical rain forest and coral reefs. *Science*. 199:1302-1310.
- Córdova, A. A. 2002. Situación actual de la población de anátidos en la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla. Tesis de maestría. Colegio de Postgraduados. 64 p.
- Croonquist, J. M., and P. Brooks R. 1991. Use of avian and mammalian guilds as indicators of cumulative impacts in riparian-wetland areas. *Environmental Management*. 15(5):701-714.
- DeGraaf, M. R. 1995. Neotropical Migratory Birds: natural history, distribution and population change.
- Denslow, J. S. 1980. Patterns of plant species diversity during succession under different disturbance regimes. *Oecología*. 46:18-21.
- Dufrené, M., and P. Legendre. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*. 67(3): 345-366.
- Elisabeth, S. B. 2004. Birds as bio-indicators of the ecological integrity of the Sabie River, Mpumalanga. Thesis of Master Science. Rand Afrikaans University. 178 p.
- Ferreira, V. L., and F. Laurance W. 1997. Effects of forest fragmentation on mortality and damage of selected trees in Central Amazonia. *Conservation Biology*. 11(3):797-801
- Findlay, C. S., and J. Houlihan. 1997. Anthropogenic Correlates of Species Richness in Southeastern Ontario Wetlands. *Conservation Biology*. 11(4): 1000-1009.
- Grantham, M. 1993. Centla Wetland Expedition. Final Report. University of East Anglia, University of Tabasco. 35 p.
- Guadarrama, O. M. A., y G. Ortiz G. 2000. Análisis de la flora de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla. *Universidad y Ciencia*. 15(30): 67-104.
- Hair, J. D. 1980. Measurement of Ecological Diversity. Chapter sixteen 269-275. En: Schemnitz S. D. (Ed). *Wildlife Management Techniques Manual*. The Wildlife Society, Washington, D. C. 686 p.
- Higgins, I. S., M. Richardson D., M. Cowling R., and H. Trinder-Smith T. 1999. Predicting the landscape-scale distribution of alien plants and their threat to plant diversity. *Conservation Biology*. 13(2):303-313.
- Hill, J. K., and K. C. Hamer. 2004. Determining impacts of habitat modification on diversity of tropical forest fauna: the importance of spatial scale. *Journal of Applied Ecology*. 41: 744-754.
- Hobbs, J. R., and F. Huenneke L. 1992. Disturbance, diversity, and invasion: implications for conservation. *Conservation Biology* 6(3):324-337.
- Howell S. N. G. and S. Webb. 1995. *A guide to the birds of Mexico and Northern Central America*. Oxford University Press. 851 p.
- Hughes, R. G. 1986. Theories and models of species abundance. *American Naturalist* 128: 879-899.

- Hutto, L. R., M. Pletschet S., and P. Hndricks. 1986. A fixed-radius point count method for nonbreeding and breeding season use. *The Auk* 103: 593-602.
- Hutto, L. R., and Y. Jock. 2002. Assessing the biological integrity of wetlands in Montana using bird communities. Division of Biological Sciences. University of Montana. 9 p.
- Infante, G. S. 1980. Métodos estadísticos no paramétricos. Centro de estadística y calculo. Colegio de Postgraduados. 189 p.
- Jaksic, M. F. 1981. Abuse and misuse of the term “guild “ in ecological studies. *Oikos*. 37(3): 397-400.
- Jímenez-Valverde, A., y J. Hortal. 2003. Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología*. 8(31): 151-161.
- Johns, A. D. 1991. Responses of Amazonian Rain Forest Birds to Habitat Modification. *Journal of Tropical Ecology*. 7(4): 417-437.
- Karr, J. R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6: 21-27.
- Karr, J. R. 1991. Biological integrity: a long – neglected aspect of water resource management. *Ecological Applications* 1: 66-84.
- Kati, V. I., and C. H. Sekercioglu. 2006. Diversity, ecological structure, and conservation of the landbird community of Dadia reserve, Greece. *Diversity and Distributions* 12: 620-629.
- Krebs, Ch. J. 1999. *Ecological Methodology*. University of British Columbia. Second edition. 620 p.
- Krúgel, M., and L. Anjos. 2000. Bird communities in forest remnants in the city of Maringá, Paraná State, Southern Brazil. *Ornitología Neotropical*. 11: 315-330.
- Lambeck, J. R. 1997. Focal species: a multi-species umbrella for nature conservation. *Conservation Biology*. 11(4):849-856.
- Landres, P. B., J. Verter., and W. Thomas J. 1988. Ecological uses of vertebrate indicator species: a critique. *Conservation Biology*. 2: 316-328.
- Liu, Z., Z. XiaoYing., and L. XinMin. 2002. Relationship between disturbance and vegetation. *Acta Prataculturae Sinica* 11: 1-9.
- López, D. R., and M. Siobhan F. 2001. Testing the floristic quality assessment index as an indicator of wetland condition. *Ecological Applications*. 12(2): 487-497.
- López-Hernández, E. S. 1993. Aspectos de la vegetación de los pantanos del municipio de Centla, Tabasco. *Universidad y Ciencia*. 10(19): 43-56.
- Ludwig, A. J., and F. Reynolds J. 1988. *Statistical Ecology: a primer on methods and computing*. A wiley-Interscience Publication. 335 p.

- Lyons, J., S. Navarro P., A. Cochran P., E. Santana C., and M. Guzmán A. 1995. Index of biotic integrity based on fish assemblages for the conservation of stream and rivers in West-Central Mexico. *Conservation Biology* 9: 569-584.
- Magurran, A. E. 1988. *Ecological Diversity and its measurement*. Princeton University Press, New Jersey . 179 p.
- Martin, A. C., S. Zim H., and L. Nelson A. 1951. *American Wildlife & Plants. A guide to wildlife food habits*. Dover Publications, Inc. New York, N. Y. 500 p.
- Mcdowall, M. R., and J. Taylor M. 2000. Environmental indicators of habitat quality in a migratory freshwater fish fauna. *Environmental Management* 25 (4): 357-374.
- Merino, I. M., y J. Soremsen. 1988. La zona costera mexicana: recursos, problemas e instituciones. p. 91-110 In: *Ecología y Conservación del Delta de los Ríos Usumacinta y Grijalva. Memorias. Gobierno del estado de Tabasco*. 714 p.
- Milesi, A., F. Marone L., L. Casanave J., R. Cueto V., y T. Mezquida E. 2002. Gremios de manejo como indicadores de las condiciones del ambiente: un estudio de caso con aves y perturbaciones del hábitat en el Monte Central, Argentina. *Ecología Austral*. 12: 149-161.
- Mills, E. L., J. H. Leach., J. T. Carlton., and C. L. Secor. 1994. Exotic species and the integrity of the Great Lakes. *BioScience*. 44(10): 666-676.
- Minshall, G. W., R. C. Petersen Jr., and C. F. Nimz. 1985. Species richness in streams of different size from the same drainage basin. *American Naturalist*. 125: 16-38.
- Molino, J. F., and D. Sabatier. 2001. Tree diversity in tropical rain forest: a validation of the intermediate disturbance hypothesis. *Science*. 294: 1702-1704.
- Moreno, C. E. 2001. *Métodos para medir la biodiversidad. M&T-Manuales y Tesis SEA, Vol. 1*. 83 p.
- National Geographic. 2002. *Field guide to the birds of North America. Fourth edition*. Washinton, D. C. 480 p.
- Ogden, J. C., C. Eugene K., and A. Sprunt Iv. 1988. Colonial Wading Bird Populations in the Usumacinta Delta, México. p. 595-605 In: *Ecología y Conservación del Delta de los Ríos Usumacinta y Grijalva. Memorias. Gobierno del estado de Tabasco*. 714 p.
- O'Connell, T. J. L., E. Jackson L., and P. Brooks R. 1998. A bird community index of biotic integrity for the Mid-Atlantic highlands. *Environmental Monitoring and Assessment*. 51: 145-156.
- Peterson, R. T., y L. Chalif E. 1989. *Aves de México: Guía de campo*. Ed. Diana, México. 479 p.
- Pielou, E. C. 1975. *Ecological diversity*. John Wiley and Sons, Inc., New York. 165 p.
- Poiani, K. A., M. D. Merrill., and K. A. Chapman. 2001. Identifying conservation-priority areas in a fragmented Minnesota landscape based on the umbrella species concept and selection of large patches of natural vegetation. *Conservation Biology*. 15: 513-522.

- Ralph, C. J., G. Geupel R., P. Pyle., T. Martín E., D. DeSante F., y B. Milá. 1996. Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres. Department of agriculture and Forest Service. USA. 46 p.
- Rappole, J. H. 1995. The Ecology of Migrant Birds. A Neotropical perspective. Smithsonian Institution Press. Washington 269 p.
- Roberge, M. J., and A. Per. 2004. Usefulness of the umbrella species concept as a conservation tool. *Conservation Biology*. 18(1): 76-85.
- Rodrigues, F. de O., C. Lamparelli C., and O. de Moura D. 1999. Environmental Impact in Mangrove Ecosystems: São Paulo, Brazil, p. 175-198. In: A. Yañez-Arancibia y A. L. Lara-Dominguez (eds). *Ecosistemas de Manglar en América Tropical*. Instituto de Ecología, A. C. México, UICN/ORMA, Costa Rica, NOAA/NMFS Silver Spring MD USA. 380 p.
- Romero, G. J. C., A. García M., C. A. Bautista J., y P. H. Pérez A. 2000. Caracterización de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla. *Universidad y Ciencia*. 15(30):15-28.
- Root, R. B. 1967. The niche exploitation pattern of the Blue-gray Gnatcatcher. *Ecological Monographs*. 37: 317-350.
- Sánchez, M. D., A. Harvey C., A. Grijalva., A. Medina., S. Vilchez., y B. Hernández. 2005. Diversidad, composición y estructura de la vegetación en un agropaisaje en Matiguás, Nicaragua. *Revista de Biología Tropical*. 53(3-4): 387-414.
- Santiago, A. D. 2000. Estructura de la avifauna en dos comunidades de selva baja espinosa perennifolia (*Haematoxylon campechianum*) de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla. Tesis de licenciatura. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. 62 p.
- Schulze, C. H., M. Walter., P. J. Kessler A., R. P. Shaha buddin., D. Veddeler., M. Mühlenberg., S. R. Gradstein., C. Leuschner., I. Steffan-Dewenter., and T. Tschardtke. 2004. Biodiversity indicator groups of tropical land-use systems: comparing plants, birds and insects. *Ecological Applications*. 14(5): 1321-1333.
- Segnini, S. 2003. El uso de macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua. *Ecotrópicos* 16(2): 45-63.
- SEMARNAP. 2000. Programa de Manejo de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla. Instituto Nacional de Ecología. 220 p.
- SEMARNAT. 2001. Norma Oficial Mexicana (NOM-059-ECOL-2001). Secretaría de Medio Ambiente y recursos Naturales. Especies y subespecies de flora y fauna silvestres y acuática en peligro de extinción, amenazadas, raras y las sujetas a protección especial. Diario Oficial de la Federación, México.
- SEMARNAT. 2003. Norma Oficial Mexicana (NOM-022-SEMARNAT-2003). Especificaciones para la preservación, conservación, aprovechamiento sustentable y restauración de los humedales costeros en zonas de manglar. Diario Oficial de la Federación. Primera Sección. México, D. F. 45 p.

- Shapiro, S. S., and B. Wilk M. 1965. An analysis of variance test for normality (complete samples). *Biometrika* 52(3-4): 591-611.
- Shapiro, S. S., and Francia. 1972. An approximate analysis of variance test for normality. *J. Am. Stat. Assoc.* 67: 215-216.
- Sol, S. A., E. S. López H., y F. Maldonado M. 2000. Estudio etnobotánico en la Reserva de los Pantanos de Centla, Tabasco, México. I: un primer enfoque. *Universidad y Ciencia.* 15 (30): 105-113.
- Sokal, R. R., and F. Rohlf F. 1999. *Introducción a la estadística.* State university of New York at Stony Brook. Editorial Reverte, S. A. 362 p.
- Steel, R. G. D., and H. Torrie J. 1980. *Principles and procedures of statistics with special reference to the biological sciences.* McGraw-Hill Book Company inc, New York. 481 p.
- Southwood, T. R. E. 1978. *Ecological Methods.* Second edition. John & Sons, New York. 524 p.
- Suárez, V. A., S. Pfennig., and K. Robinson S. 1997. Nesting success of a disturbance-dependent songbird on different kinds of edges. *Conservation Biology.* 11(4): 928-935.
- Szaro, C. R. 1986. Guild management: an evaluation of avian guilds as a predictive tool. *Environmental Management.* 10(5): 681-688.
- Thompson, K., and A. Jones. 1999. Human population density and prediction of local plant extinction in Britain. *Conservation Biology.* 13(1): 185-189.
- Wootton, J. T. 1998. Effects of Disturbance on Species Diversity: A Multitrophic Perspective. *The American Naturalist.* 152(6): 803-825.
- Tramer, E. J. 1969. Bird species diversity: components of Shannon's formula. *Ecology.* 50(5): 927-929.
- Ugland, K. I., and S. Gray J. 1982. Lognormal distributions and the concept of community equilibrium. *Oikos.* 39: 171-178.
- Verner, J. 1984. The guild concept applied to management of bird populations. *Environmental Management.* 8(1): 1-14.
- Walz, R. 2000. Development of environmental indicator systems: Experiences from Germany. *Environmental Management.* 25 (6):613-623.
- Walter, M., A. Mardiasuti., and M. Mühlenberg. 2004. Effects of land use on bird species richness in Sulawesi, Indonesia. *Conservation Biology.* 18(5): 1339-1346.
- Winker, K., S. Arriaga W., J. L. Trejo P., and P. Escalante P. 1999. Notes on the avifauna of Tabasco. *Wilson Bulletin* 111(2):229-235.
- Yorio, P., y Q. Flavio. 1996. Efectos del disturbio humano sobre una colonia mixta de aves marinas en Patagonia. *Hornero* 14:60-66.

CAPITULO II

DESARROLLO DE UN ÍNDICE DE INTEGRIDAD BIOLÓGICA AVIFAUNICO
PARA DOS ASOCIACIONES VEGETALES DE LA RESERVA DE LA BIOSFERA
PANTANOS DE CENTLA, TABASCO

DEVELOPING AN INDEX OF AVIAN BIOLOGICAL INTEGRITY FOR TWO
VEGETATION ASSOCIATIONS AT PANTANOS DE CENTLA BIOSPHERE
RESERVE, TABASCO

DESARROLLO DE UN ÍNDICE DE INTEGRIDAD BIOLÓGICA AVIFAUNICO PARA DOS ASOCIACIONES VEGETALES DE LA RESERVA DE LA BIOSFERA PANTANOS DE CENTLA, TABASCO

RESUMEN

Se evaluó la salud de los Pantanos de Centla mediante un índice de integridad biológica (IBI), utilizando a las aves como indicadoras. Se seleccionaron dos zonas de manglar (ZONA1 y ZONA2) y una de popal-tular (ZONA3), en cada zona se ubicaron sitios en diferentes condiciones de perturbación (perturbado, semiconservado y conservado). Un análisis de cambio de cobertura con imágenes de satélites Landsat MSS 1976 y ETM 2002 mostró pérdidas de cobertura de manglar de 21 – 31 % y tasas de deforestación anual de 0.8 – 1.18 %. El registro histórico de especies de aves para la Reserva es de 328, detectándose el 57.6 % en este estudio; los valores del IBI para la ZONA1 variaron entre 51.2 y 80.5 para áreas perturbadas y conservadas, respectivamente; en la ZONA2 los valores fueron de 59.3 a 80.5; y la ZONA3 tuvo valores de 47.9 a 71.3. La correlación de Pearson indica que las variables del IBI que mejor responden a un gradiente de perturbación son las aves generalistas ($P<0.1$), las exóticas ($P<0.3$) y las piscívoras ($P<0.5$). Se detectó una relación lineal significativa ($r^2=0.73$, $P<0.05$) entre el IBI y el gradiente de perturbación. Un análisis de Bray-Curtis indica similitud en la composición de especies de aves entre niveles equivalentes de perturbación. Los valores del IBI permiten concluir que las aves funcionan como buenas indicadoras biológicas de la salud de los ecosistemas; las áreas más impactadas por actividades antropogénicas exhiben vulnerabilidad al favorecer especies tolerantes, mientras las áreas menos impactadas presentan una alta integridad al registrar el mayor número de especies con requerimientos de vegetación madura.

Palabras clave: Integridad biológica, condición ecológica, aves, hábitat, manglar, popal, tular.

DEVELOPING AN INDEX OF AVIAN BIOLOGICAL INTEGRITY FOR TWO
VEGETATION ASSOCIATIONS AT PANTANOS DE CENTLA BIOSPHERE
RESERVE, TABASCO

ABSTRACT

The health of Centla wetlands was evaluated through an index of biological integrity (IBI), using birds as the indicator group. Mangrove (ZONE1 and ZONE2) and popal-tular (ZONE3) areas were selected, in each zone sites under different degree of perturbation were located (perturbed, semiconserved, conserved). An analysis of land coverage change using satellite imagery of Landsat MSS 1976 and ETM 2002 showed losses in mangrove coverage between 21 – 31 %, and annual deforestation rates of 0.8 to 1.2 %. The historic record of bird species for the Reserve is of 328, of which 57.6 % were detected in this study; IBI values in ZONE1 varied between 51.2 and 80.5 for disturbed and conserved areas, respectively; in ZONE2 the values were 59.3 to 80.5; and in ZONE3 values were 47.9 to 71.3. Pearson correlation indicates that the IBI variables that better respond to a disturbance gradient are Generalist Birds ($P < 0.1$), Invasive birds ($P < 0.3$), and Fish-eating birds ($P < 0.5$). There was a significant linear relationship ($r^2 = 0.73$, $P < 0.05$) between the IBI and the disturbance gradients. The Bray-Curtis analysis indicates similarity in bird species composition among equivalent levels of disturbance. The IBI values allow to conclude that birds are good biological indicators of the ecosystem health; the areas most impacted by anthropogenic activities exhibit vulnerability since they favor tolerant species, while the less impacted areas present a high level of integrity because they register the highest number of species with mature vegetation requirements.

Key words: Biological integrity, ecological condition, birds, habitat, mangrove, popal, tular

2.1. INTRODUCCIÓN

La afectación que ejercen las actividades humanas sobre los sistemas ecológicos hace necesario el uso de indicadores para monitorear y evaluar la salud e integridad biológica (Karr 1981, Croonquist y Brooks 1991, Canterbury *et al.* 2000, Gergel *et al.* 2002). La integridad biológica se define como “la habilidad de un sitio para soportar y mantener un conjunto balanceado, integrado y adaptado de organismos que tienen una composición de especies, diversidad y organización funcional comparable a la del hábitat natural de la región” (Karr 1991).

Los índices de integridad biológica (Indexes of Biological Integrity o IBI) son indicadores ecológicos que describen, cualitativa y cuantitativamente, el estado y la condición de los posibles impactos sobre el ecosistema (Lyons *et al.* 1995, Elisabeth 2004). Los IBI se calculan a partir de variables derivadas de una o varias características de los ecosistemas, particularmente de sus comunidades bióticas, que son sensibles a cambios en la integridad biológica como resultado de actividades humanas (Bradford *et al.* 1998, Bryce *et al.* 2002). Los IBI fueron originalmente aplicados en la evaluación de la condición biológica de los arroyos en la región norte-centro de los Estados Unidos, utilizando como indicadores a las comunidades de peces (Karr 1981). Desde entonces los IBI han sido modificados y utilizados en otras regiones, ecosistemas y taxa (Lyons *et al.* 1995, Loughheed y Chow-Fraser 2001, Wilcox *et al.* 2002). Las aves también han sido señaladas, de manera reciente, como un grupo idóneo para su inclusión en el desarrollo de los IBI, debido a que son buenas indicadoras ecológicas a escala local y regional (O’Connell *et al.* 1998, Bryce *et al.* 2002). En Estados Unidos se han desarrollado con éxito IBI avifaúnicos que se han aplicado con éxito en

humedales (Galatowitsch *et al.* 1999, DeLuca *et al.* 2004, Tara y Steven 2005) y vegetación terrestre (López y Siobhan 2001, Noson y Hutto 2005), pero no se ubicaron reportes de su aplicación en ambientes tropicales.

La Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla (RBPC) es un área natural protegida ubicada al sur del Golfo de México en el estado de Tabasco, México. Representa una de las zonas pantanosas tropicales más importantes de Mesoamérica. Fue declarada en 1992 Reserva de la Biosfera del Programa MAB (El Hombre y la Biosfera) de la UNESCO (Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia, la Cultura y la Comunicación) (SEMARNAP 2000); se considera humedal de importancia internacional por RAMSAR desde 1995 (Romero 2000); y es reconocida como Área de Importancia para la Conservación de las Aves (AICA) (Arriaga *et al.* 2000), entre otras designaciones. Los principales tipos de vegetación de la Reserva son popal-tular, manglar, selvas y sabanas, que han estado sometidos a fuertes presiones antropogénicas resultando en varios niveles de perturbación. La avifauna de la Reserva es relativamente bien conocida, reportándose hasta ahora 328 especies. Tanto el gradiente de perturbación del hábitat como el conocimiento de la avifauna presente, hacen de Pantanos de Centla un sitio idóneo para constatar la aplicación del concepto de IBI (SEMARNAP 2000).

El objetivo general de este estudio fue desarrollar un índice de integridad biológica avifaunícola (IBI) para la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla. Los objetivos específicos fueron: 1) Evaluar si las aves son buenas indicadoras de la salud ambiental de los ecosistemas de humedal en Pantanos de Centla; 2. Determinar si los valores del índice de integridad biológica se relacionan con un índice de perturbación; 3). Valorar la efectividad del índice de

integridad biológica en manglar cuando son aplicados a sitios con niveles de perturbación equivalentes.

2.2. MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Pantanos de Centla es un humedal principalmente de tipo palustre o pantano de agua dulce, producto de la acumulación aluvial de sedimentos terrígenos que favorecen la formación de áreas susceptibles de inundación (López-Hernández 1993, Cámara-Córdova 2000, Barba-Macías *et al.* 2006). Se ubica al noreste del estado de Tabasco (Figura 1) entre los municipios de Frontera, Macuspana, Jonuta y Villahermosa; sus coordenadas extremas son 17°57'45" y 18°39'58" de latitud norte y 92°06'30" y 92°47'58" de longitud oeste (Arriaga 1999); ocupan una superficie de 302,707 ha, que representan el 12.3 % de la superficie del estado de Tabasco, la vegetación que predomina en la Reserva son las comunidades hidrófilas (Figura 1). (SEMARNAP 2000).

Detección de cambios de uso del suelo

Se analizaron imágenes de satélite Landsat Multi-Spectral Scanner (MSS) 1976 y Enhanced Thematic Mapper (ETM) 2002 a una resolución de 30 m de la Reserva de Pantanos de Centla (zonificación primaria) con los paquetes geomáticos IDRISI 3.2 y ARC VIEW 3.1. En ambas imágenes se hizo una composición tipo RGB con las bandas 432 y 321; aplicándose una clasificación supervisada (De la Lanza *et al.* 1993, Ramírez-García *et al.* 1998, Sánchez-Azofeifa *et al.* 1998) y se digitalizaron las diferentes coberturas de suelo, asignándoles nombres y atributos. Posteriormente, se revisó la información de cada tipo de cobertura con la

carta de uso de suelo y vegetación escala 1:100,000 (PEMEX 1999), para verificar la correcta asignación de los tipos de vegetación. Finalmente, se calcularon las áreas (m²) en ambos años para cada tipo de cobertura de suelo y se aplicó un procedimiento de intersección para obtener los cambios ocurridos entre los años 1976 y 2002 (Sánchez-Azofeifa *et al.* 1998, SEMARNAT 2005).

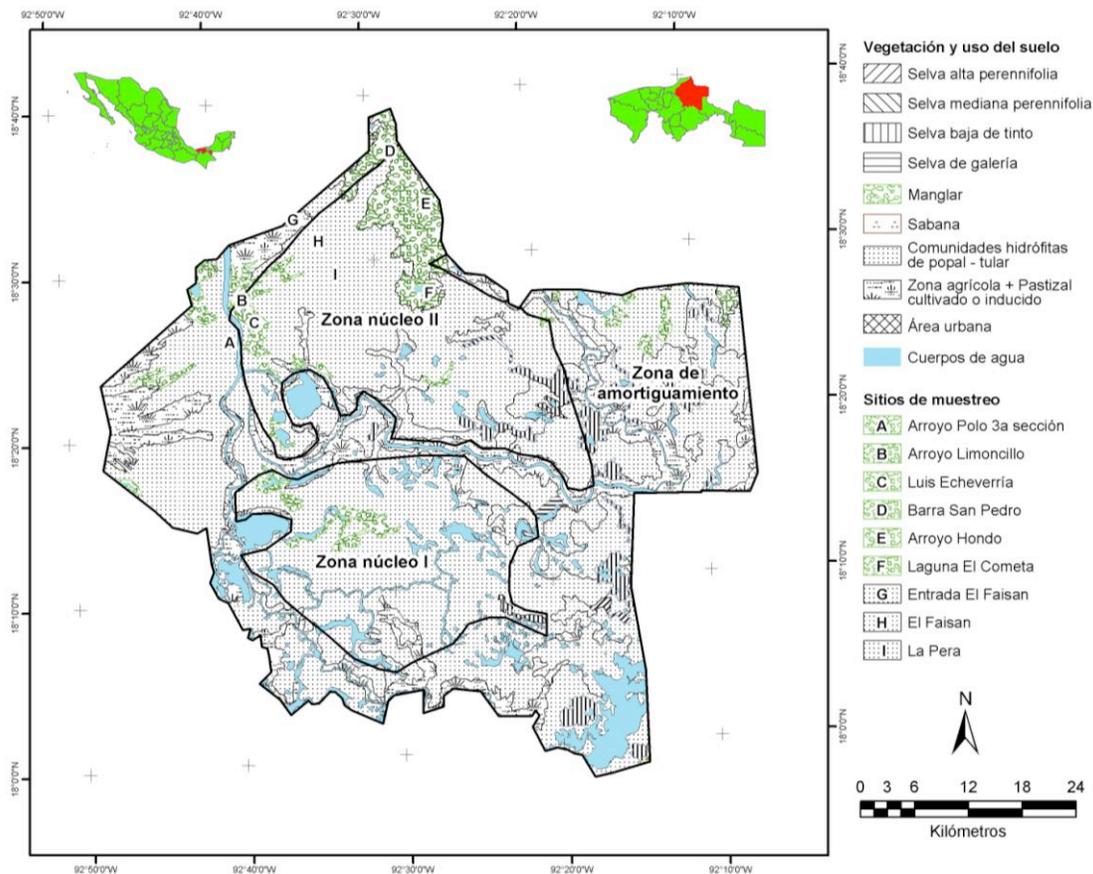


Figura 1. Mapa de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla indicando los tipos de vegetación y la ubicación de los sitios de estudio.

Sitios de muestreo y definición de un índice de perturbación (gradiente de perturbación)

El estudio se realizó en la Zona Núcleo II (Figura 1), en donde se realizó una estratificación de la vegetación, utilizando las cartas de hidrología y vegetación escala

1:100,000 (PEMEX 1999). Se eligieron los estratos de manglar y zonas inundables de popal-tular; en manglar, se escogieron dos zonas de estudio (ZONA1 y ZONA2) y una de popal tular (ZONA3). En cada zona se establecieron tres sitios de muestreo, cada uno representó una condición de perturbación diferente, en un gradiente de baja (Conservado), mediana (Semiconservado) y alta perturbación (Perturbado). Así, se contó con un total de nueve estaciones de muestreo. El grado de perturbación de cada sitio fue caracterizado mediante una evaluación cuantitativa, asignándose un puntaje en un rango de 1 a 5, donde 1 corresponde a mínima perturbación y 5 a máxima perturbación. El puntaje se generó con base a los siguientes criterios: acceso a vías de comunicación (presencia o ausencia de carretera pavimentada y terracería), ríos (primario, secundario, terciario), centros de población (urbana/semiurbana, rural y su distancia a los sitios de muestreos), el tipo de acceso a los sitios (vehículo, lancha, cayuco), actividades antropogénicas como ganadería (número de cabezas de ganado y abundancia de *Bubulcus ibis*), pesca (artes de pesca: tarraya, chinchorro, anzuelo, nasas, no pesca), actividad petrolera (pozos activos y no activos, no pozos), presencia humana (número de casas y de personas registradas cerca de los sitios). Con el puntaje obtenido de cada sitio se derivó un índice de perturbación (IPE) para cada uno siguiendo los lineamientos de Bryce *et al.* (2002). Cada una de estas variables recibió un puntaje de 1-5 (i.e., de una mínima a una alta perturbación) y se obtuvo un puntaje máximo que sirvió para calcular mediante interpolación lineal el valor final para cada sitio en una escala de 0-100.

Estudio de la avifauna

Se realizaron 11 salidas mensuales (de febrero de 2004 a febrero de 2005, excepto los meses de mayo y septiembre de 2004, para un total de 66 días), para obtener datos sobre la

abundancia y riqueza de aves. En cada visita se hicieron recorridos terrestres y acuáticos, realizando puntos de recuento o de conteo sin radio fijo a lo largo de transectos, con una distancia mínima de 200 m entre cada punto para evitar el conteo repetido de individuos. Un punto de recuento consistió en un lugar fijo desde donde se registraron todas las especies detectadas (observadas o escuchadas), durante un lapso de 10 minutos (Hutto *et al.* 1986, Ralph *et al.* 1996). En total se ubicaron 90 puntos de recuento distribuidos entre las nueve estaciones de muestreo (10 puntos por estación de muestreo). Los conteos fueron realizados de 6:00 a 11:30 y 16:15 a 18:45 hrs; el mismo observador realizó el muestreo en todas las ocasiones. Los puntos fueron revisitados en una secuencia diferente en cada visita. No se realizaron conteos durante tiempo adverso (nublados, con vientos y lluvias).

Las observaciones de aves fueron realizadas con binoculares 10x50 Bushnell y la identificación de las especies se determinó con el apoyo de guías de campo estándar (Peterson y Chalif 1989, Howell y Webb 1995, National Geographic 2002). Para las especies difíciles de identificar se obtuvieron fotografías y videograbaciones (con una cámara digital Handycam 700x) que posteriormente fueron revisadas con detalle para la identificación precisa de las especies. En cada punto de recuento los datos registrados incluyeron: especie, número de individuos, distancia del observador al ave, localidad y hora.

Análisis de datos

Desarrollo del índice de integridad biológica avifaúnica

Tomando como base los procedimientos de O'Connell *et al.* (1998) y Bryce *et al.* (2002), el desarrollo del IBI implicó los siguientes pasos:

1. Condición de referencia. Para poder realizar las comparaciones entre los sitios de cada asociación vegetal, se usó el concepto de condición de referencia; esto es, aquella que representa la mejor situación de integridad biológica que pudo o puede existir en las áreas estudiadas. Para este análisis se consideró el registro histórico de especies (RH), es decir, el número de especies que han sido reportadas para la RBPC en los últimos 64 años (i.e., registros históricos a la fecha) (Brodkorb 1943, Berret 1962, Grantham 1993, Arriaga 1999, Winker *et al.* 1999, Santiago 2000, Aguilar *et al.* 2001, Córdova 2002, Chable-Santos *et al.* 2005). Otra fuente de datos consideradas fueron las colecciones de aves de la División Académica de Ciencias Biológicas de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco (CAT-DACB-UJAT) y del Instituto de Biología de la Universidad Nacional Autónoma de México (CNAV-IBUNAM). Del listado obtenido de ambas fuentes de información, se agruparon aquellas especies que potencialmente pueden esperarse para sitios de manglar, zonas inundables de popal-tular, o en ambas asociaciones vegetales (Berret 1962, Peterson y Chalif 1989, Howell y Webb 1995, Arriaga 1999, Chable-Santos *et al.* 2005). También se obtuvo un registro de campo (RC), el cual incluye la abundancia o el número de especies registrada durante la fase de muestreo. Los valores de los registros históricos (RH) y de campo (RC) de la avifauna de Centla se usaron para valorar a las especies de acuerdo a su correspondencia sobre cada variable empleada en el IBI.

2. Variables. Se seleccionaron 14 variables (Cuadro 1) o atributos biológicos (i.e., particularidades de las comunidades avifaónicas) que se asume cambian en la zona de estudio a lo largo de un gradiente de perturbación humana. Dichas variables se agruparon en cinco categorías: 1) Estacionalidad, 2) Estatus, 3) Gremios de alimentación, 4) Especificidad del

hábitat y 5) Diversidad de especies-índice de Shannon). (Peterson y Chalif 1989, Croonquist y Brooks 1991, Howell y Webb 1995, O'Connell *et al.* 1998, Bryce *et al.* 2002).

3. Puntaje. Para cuantificar los atributos biológicos en cada sitio, se uso un sistema de puntaje en una escala de 0 a 10 para aquellas variables cuya tendencia era disminuir a mayor influencia humana; donde cero representa la condición más perturbada (i.e. con mayor perturbación debido a influencia humana) y 10 representa la condición más conservada, utilizando el método de interpolación lineal (Bryce *et al.* 2002):

$$\text{Puntaje de variables} = \frac{\sum_{i=1}^n (\text{Valor observado de la variable/condición de referencia})}{n} * 10$$

En aquellas variables cuyo comportamiento se pronosticó que sus valores aumentarían conforme más perturbación antropogénica se presenta en un sitio, los puntajes simplemente se revirtieron (Cuadro 1).

La puntuación final del IBI para los sitios evaluados se determinó en una escala de 0-100, mediante la siguiente fórmula:

$$\text{Índice de integridad biológica} = \frac{\sum_{i=1}^n (\text{puntajes de las variables} * 10)}{\text{número de variables}}$$

4. Interpretación del IBI. La condición del humedal de acuerdo a los valores del IBI puede variar entre 0-100, donde 91-100 indica una condición biótica excelente o muy buena del sitio, 81-90=buena, 71-80= regular, 61-70= aceptable, 51-60= región umbral o de mínima conservación, <50= condición pobre.

Cada variable del IBI de cada zona se correlacionó con los valores correspondientes del IPE mediante un coeficiente de Pearson (ρ), para conocer el grado de respuesta o asociación entre los valores de ambos índices (Ramírez 1993), se realizó la prueba de normalidad de Shapiro Wilk y la de Hartley de homogeneidad de varianza (Hartley 1950, Shapiro y Wilk 1965, Ramírez 1993). También, se realizó un análisis de regresión para determinar si existe una relación lineal entre los valores obtenidos del IBI con los valores del IPE (Canterbury *et al.* 2000, Noson y Hutto 2005).

Cuadro 1. Variables en el desarrollo del IBI para Pantanos de Centla.

No.	VARIABLES O ATRIBUTOS BIOLÓGICOS DE LAS COMUNIDADES DE AVES	ACRÓNIMO	RESPUESTA PRE-DICHA DEBIDA AL IMPACTO HUMANO	ESCALA DE VALORES
1	Número de especies de aves residentes de manglar y de zonas inundables	RMZI	Disminuye	10-0
2	Número de especies de aves con poblaciones mixtas de residentes y migratorias	REMI	Aumenta	0-10
3	Número de especies de aves migratorias (residentes de invierno, verano y transitorias)	MIGRA	Aumenta	0-10
4	Abundancia de especies residentes y migratorias generalistas de hábitat	G	Aumenta	0-10
5	Número de especies de aves residentes y migratorias especialistas de humedal	EMZI	Disminuye	10-0
6	Abundancia de especies de aves exóticas	EXO	Aumenta	0-10
7	Número de especies de aves piscívoras	PMZI	Disminuye	10-0
8	Abundancia de especies piscívoras malacófagos especialistas de manglar y zonas inundables	Pm-MZI	Aumenta	0-10
9	Número de especies que consumen material vegetal y animal	O	Aumenta	0-10
10	Abundancia de especies que se alimentan de granos y semillas	Gr	Aumenta	0-10
11	Número de especies de aves carnívoras asociadas a manglar y zonas inundables	CMZI	Disminuye	10-0
12	Número de especies de aves carnívoras asociadas a hábitats generalistas	CHG	Aumenta	0-10
13	Diversidad de especies-índice de Shannon	H	Disminuye	10-0
14	Uniformidad de especies	U	Disminuye	10-0

Nota: en la variable RMZI, el número de especies estrictamente de manglar se complemento con el número de especies que se han registrado tanto en manglar como en zonas inundables (para sitios de MANGLAR); en el caso de sitios de POPAL-TULAR, el número de especies estrictamente de zonas inundables se complemento con el número de especies que se han registrado tanto en manglar como en zonas inundables. Lo mismo ocurrió con las variables PMZI y Pm-MZI. Un caso particular fue E-MZI, en donde, aparte de las residentes especialistas ya sea de manglar o popal-tular, o su combinación, se les anexaron las especialistas de las variables REMI y MIGRA.

Para los sitios de manglar se realizó un análisis de similitud para determinar si la composición de las especies de aves es comparable en sitios con niveles de perturbación equivalentes. Los índices de similitud son uno de los métodos usados para comparar comunidades, a través de medir el grado de asociación o similitud entre sitios o muestras. Se usaron dos índices; el Coeficiente de Comunidad de Jaccard (basado en datos de presencia-ausencia), sus valores van de 0 (nula similitud) hasta 1 (máxima similitud); y el método de Bray-Curtis (basado en datos de abundancia), cuyos valores van de 0 (máxima similitud) hasta 1 (nula similitud), aunque se han desarrollado diversos índices de similitud, los citados se encuentran entre los más usados por su confiabilidad al realizar análisis de datos de abundancia y de presencia-ausencia (Bray y Curtis 1957, Gauch 1973, Krebs 1999).

2.3. RESULTADOS

Cambio de uso de suelo

La Zona Núcleo I fue el área más afectada por el cambio de uso del suelo (Figura 2, Cuadro 2); esto es, entre 1976 y 2002 (26 años), la cobertura de manglar se redujo en un 30.79 %, resultante de la pérdida de 996 ha de este tipo de vegetación (una pérdida en promedio de 38.13 ha al año o 1.18 % como tasa de deforestación anual).

Cuadro 2. Pérdida de manglar (ha) en la Zonificación Primaria de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla de 1976-2002.

Zonificación Primaria	1976 ha	2002 ha	Pérdida (ha) de manglar	% cambio de cobertura	Tasa anual (%) de de- forestación	Pérdida (ha) Promedio / Año
Zona Núcleo I	3,235	2,239	996	30.79	1.18	38.13
Zona Núcleo II	15,093	11,437	3,656	24.22	0.93	140.63
Zona de Amor-tiguamiento	8,258	6,531	1,727	20.91	0.80	66.44

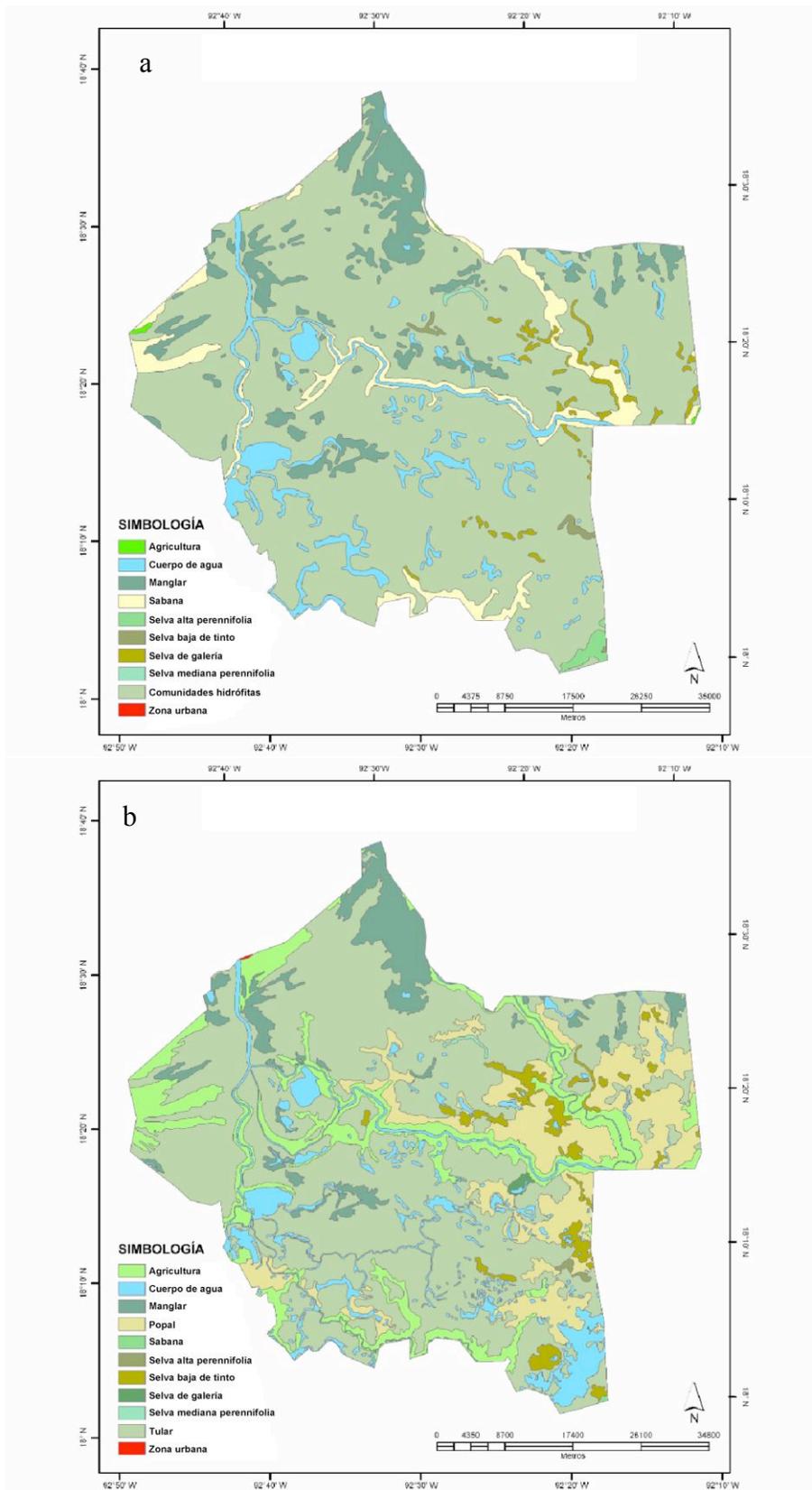


Figura 2. Uso de suelo en la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla: a) 1976; b) 2002.

Sitios de muestreo y obtención del índice de perturbación.

Con base en los resultados de cambio de uso de suelo, los sitios de muestreo se establecieron en la Zona Núcleo II, pues presenta parches de vegetación de manglar más grandes y continuos, además de ser el área con la mayor superficie de manglar en la RBPC (Cuadro 2).

De acuerdo con el índice de perturbación (IPE) calculado, se corroboró que sitios que estaban cerca de centros de población y que presentaban actividades humanas, registraron un mayor puntaje de perturbación (Cuadro 3), mientras que sitios que eran de difícil acceso y estaban retirados de centros de población, obtuvieron valores más bajos.

Índice de Integridad Biológica (IBI).

De un total de 339 especies que han sido registradas para la Reserva, se eliminaron 11, debido a que presentan errores en su identificación, clasificación y distribución; por lo que, el listado final considerado fue de 328 especies de aves (Anexo 1). De este total, 118 de ellas fueron también excluidas ya que debido a sus hábitos y a que no se distribuyen en los hábitats seleccionados no eran adecuadas para el análisis (e.g., ocasionales, nocturnas, litoral, playa y aquellas exclusivas de selva). Por consiguiente, la condición de integridad biótica de referencia consistió de 210 especies (Anexo 7) que si fueron propias o características de los tipos de vegetación (i.e., manglar y popal-tular) estudiados. La riqueza de especies observada durante el estudio consistió de 189 especies de aves, de éstas (a excepción de la diversidad de especies-variable H y la uniformidad de especies-variable U), sólo se consideraron 138 especies en el IBI para las 12 variables restantes, debido a que 51 de ellas se registraron fuera del protocolo de muestreo o en sitios o hábitats no incluidos en el estudio.

Cuadro 3. Desarrollo del índice de perturbación (IPE) en la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla.

Sitio de muestreo/tipo de perturbación	ZONA1-P	ZONA1-S	ZONA1-C	ZONA2-P	ZONA2-S	ZONA2-C	ZONA3-P	ZONA3-S	ZONA3-C
	Arroyo Polo 3ª sección	Luis Echeverría	Arroyo Limoncillo	Arroyo Hondo	Barra San Pedro	Laguna Cometa	El Faisán	Entrada el Faisán	La Pera
No. carros	5	1	1	1	1	1	5	3	1
No. personas	5	1	1	5	3	1	5	1	1
No. casas	5	1	1	5	1	1	5	1	1
No. lancha	5	1	1	5	1	1	1	1	1
No. cayuco	3	3	1	3	1	1	1	1	1
No. cab-ganado	5	1	1	5	1	1	5	1	1
No. <i>Bubulcus ibis</i>	5	1	1	5	1	1	5	1	1
Arte de pesca	5	5	3	5	5	3	3	1	3
PEMEX	1	1	1	1	1	1	1	3	3
Tipo población	5	3	1	3	5	1	5	3	1
Dist.a población	5	5	3	5	5	1	3	5	1
Tipo de río	5	3	1	5	3	3	1	1	1
Tipo de carretera	5	3	1	1	1	1	3	3	3
Suma (Σ)	59	29	17	49	29	17	43	25	19
IPE	90.76	44.61	26.15	75.38	44.61	26.15	66.15	38.46	29.23

El valor de 90.76 se obtuvo multiplicando la suma de los puntajes por 100 y dividiendo entre el valor del puntaje total esperado, es decir, $((59 \times 100)/65)$. El cálculo para los sitios de la ZONA1 fue: No. carro: $\geq 15.1=5$, $7.6-15=3$, $0-7.5=1$; No. persona: $\geq 23.1=5$, $11.6-23=3$, $0-11.5=1$; No. casas: $\geq 2.6=5$, $1.26-2.5=3$, $0-1.25=1$; Transporte: lancha=5, cayuco=3, Nulo=1; No. cabezas-ganado: $\geq 56.6=5$, $28.3-56.5=3$, $0-28.2=1$; *Bubulcus ibis*: $\geq 11.1=5$, $5.6-11=3$, $0-28.2=1$; Arte-pesca: Atarraya-chinchorro-aanzuelo-naza=5, Anzuelo-naza=3, Nulo=1; Pemex: Pozo activo=5, Pozo no activo=3, Nulo=1; Tipo-población: Urbano/semiurbano=5, Rural=3, Nulo=1, Distancia-población: $\leq 1.5\text{km}=5$, $1.6-3=3$, $\geq 3.1=1$; Tipo-ríos: Primario=5, Secundario/terciario=3, Nulo=1; Tipo-carretera: Principal/pavimentada=5, Secundaria/terraceria=3, Nulo=1. Los valores para cada zona cambian, ya que cada una de ellas es impactada de manera diferente.

De acuerdo con los valores resultantes del IBI (Cuadro 4 y Cuadro 5), dos sitios (ZONA1-C y ZONA2-C) presentan una buena condición ecológica (80.5) respectivamente y sólo un sitio (ZONA3-P) registra una pobre condición ecológica (47.9); los otros seis sitios variaron de una regular hasta una aceptable condición ecológica. Sin embargo, los valores del IBI muestran una relación inversa con los valores de la riqueza de especies de aves (Cuadro 4).

Cuadro 4. Interpretación de los valores del IBI para las asociaciones de manglar y popal-tular.

Nombre del Sitio	Tipo Vegetación	Condición perturbación	Acrónimo	No. spp	Valor IPE	Valor IBI	Grado conservación
Arroyo Polo 3ª sección Luis Echeverría	Manglar	Perturbado-P	ZONA1-P	59	90.77	51.17	Mínima
Arroyo Limoncillo	Manglar	Semiconservado-S	ZONA1-S	59	44.62	73.86	Regular
Arroyo Hondo	Manglar	Conservado-C	ZONA1-C	53	26.15	80.46	Buena
Barra San Pedro	Manglar	Perturbado-P	ZONA2-P	67	75.39	59.32	Mínima
Laguna Cometa	Manglar	Semiconservado-S	ZONA2-S	52	44.62	76.72	Regular
El Faisán	Manglar	Conservado-C	ZONA2-C	42	26.15	80.52	Buena
Entrada Faisán	Popal.Tular	Perturbado-P	ZONA3-P	74	66.15	47.87	Pobre
La Pera	Popal.Tular	Semiconservado-S	ZONA3-S	90	38.46	65.82	Aceptable
	Popal.Tular	Conservado-C	ZONA3-C	72	29.23	71.32	Regular

Nota: valores del IBI cercanos a 100 indican mayor calidad del hábitat; valores del IPE cercanos a 100 indican mayor perturbación.

Existe un incremento en el valor del IBI a menor grado de perturbación del sitio, en las tres zonas de estudio (Cuadro 3). Al existir normalidad y homogeneidad de varianzas, los resultados de la correlación de Pearson (ρ), indican que las variables del IBI que mejor respondieron al gradiente de perturbación en la ZONA1 fueron las relacionadas con las aves residentes de manglar y zonas inundables (RMZI), las residentes/migratorias (REMI), las migratorias (MIGRA), las piscívoras (PMZI), la abundancia de generalistas (G), exóticas (EXO), piscívoro-malacófagos (Pm-MZI), granívoras (Gr), la diversidad de especies (H) y la uniformidad de especies (U) (Cuadro 6). Un caso especial fue la variable carnívora de manglar y zonas inundables (CMZI) en la ZONA1, la cual registró una correlación positiva, esto significa que a diferencia de otras variables que respondieron de forma positiva a un incremento en el gradiente de perturbación, el valor del IBI obtenido fue notablemente mayor

Cuadro 5. Cálculo de los valores del IBI obtenido de cada variable en zonas de manglar y popal-tular en la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla.

Variables / zonas de muestreo, grado de perturbación y condición de referencia	ZONA1			ZONA2			ZONA3			CR								
	P	S	C	P	S	C	P	S	C	P	S	C	VC	CR	VC	VH		
Número de especies residentes de manglar y/o zonas inundables-RMZI	4.58	4.16	6.66	3.75	5.83	6.25	3.70	5.55	2.22	9.14	15	3.70	5.55	2.22	10.15	6	24.27	
Número de especies con poblaciones mixtas de residentes y migratorias-REMI	4.21	6.31	6.31	3.68	6.84	5.78	3.75	4.58	5.83	12.6	8	3.75	4.58	5.83	15.13	10	19.24	
Número de especies migratorias (residentes de invierno, verano y transitorias)-MIGRA	8.70	8.54	9.35	8.06	8.87	9.35	7.80	7.56	8.17	12.7	4	7.80	7.56	8.17	17.20	15	62.82	
Abundancia de especies residentes y migratorias generalistas de hábitat-G	3.53	7.83	8.63	4.20	7.42	8.36	4.20	7.40	9.07	238.106	67	3.52	7.40	9.07	2277.911	-	-	
Número de especies residentes y migratorias de manglar y/o zonas inundables-EMZI	5.47	4.28	5.71	5.23	5.47	6.19	5.23	4.57	2.42	22.23	26	3.71	4.57	2.42	26.32	17	42.70	
Abundancia de especies exóticas-EXO	0	10	10	0	10	10	0	10	10	32.0	0	0.30	9.69	10	100.5	32.0	-	
Número de especies Piscívoras de manglar y/o zonas inundables-PMZI	5.56	6.67	7.78	6.66	8.88	10	6.66	8.88	5	6.8	9	2.5	5	3.75	2.4	3	9.8	
Abundancia de especies Piscívoras malaco-fagos de manglar y/o zonas inundables-Pm-MZI	1.21	9.68	9.10	5.22	8	6.77	5.22	8	8.45	241.101	163	4.55	6.98	8.45	441.244	-	-	
Número de especies que consumen material vegetal y animal-O	1.0	6.66	10	1.0	10	10	1.0	10	10	0.0	0	6.66	6.66	10	1.1	0	3.3	
Abundancia de especies que se alimentan de granos y semillas-Gr	0.20	9.79	10	7.03	3.43	9.53	7.03	3.43	8.07	19.42	3	6.82	5.10	8.07	117.180	71	-	
Número de especies carnívoras asociadas a manglar y zonas inundables-CMZI	7.5	2.5	5	5	7.5	5	5	5	5	2.3	2	5	5	5	2.2	2	4.4	
Número de especies carnívoras asociadas a hábitats generalistas-CHG	8.57	8.57	8.57	8.57	8.57	10	8.57	8.57	8.57	1.1	1	5.71	8.57	8.57	3.1	1	7.7	
Diversidad de especies (índice-Shannon)-H	6.51	9.91	8.25	8.54	8.80	8	8.54	8.80	8.31	2.99	3.08	7.17	8.71	10	2.51	3.05	>=3.5=	
Uniformidad de especies-U	5.60	8.51	7.29	7.11	7.80	7.51	7.11	7.80	8.31	0.71	0.78	5.84	6.78	8.31	0.58	0.67	10	
Sumatoria-Σ	71.64	103	112	83.05	107	112	83.05	107	99.86	6703	9215	99.86	6703	9215	99.86	6703	9215	
Valor final del IBI	51.17			7386			8046			4787			6582			7132		

ZONA1 y ZONA2=Manglar, ZONA3=Popal-tular. P=Perturbado, S=Semiconservado, C=Conservado. CR=Condición de referencia, incluye los valores de campo (VC) y los históricos (VH). VC=es la abundancia o el número de especies registrada en campo en cada sitio, el valor (separado por un guión) pertenece a cada condición dentro de las zonas (P,S,C); VH=es el número de especies reportadas y esperadas para sitios de manglar y popal-tular, no incluye la abundancia de las especies.

en el área perturbada que en las otras dos condiciones de perturbación (Cuadro 3). En la ZONA2 las variables que mejor respondieron fueron las aves residentes de manglar y zonas inundables (RMZI), las residentes/migratorias (REMI), las migratorias (MIGRA), las especialistas de manglar y zonas inundables (EMZI), las piscívoras (PMZI), las carnívoras generalistas (CHG), la abundancia de generalistas (G), exóticas (EXO), piscívora-malacófagos (Pm-MZI) y la uniformidad de especies (U) (Cuadro 6); la variable diversidad de especies (H) presenta un caso similar a la variable carnívora (CMZI) de la ZONA1.

En la ZONA3, la abundancia de generalistas (G), exóticas (EXO), piscívoro-malacófagos (Pm-MZI), las especies mixtas: residentes/migratorias (REMI), omnívoras (O), carnívoras generalistas (CHG), la diversidad de especies (H) y la uniformidad de especies (U), son las que mejor responden de acuerdo al gradiente de perturbación en el IBI (Cuadro 5).

Cuadro 6. Coeficiente de correlación de Pearson entre los valores de las variables del IBI y el IPE.

Variables o atributos biológicos	Zonas de muestreo		
	ZONA1	ZONA2	ZONA3
Número de especies residentes de manglar y/o Zonas inundables de popal-tular-RMZI	-0.602***	-0.975**	0.177***
Número de especies con poblaciones mixtas de residentes y migratorias-REMI	-0.960**	-0.754**	-0.922**
Número de especies migratorias (residentes de invierno, verano y transitorias)-MIGRA	-0.578***	-0.999*	-0.356***
Abundancia de especies residentes y migratorias generalistas de hábitat-G	-0.990*	-0.986*	-0.998*
Número de especies residentes y migratorias de manglar y/o zonas inundables-EMZI	0.085***	-0.911**	0.349***
Abundancia de especies exóticas-EXO	-0.960**	-0.928**	-0.977**
Número de especies piscívoras de manglar y/o Zonas inundables-PMZI	-0.970**	-0.999*	-0.720**
Abundancia de especies piscívoro malacófagos de manglar y/o zonas inundables-Pm-MZI	-0.941**	-0.669***	-0.990*
Número de especies que consumen material vegetal y animal-O	0.240***	0	-0.693***
Abundancia de especies que se alimentan de granos y semillas-Gr	-0.965**	-0.273***	-0.150***
Número de especies carnívoras asociadas a manglar y zonas inundables-CMZI	0.693***	-0.142***	0
Número de especies carnívoras asociadas a hábitats generalistas-CHG	0	-0.785**	-0.970**
Diversidad de especies-H	-0.703**	0.547***	-0.973**
Uniformidad de especies-U	-0.757**	-0.688***	-0.914**

* $P < 0.1$, ** $P < 0.5$, *** $P > 0.5$. 0=la variable responde de la misma manera en el gradiente de perturbación .

Los valores finales del IBI de cada zona, en cada condición de perturbación, mostraron una relación lineal significativa $r^2=0.73$, $P<0.05$ (Figura 3), con los valores del IPE.

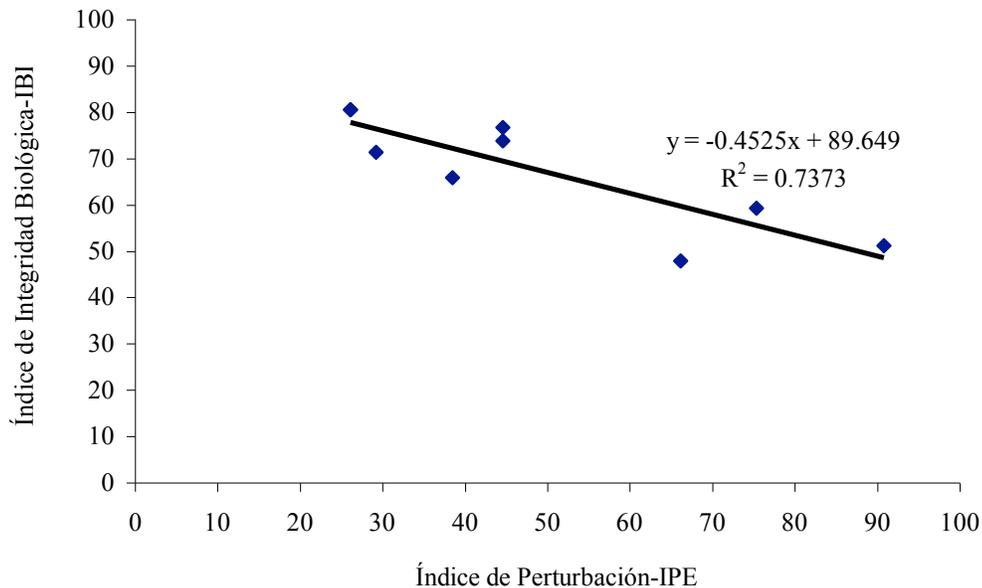


Figura 3. Análisis de regresión lineal entre el índice de integridad biológica (IBI) y el índice de perturbación (IPE), para la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla.

A diferencia de los valores del IBI y del IPE registrados en las zonas de estudio en donde se detectó una relación inversa (i.e., a mayor perturbación, menor valor del IBI), la riqueza de especies mostró otro tipo de comportamiento en las asociaciones de popal-tular, en donde la zona semiconservada representa un caso particular ya que la riqueza de especies es mayor a la zona perturbada y conservada (Cuadro 3, Figura 4); en las asociaciones de manglar estos valores tendieron a ser siempre mayores en las zonas perturbadas y menores en las conservadas.

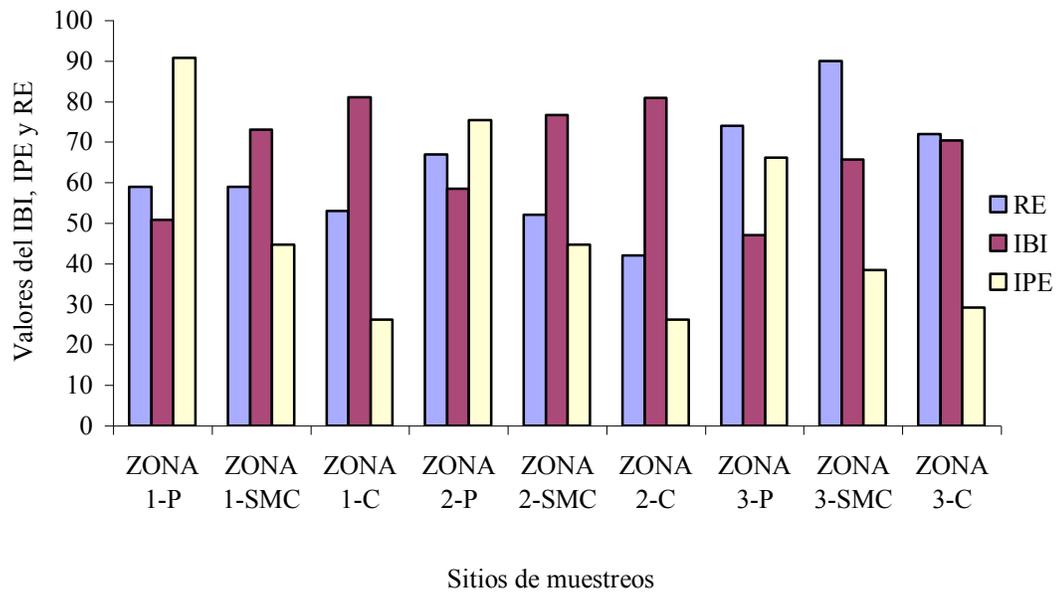


Figura 4. Respuesta del índice de integridad biológica (IBI), el índice de perturbación (IPE) y la riqueza de especies (RE) en las zonas de muestreos.

De acuerdo con el análisis de similitud de Jaccard mediante datos de presencia-ausencia (Cuadro 7), no existe similitud en la composición de la avifauna entre niveles equivalentes de perturbación en las asociaciones de manglar. En cambio, los resultados de Bray-Curtis usando datos de abundancia, indican que si existe similitud en la composición de especies de aves entre niveles equivalentes de perturbación (Cuadro 7). En el caso de las áreas de popal-tular, no se muestreo en otra zona con las mismas condiciones de perturbación que permitieran hacer estas comparaciones.

Cuadro 7. Índice de similitud entre niveles equivalentes de perturbación en sitios de manglar.

Sitios de muestreo	Jaccard*		Bray-Curtis**	
	% similitud	% disimilitud	% similitud	% disimilitud
ZONA1-P / ZONA2-P	27.27	72.73	15.00	85.00
ZONA1-SMC / ZONA2-SMC	30.59	69.41	33.77	66.23
ZONA1-C / ZONA2-C	46.15	53.85	25.44	74.56

* Valores cercanos de 0 indican nula similitud, cerca de 1 máxima similitud. ** Valores cercanos de 0 indican máxima similitud, cerca de 1 nula similitud.

2.4. DISCUSIONES Y CONCLUSIONES

La evaluación del cambio de uso de suelo realizado en la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla dentro de su zonificación primaria entre 1976-2002, permiten identificar tasas de deforestación anual de manglar entre 0.8 a 1.18 %; estas cifras se encuentran levemente por abajo o en el rango mínimo de pérdida reportada por la SEMARNAT (2005) para los años 1976-2000 con el 1.1 y 2.5 % en términos generales para la República Mexicana. Esta misma fuente revela que la pérdida anual para la costa del Golfo de México es la más alta con el 2.8 %, a diferencia de la costa del Pacífico con el 2.0 %; de continuar con esta tendencia de pérdida se pronostica que para el año 2025 la superficie de manglar se habrá reducido en un 40-50 %. Además, los datos por entidad federativa indican que Chiapas (3.56 %) y Tabasco (3.21 %) son los que mayor tasa de pérdida registran. Por consiguiente, en el caso de la Reserva de Pantanos de Centla, si bien es cierto que las tasas de deforestación anual de manglar obtenidas están levemente por debajo de la reportada por SEMARNAT (2005), con tal ritmo de deforestación documentado, es posible predecir que las 20,207 ha de cobertura de manglar actual de la Reserva, podrían desaparecer en menos de 80 años, esta superficie desaparecería o se reduciría al mínimo si no se toman las medidas o los mecanismos de planeación y manejo adecuados para su conservación.

La riqueza de especies de aves detectada en la Reserva de Pantanos de Centla confirma la relevancia de esta región como uno de los humedales de importancia internacional en la conservación de la diversidad biológica tropical de Mesoamérica pero, a la vez, es un indicativo de la falta de conocimiento regional que aún se tiene sobre este grupo taxonómico en la Reserva (Romero 2000, SEMARNAP 2000). Además, pone de manifiesto el grave

problema que enfrenta la mayoría de los ecosistemas y regiones del país ante la falta de monitoreos y estudios que generen información sobre la diversidad biológica (Correa *et al.* 1993, Altamirano *et al.* 2002). Estos problemas se agudizan ante las continuas pérdidas de cobertura de suelo de estos ecosistemas (Dirzo y García 1991, Ramírez-García *et al.* 1998, Turner *et al.* 2001, SEMARNAT 2005), e imposibilitan conocer y comprender la verdadera riqueza de estas zonas.

Los valores resultantes del IBI de Pantanos de Centla nos permiten concluir que las aves si funcionan como indicadoras biológicas de la salud o condición de los hábitats; los resultados en cada sitio muestran cómo aquellas áreas que han sido menos impactadas por actividades antropogénicas registran los valores más altos de integridad y viceversa. Al comparar los resultados del IBI obtenido en Pantanos de Centla con otros desarrollados en otras regiones, podemos concluir que las aves omnívoras (O), granívoras (Gr), generalistas (G), especialistas (EMZI) y piscívoras (PMZI) presentan una respuesta similar ante perturbaciones antropogénicas (O'Connell *et al.* 1998, Bryce *et al.* 2002, Elisabeth 2004). En el caso de las aves migratorias (MIGRA) y con poblaciones mixtas: residentes/migratorias (REMI) es necesario aclarar que son un grupo de especies que se desplazan desde sus áreas de reproducción en Norteamérica hacia Centroamérica y Sudamérica, y muchas de ellas son flexibles al uso de hábitats (DeGraaf y Rappole 1995, Villaseñor y Hutto 1995), por ello, en el IBI de Pantanos de Centla se esperaba que estas dos variables tuviesen una respuesta positiva ante perturbaciones antropogénicas (esto es, que aumentarían con la perturbación). Lo anterior sería una respuesta opuesta a los resultados obtenidos de muchos estudios que utilizan a estos grupos de aves como indicadoras, o bien, como atributos biológicos en el desarrollo de IBI principalmente en Estados Unidos, en donde se ha reportado que son específicas de ciertos

hábitats y que su abundancia o presencia disminuyen con la perturbación (Croonquist y Brooks 1991, O'Connell *et al.* 1998, Bryce *et al.* 2002, Noson y Hutto 2005). No obstante, los IBI son desarrollados y calibrados de acuerdo a la composición de especies de cada sitio, por lo que el IBI obtenido para Pantanos de Centla es específico de esta zona tropical lo que lo hace diferente de la geografía de otros lugares (i.e., Estados Unidos). Además, en su desarrollo, la estacionalidad (residencia de las especies) en la región fue muy relevante.

En las tres zonas de muestreo hubo diferencias notables en el tipo e intensidad de la perturbación, lo cual influyó en los resultados del IBI. En el caso de los dos ambientes de manglar (ZONA1 y ZONA2), mientras que en la ZONA1 el acceso es tanto por transporte acuático y terrestre, acceso por carretera principal y existen asentamientos humanos semi-urbanos, ganadería, agricultura, pesca y desarrollo ecoturístico, en la ZONA2 el acceso a los sitios es exclusivamente por transporte acuático y hay asentamientos humanos rurales, ganadería y pesca. Estas diferencias en el tipo e intensidad de perturbación influyeron en los resultados del IBI en los sitios perturbados, ya que en la ZONA1 el área perturbada registró un valor de 51.17, apenas por arriba de una pobre condición, mientras que, el sitio perturbado de la ZONA2 obtuvo un valor de 59.32, casi llegando a un estado de aceptable condición. Aunque ambos valores están muy lejos de una óptima calidad de integridad biológica, es notorio cómo las limitantes en el acceso al área, los asentamientos humanos y las actividades antropogénicas juegan un papel fundamental en mantener la salud o condición de los ecosistemas, como sucedió en los sitios conservados de estas zonas, en donde se obtuvieron resultados similares de una buena condición del ecosistema.

En el caso de la ZONA3 (ambiente de popal-tular), los sitios perturbados y semiconservados son fácilmente accesibles por carretera de terracería, no así el sitio

conservado, el cual se encuentra bajo vigilancia del ejido El Faisan, en el que el acceso de vehículos se permite sólo bajo permiso o la compañía de alguno de los integrantes del ejido. No obstante, el bajo valor del IBI obtenido en este sitio pudo deberse a que a mediados del periodo de muestreo, la zona presentó incendios inducidos, posiblemente ligados a la caza del cocodrilo de pantano (*Crocodylus moreletii*) a los cuales ha estado históricamente sometida esta zona. En el caso del sitio semiconservado de esta ZONA3, en los últimos meses de muestreo, se presentó la práctica agrícola común utilizada por la mayoría de los campesinos conocida como sistema roza-tumba y quema (López-Hernández 1993), la cual aumentó la presión antropogénica sobre la zona y deterioró aún más la calidad del mismo. Con respecto al alto valor de la riqueza de especies registrado en el sitio semiconservado, no hubo muestreos en otras zonas de popal-tular que permitieran hacer comparaciones; por lo tanto, podemos suponer que esto puede deberse a la posibilidad de que el sitio se encuentre sometido a intensidades intermedias de perturbación, por lo que el sitio presenta el máximo valor de diversidad y permite la coexistencia de especies competitivamente diferentes (Connell 1978, Hobbs y Huenneke 1992, Wootton 1998).

El desarrollo de un IBI en las dos asociaciones de vegetación (manglar y popal-tular) usando las mismas variables fue complicado, debido a diferencias en las características físicas de cada lugar. En general, Pantanos de Centla exhibe atributos de inestabilidad, temporabilidad y fluctuaciones que afectan a las comunidades hidrófitas así como movilidad de ciertas formas de vida, estas peculiaridades aunadas a las prácticas de manejo y de perturbación a la que ha estado sujeta la Reserva hacen difícil la tipificación de la vegetación (y su descripción) (Lot y Novelo 1988, Guadarrama y Ortiz 2000). No obstante, se estandarizaron los procedimientos para obtener mayor objetividad en el muestreo de las dos

asociaciones vegetales y en la asignación de las especies dentro de cada una de ellas, así como en el resto de las variables. Se detectó que las variables que mejor respondieron ante el IBI y el IPE fueron las aves con poblaciones mixtas: residentes/migratorias (REMI), las generalistas (G), las exóticas (EXO), las piscívoras (PMZI) y las piscívoro-malacófagos (Pm-MZI), en las tres zonas de estudio; sin embargo, muchas del resto de las variables también respondieron positivamente [(i.e. residentes de manglar y zonas inundables (RMZI), las especialistas de manglar y zonas inundables (EMZI), entre otras)] en alguna de las zonas estudiadas (Cuadro 6). La relación de regresión lineal obtenida entre los valores del IBI y del IPE muestran claramente la utilidad de las aves como una herramienta de evaluación biológica ante los impactos acumulativos de las actividades antropogénicas que reciben los humedales de Pantanos de Centla, ya que estas constituyen uno de los elementos más importantes en la función de los ecosistemas.

De acuerdo con los resultados del análisis de similitud de comunidades en asociaciones de manglar mediante el índice de Jaccard (presencia-ausencia), no se registraron valores por arriba del 50 %, lo cual nos sugiere que el nivel de especies no es apropiado para distinguir entre condiciones de perturbación similares. Por otra parte, con el índice de Bray-Curtis (datos de abundancias), si fue posible detectar la semejanza que existe en la composición de las especies en áreas con niveles de perturbación equivalentes; lo cual refrenda el procedimiento de agrupar a las especies en gremios de alimentación, estacionalidad, estatus, especificidad del hábitat y diversidad de especies y, a partir de allí, evaluar la forma en que estos grupos responden a las perturbaciones antropogénicas regionales.

La mayoría de los estudios que utilizan a las aves como indicadoras o que han desarrollado IBI basan la condición de referencia generalmente en datos de campo

(Croonquist y Brooks 1991, O'Connell *et al.* 1998, Canterbury *et al.*, 2000) y muy pocos en datos históricos o su combinación (Bryce *et al.* 2002). No obstante, no es suficiente sólo conocer la riqueza avifaúnica actual de un lugar y a partir de ello derivar variables o atributos biológicos, es necesario realizar una investigación exhaustiva de lo que ha existido en el lugar, puesto que la mayoría de los ecosistemas han sido sometidos a fuertes presiones antropogénicas (Niedzwiedz y Batie 1984, Daniels *et al.* 1995, Gibbs 2000, Ross *et al.* 2002, Ellison 2004) y naturales. Con un conocimiento íntegro del área de estudio, es posible desarrollar un IBI que no sobrevalúe la calidad de los sitios. Por ello, se sugiere que para tener éxito al usar diferentes variables o atributos biológicos en el desarrollo de IBI, se deben muestrear todos los hábitats implicados dentro del área de estudio y así evitar discriminar especies.

Actualmente, los pantanos de Centla proporcionan hábitats adecuados para 328 especies de aves. Antes de su decreto como Reserva de la Biosfera, el área sufrió una serie de perturbaciones antropogénicas (SEMARNAP 2000) que ocasionaron que muchos de sus ecosistemas hayan sido fragmentados y amenazados; por ello, los valores del IBI resultantes no son relativamente altos. No obstante, los valores más altos obtenidos del IBI en la ZONA1-C y la ZONA2-C coinciden con los reportados por Vega (2005), aunque su estudio haya estado enfocado principalmente a trabajo de gabinete y haya considerado otras variables. Esto deja abierta la posibilidad de que los Pantanos de Centla se encuentre en un proceso de recuperación de sus ecosistemas desde el momento que se le decretó en 1992 (Romero *et al.* 2000), como una de las áreas naturales protegidas más importante de México. En general, se reconoce que las aves si nos permiten divisar la condición del humedal; notoriamente los sitios de manglar exhiben vulnerabilidad ante las perturbaciones humanas al verse favorecidas muchas especies tolerantes a costa de especies típicas de éstos ecosistemas maduros.

2.5. LITERATURA CITADA

- Aguilar, V. B., A. Córdova A., G. D. Mendoza., F. Clemente S., y J. Palacio N. 2001. Reporte Final: Situación actual de la población de anátidos en la Reserva de la biosfera Pantanos de Centla. Proyecto. CONACYT 99-06-003T. 24 p.
- Altamirano, G. M. A., M. F. Martín G., y G. J. Cartas H. 2002. Ocurrencia, distribución y abundancia del género *Passerina* en la Reserva de la Biosfera La Sepultura, Chiapas. Acta Zoológica Mexicana 85: 169-180.
- Arriaga, W. S., L. Trejo., y O. Escobar. 2000. Pantanos de Centla. En: Arizmendi MC, Márquez L (eds) Áreas de Importancia para la Conservación de las Aves en México. Consejo Internacional para la Preservación de las Aves, A.C. Cipamex. México, D.F: 440 p.
- Arriaga, W. S. L. 1999. Composición y estructura de la ornitofauna de la Reserva de Pantanos de Centla. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. 53 p.
- Barba-Macías, E., J. Rangel-Mendoza., y R. Ramos-Reyes. 2006. Clasificación de los humedales de Tabasco mediante sistemas de información geográfica. Universidad y Ciencia. 22(2): 101-110.
- Berret, D. G. 1962. The birds of the mexican state of Tabasco. Louisiana State University, Ph. D. Thesis. 404 p.
- Bradford, D. F., E. Franson S., C. Neale A., T. Heggem D., R. Miller G., and E. Canterbury G. 1998. Bird species assemblages as indicators of biological integrity in Great Basin rangeland. Environmental Monitoring and assessment. 49: 1-22.
- Brodkorb, P. 1943. Birds from the gulf lowlands of southern Mexico. University of Michigan. U.S.A. 88 p.
- Bray, J. R., and J. T. Curtis. 1957. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. Ecological Monographs 27(4): 325-349.
- Bryce, A. S., M. Hughes R., and R. Kaufman P. 2002. Development of a bird integrity index: using bird assemblages as indicators of riparian condition. Environmental Management 30: 294-310.
- Cámara-Córdova, J. 2000. Génesis y morfología de suelos hidromórficos tropicales en la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla en Tabasco, México. Universidad y Ciencia. 15(30): 29-36.
- Canterbury, G. E., E. Thomas M., R. Daniel P., J. Lisa P., and F. David B. 2000. Bird communities and habitat as ecological indicators of forest condition in regional monitoring. Conservation Biology 14: 544-558.
- Chable-Santos, J. B., P. Escalante-Pliego., y G. López-Santos. 2005. Aves, p. 261-282 En: Bueno, J., F. Álvarez y S. Santiago (eds) Biodiversidad del estado de Tabasco. Instituto de Biología. 386 p.

- Connell, M. L. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199: 1302-1310.
- Córdova, A. A. 2002. Situación de la población de anátidos en la Reserva de Pantanos de Centla, Tabasco. Tesis de maestría. 64 p.
- Correa, S. J., y J. García B. 1993. Avifauna de Ría Celestún y Ría Lagartos, p. 640-649. En: Salazar-Vallejo S. I., y N. Emilia G. (eds). Biodiversidad Marina y Costera de México. 865 p.
- Croonquist, J. M., and P. Brooks R. 1991. Use of avian and mammalian guilds as indicators of cumulative impacts in riparian – wetland areas. *Environmental Management*. 15(5): 701-714.
- Daniels, R. J. R., M. Gadgil., and N. V. Joshi. 1995. Impact of human extraction on tropical forests in the Western Ghats in Uttara Kannada, South India. *Journal of Applied Ecology*. 32: 866-874.
- DeGraaf, R. M., and H. Rappole J. 1995. Neotropical migratory birds: Natural history, distribution and population change. Cornell University Press. Ithaca, N.Y. 676 p.
- De la Lanza, E. G., P. Ramírez-García., T. Yves-F., y R. Alcántara A. 1993. La vegetación de manglar en la Laguna de Términos, Campeche. Evaluación preliminar a través de imágenes landsat. *Hidrobiológica* 3(1-2): 29-39.
- Deluca, W. V., E. Studds C., L. Rockwood L., and P. Marra P. 2004. Influence of land use of the integrity of marsh bird communities of Chesapeake Bay, USA. *Wetlands*. 24(4): 837-847.
- Dirzo, R., and M. C. García. 1991. Rates of deforestation in Los Tuxtlas a neotropical area in southeast México. *Conservation Biology* 6: 84-90.
- Elisabeth, S. B. 2004. Birds as bio-indicators of the ecological integrity of the Sabie River, Mpumalanga. Thesis of Master Science. Rand Afrikaans University. 121 p.
- Ellison, M. A. 2004. Wetlands of Central America. *Wetlands Ecology and Management*. 12(1): 3-55.
- Galatowitsch, S. M., D. C. Whited., and J.R. Tester. 1999. Development of community metrics to evaluate recovery in Minnesota wetlands. *Journal Ecosystem Stress and Recovery* 6: 213-234.
- Gauch, H. G. 1973. A quantitative evaluation of the Bray-Curtis ordination. *Ecology* 54(4): 829-836.
- Gergel, S. E., G. Turner M., R. Miller J., M. Melack J., and H. Stanley E. 2002. Landscape indicators of human impacts to riverine systems. *Aquatic Sciences*. 64: 118-128.
- Gibbs, J. P. 2000. Wetland loss and biodiversity conservation. *Conservation Biology*. 14(1): 314-317.

- Grantham, M. 1993. Centla Wetland Expedition. Final Report. University of East Anglia, University of Tabasco. 35 p.
- Guadarrama, O. M. A., y G. Ortiz G. 2000. Análisis de la flora de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla. *Universidad y Ciencia*. 15(30): 67-104.
- Hartley, H. O. 1950. The maximum F-ratio as a short-cut test for heterogeneity of variance. *Biometrika* 37: 308-312.
- Hobbs, J. R., and F. Huenneke L. 1992. Disturbance, Diversity, and Invasion: Implications for Conservation. *Conservation Biology*. 6(3): 324-337.
- Howell, S. N. G., and S. Webb. 1995. A guide to the birds of Mexico and Northern Central America. Oxford University. 851 p.
- Hutto, L., R. M. Pletschet S., and P. Hndricks. 1986. A fixed-radius point count method for nonbreeding and breeding season use. *The Auk* 103: 593-602.
- Karr, J. R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6: 21-27.
- Karr, J. R. 1991. Biological integrity: a long – neglected aspect of water resource management. *Ecological Applications* 1: 66-84.
- Krebs, Ch. J. 1999. *Ecological Methodology*. Addison-Welsey Educational Publishers, Inc. Second edition. 620 p.
- López, D. R., and M. Siobhan F. 2001. Testing the floristic quality assessment index as an indicator of wetland condition. *Ecological Applications*. 12(2): 487-497.
- López-Hernández, E. S. 1993. Aspectos de la vegetación de los pantanos del municipio de Centla, Tabasco, México. *Universidad y Ciencia*. 10(19): 43-56.
- Lot, H. A., y A. Novelo R. 1988. El pantano de Tabasco y Campeche: la reserva más importante de plantas acuáticas de Mesoamérica. 537-547. In: INIREB & Gobierno del estado de Tabasco (eds). *Ecología y conservación del Delta de los ríos Usumacinta y Grijalva (memorias)*. Villahermosa, Tabasco. 714 p.
- Lougheed, L. V., and P. Chow-Fraser. 2001. Development and use of a zooplankton index of wetland quality in the Laurentian Great Lakes basin. *Ecological Applications*. 12(2): 474-486
- Lyons, J., S. Navarro P., A. Cochran P., E. Santana C., and M. Guzmán A. 1995. Index of biotic integrity based on fish assemblages for the conservation of stream and rivers in West – Central Mexico. *Conservation Biology* 9: 569-584.
- National Geographic. 2002. *Field guide to the birds of North America*. Fourth edition. Washinton, D. C. 480 p.
- Niedzwiedz, R. W., and S. Batie S. 1984. An assessment of urban development into coastal wetlands using historical aerial photography: a case study. *Environmental Management*. 8(3): 205-214.

- Noson, A. C., and L. Hutto R. 2005. Using bird indices of biotic integrity to assess the condition of wetlands in Montana. University of Montana. Final report. 53 p.
- O'Connell, T. J. L., E. Jackson L., and P. Brooks R. 1998. A bird community index of biotic integrity for the Mid-Atlantic highlands. *Environmental Monitoring and Assessment*. 51: 145-156.
- PEMEX. 1999. Petróleos Mexicanos. Carta de Hidrología, Uso del Suelo y Vegetación de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla.
- Peterson, R. T., y L. Chalif E. 1989. *Aves de México: Guía de campo*. Ed. Diana, México. 479 p.
- Ralph, C. J., R. Geupel G., P. Pyle., E. Martín T., F. DeSante D., y B. Milá. 1996. *Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres*. Department of agriculture and Forest Service. USA. 46 p.
- Ramírez, G. M. E. 1993. *Métodos estadísticos no paramétricos*. Universidad Autónoma Chapingo. Primera edición. 223 p.
- Ramírez-García, P., J. López-Blanco., and D. Ocaña. 1998. Mangrove vegetation assessment in the Santiago River Mouth, México, by means of supervised classification using Landsat TM imagery. *Forest Ecology and Management* 105: 217-229.
- Romero, G. J. C. 2000. Reseña histórica de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla. *Universidad y Ciencia*. 15 (30): 7-14.
- Romero, G. J. C., A. García M., C. A. Bautista J., y P. H. Pérez A. 2000. Caracterización de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla. *Universidad y Ciencia*. 15(30): 15-28.
- Ross, A. K., J. Fox B., and D. Fox M. 2002. Changes to plant species richness in forest fragments: fragment age, disturbance and fire history may be as important as area. *Journal of Biogeography*. 29: 749-765.
- Sánchez-Azofeifa, G. A., C. Quesada-Mateo., P. González-Quesada., S. Dayanandan., and S. Bawa K. 1998. Protected Areas and Conservation of Biodiversity in the Tropics. *Conservation Biology*. 13 (2): 407-411.
- Santiago, A. D., y S. Arriaga W. 2000. Estructura de la avifauna en dos comunidades de selva baja espinosa perennifolia (*Haematoxylon campechianum*) de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla. Trabajo recepcional. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. 62 p.
- Shapiro, S. S., and B. Wilk M. 1965. An analysis of variance test for normality (complete samples). *Biometrika* 52(3-4): 591-611.
- SEMARNAP. 2000. Programa de Manejo de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla. Instituto Nacional Ecología. 220 p.
- SEMARNAT. 2005. Evaluación preliminar de las tasas de pérdida de superficie de manglar en México. Instituto Nacional de Ecología. 22 p.

- Tara, L. C., and A. Steven T. 2005. Assessing Biological Integrity of Great Lakes Coastal Wetlands Using Marsh Bird and Amphibian communities. Project · Wetlands. Technical Report. 89 p.
- Turner, I. I., S. Cortina., D. Foster., J. Geoghegan., E. Keys., P. Klepeis., D. Lawrence., P. Macario., S. Manson., Y. Ogneva-Himmelberger., A. Plotkin., D. Pérez., R. Roy., B. Savitsky., L. Schneider., B. Schmook., and C. Vance. 2001. Deforestation in the Southern Yucatán Peninsular region: an integrative approach. *Forest Ecology and Management* 154: 353-370.
- Vega, M. A. 2005. Plan de conservación para la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla y el Área de Protección de Flora y Fauna Laguna de Términos. 131 p.
- Villaseñor, J. F., and R. Hutto L. 1995. The importance of agricultural areas for the conservation of Neotropical migratory landbirds in Western Mexico. En: Wilson MH, Sader SA (eds) *Conservation of Neotropical migratory birds in Mexico*. Maine Agricultural and Forest Experiment Station. Miscellaneous Publication. 288 p.
- Wilcox, D. A., J. Meeker E., P. Hudson L., J. Armitage B., M. Black G., and D. Uzarski G. 2002. Hydrology variability and the application of index of biotic integrity metrics to wetlands: a great lakes evaluation. *Wetlands* 22: 588-615.
- Winker, K., S. Arriaga W., J. L. Trejo P., and P. Escalante P. 1999. Notes on the avifauna of Tabasco. *Wilson Bulletin* 111: 229-235.
- Wootton, J. T. 1998. Effects of Disturbance on Species Diversity: A Multitrophic Perspective. *The American Naturalist*. 152(6): 803-825.

CAPITULO III

ASOCIACIÓN DE UN ÍNDICE DE INTEGRIDAD BIOLÓGICA AVIFÁUNICO (IBI-A) CON MEDIDAS DE LA ESTRUCTURA DE LA VEGETACIÓN Y DEL AGUA EN LA RESERVA DE LA BIOSFERA PANTANOS DE CENTLA, TABASCO

ASSOCIATION OF AN AVIAN INDEX OF BIOLOGICAL INTEGRITY (IBI-A) WITH MEASURES OF THE STRUCTURE OF THE VEGETATION AND THE WATER QUALITY AT PANTANOS DE CENTLA BIOSPHERE RESERVE, TABASCO

ASOCIACIÓN DE UN ÍNDICE DE INTEGRIDAD BIOLÓGICA AVIFÁUNICO (IBI-A) CON MEDIDAS DE LA ESTRUCTURA DE LA VEGETACIÓN Y DEL AGUA EN LA RESERVA DE LA BIOSFERA PANTANOS DE CENTLA, TABASCO

RESUMEN

Se determinó el grado de congruencia entre los valores de un índice de integridad biológica basado en aves y variables de la calidad del agua y de la estructura de la vegetación, para seis sitios de manglar y tres de popal-tular con diferente grado de conservación (perturbado, semiconservado y conservado). Los sitios conservados de la vegetación de manglar que tuvieron una alta integridad biológica presentaron los valores más altos de cobertura arbórea y valores bajos de cobertura herbácea. De acuerdo con la correlación de Pearson, en los sitios conservados, las variables altura de árboles ($\rho=0.96$), diámetro de arbóreas ($\rho=0.86$) y cobertura de arbóreas ($\rho=0.99$), son las que presentan una respuesta significativa con los valores del índice de integridad. Las variables de la calidad del agua como el oxígeno disuelto ($\rho= 0.98$ y $\rho= 0.91$), la profundidad ($\rho= 0.78$ y $\rho= 0.52$) y la visibilidad ($\rho= 0.85$ y $\rho= 0.99$) tienen una correlación muy significativa con los sitios que presentaron los valores más altos del índice de integridad. La asociación de medidas de la vegetación y del agua con el índice de integridad biológica para las comunidades de aves, permiten sugerir su utilización como una herramienta robusta en las evaluaciones del estatus de conservación de los ecosistemas.

Palabras claves: manglar, popal, tular, humedal, aves, calidad del agua, vegetación.

ASSOCIATION OF AN AVIAN INDEX OF BIOLOGICAL INTEGRITY (IBI-A)
WITH MEASURES OF THE STRUCTURE OF THE VEGETATION AND THE
WATER QUALITY AT PANTANOS DE CENTLA BIOSPHERE RESERVE,
TABASCO

ABSTRACT

Consistency between values of avian Index of Biological Integrity, water quality variables, and the structure of the vegetation were assessed for six mangrove sites and three of popal-tular with different degree of conservation (perturbed, semiconserved and conserved). Mangrove conserved sites had a higher Index of Biological Integrity presented the highest values of tree coverage, and small values of herbaceous coverage. Conserved sites showed high values for tree height ($\rho=0.96$), tree diameter ($\rho=0.86$) and tree coverage ($\rho=0.99$) correlated with index of biological integrity values. Water quality variables —with high values of dissolved oxygen ($\rho=0.98$ and $\rho=0.91$), water depth ($\rho=0.78$ and $\rho=0.52$), and visibility ($\rho=0.85$ and $\rho=0.99$)— had a significant positive correlation with well preserved sites (i.e., high values of IBI). The association of vegetation and water measurements along with Index of bird Biological integrity represent a robust tool for diagnosing wetland conservation status.

Key words: mangrove, popal, tular, wetland, birds, quality of water, vegetation.

3.1. INTRODUCCIÓN

Los humedales cumplen una función valiosa como soportes de diversas cadenas alimenticias; en ellos se desarrollan formas de vida que pueden verse limitadas por perturbaciones de diversas índoles (García 1988, Moreno-Casasola *et al.* 2001, Merino y Soremsen 1988, Yañez-Arancibia y Lara-Dominguez 1999); esto es, la composición de las comunidades biológicas es gobernada por factores ambientales imprevisibles (estocásticos) y factores determinísticos, ambos, de efectos considerables sobre la dinámica de las comunidades y los ecosistemas, al propiciar perturbaciones que afectan la estructura de los bosques, la composición de las especies del mismo y que, además, alteran el clima en el cual el bosque se desarrolla (Spurr y Barnes 1980). Las perturbaciones producen heterogeneidad en el paisaje, la cual determina la estructura del hábitat (Sousa 1984); esta heterogeneidad está estrechamente relacionada con la distribución espacial de las especies y con la evolución de las estrategias adaptativas de los organismos ante tales perturbaciones (Pino *et al.* 2000).

De la habilidad que se tenga para evaluar el estado y las tendencias de las perturbaciones, dependerá la posibilidad de identificar la existencia o el desarrollo de problemas previos a la crisis. Por ejemplo, tras perturbaciones a gran escala, muchas especies se establecerán en un área aunque la riqueza de especie disminuye a través del tiempo (i.e., sucesiones ecológicas); en contraste, en un ecosistema donde las perturbaciones se presentan normalmente a escalas pequeñas, muchas especies se establecerán en pequeños huecos o en sitios tranquilos (no perturbados), y la diversidad aumentará con una perturbación mayor, tiempo después. La diversidad total de especies nativas, al nivel del paisaje, se incrementará cuando la perturbación ocurra a una frecuencia histórica (Hobbs y Huenneke 1992). Se

considera a las perturbaciones como un factor de cambio continuo, dicho cambio es aceptado como una norma durante la sucesión ecológica (Pickett y White 1985). Por lo tanto, es innegable que las perturbaciones no sólo tienen efectos negativos en los ecosistemas, si no que también juegan un papel fundamental en la estructuración de las comunidades de plantas y animales (Suárez *et al.* 1997).

Aunque existe una amplia gama de publicaciones que relacionan la composición y estructura de la vegetación con las comunidades de aves (Askins *et al.* 1987, Reynaud y Thioulouse 2000, González 2003, Schulze *et al.* 2004), en México son escasos los trabajos publicados sobre estos tipos de relaciones, particularmente en ambientes tropicales (Arriaga 2001, Bojorges 2004). Menos aún se ha desarrollado índices de integridad biológica (IBI) que asocien la calidad del agua con la estructura y composición de la vegetación. Estos índices han tenido su auge principalmente en Estados Unidos en donde inicialmente fueron desarrollados para los sistemas acuáticos, enfocados particularmente a peces, algas y macroinvertebrados (Karr 1991, Lyons *et al.* 1995, Loughheed y Chow-Fraser 2001); afortunadamente, el concepto se ha empezado a aplicar también a algunas comunidades terrestres de aves y plantas (Canterbury *et al.* 2000, López y Siobhan 2001). Particularmente, las aves son sensibles a una gran variedad de factores ambientales, como variaciones estacionales en la composición y estructura de la vegetación, en la calidad del agua y en la contaminación, así como a perturbaciones por actividades humanas (Finch 1991, Yorio y Flavio 1996, Hutto y Jock 2002, Liu *et al.* 2002). Esa susceptibilidad a las perturbaciones afectan no sólo su conducta y fisiología, sino también a sus poblaciones y comunidades (cambios en riqueza, diversidad, abundancia y distribución), lo cual, en consecuencia, repercute en la perturbación del bosque (Wiens 1989). No obstante, una de las ventajas de las aves es que muchas de ellas pueden ser

conjuntadas en grupos funcionales o gremios, potencializando su utilidad como indicadores del estado y salud de las comunidades biológicas locales (O'Connel *et al.* 1998, Canterbury *et al.* 2000, Bryce *et al.* 2002, Milesi *et al.* 2002). En consecuencia, al desarrollar un IBI es necesario considerar todos los factores que están estructurando a los grupos o comunidades en sus condiciones naturales.

El objetivo del estudio es determinar si la condición ecológica de un sitio, valorada mediante un índice de Integridad Biológica basado en aves (IBI-A), sigue el mismo comportamiento cuando es evaluada mediante la calidad del agua y la estructura de la vegetación. Este análisis busca aportar evidencia que respalde la hipótesis de que si la perturbación en un ecosistema tiene el mismo efecto y dirección en la mayoría de sus componentes, entonces, medidas de la calidad del agua y de la fisonomía de la vegetación deberán proveer resultados equivalentes a los obtenidos mediante un IBI.

3.2. MATERIALES Y MÉTODOS

La región de los Pantanos de Centla se ubica en los municipios de Frontera, Jonuta, Macuspana y Villahermosa, al noreste del estado de Tabasco, en el delta del río Grijalva-Usumacinta (Figura 1). Sus coordenadas geográficas son 17°57'45" y 18°39'58" de latitud norte y 92°06'30" y 92°47'58" de longitud oeste (Arriaga 1999); fue decretada Reserva de la Biosfera el 6 de agosto de 1992 (Romero *et al.* 2000) y pertenece al sistema fluvio-lagunar-deltaico de los ríos Usumacinta y Grijalva-Mezcalapa. Abarca un área de 302,706.625 ha, en donde la Zona Núcleo I comprende 57,738 ha, la Zona Núcleo II 75,857 ha y la Zona de Amortiguamiento 169,111.62 ha (SEMARNAP 2000). Se le considera la Reserva más importante de la flora vascular acuática mesoamericana, así como de enorme importancia

como refugio de aves residentes y paso e invernada de aves migratorias (García 1988, SEMARNAP 2000).

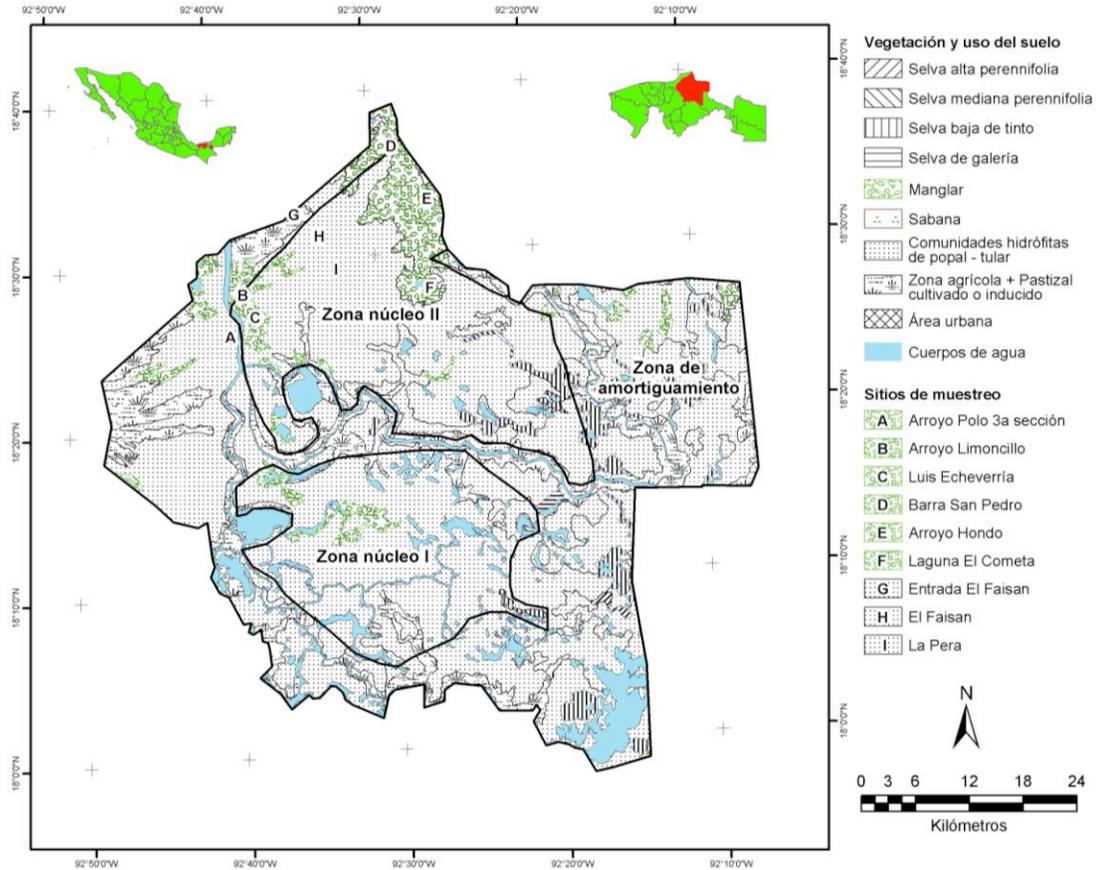


Figura 1. Vegetación y ubicación de los sitios en la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla.

Estudio de la avifauna y obtención del IBI-A

De febrero de 2004 a febrero de 2005, se realizaron salidas mensuales para registrar la avifauna de la Reserva; se muestrearon dos asociaciones vegetales (*i.e.*, manglar y comunidades hidrófitas enraizadas y emergentes de popal y tular) en tres zonas con diferentes condiciones de perturbación (Cuadro 1). El acceso a las áreas de muestreo fue mediante vía acuática y terrestre, seleccionándose sitios específicos. Para determinar la presencia y

abundancia de aves se aplicó la técnica de puntos de recuentos, a intervalos de 200 m (Hutto *et al.* 1986, Ralph *et al.* 1996). Se registraron observaciones de las especies con guías de campo estándar (Peterson y Chalif 1989, Howell y Webb 1995, National Geographic 2002), así como el número de individuos, la distancia del observador al ave, sitio, hora y el punto de recuento. El desarrollo para obtener los valores del IBI-A implicó lo siguiente: se definieron 14 variables (Cuadro 1) o atributos biológicos (*i.e.*, particularidades de las comunidades avifaónicas) (Croonquist y Brooks 1991, Peterson y Chalif 1989, O'Connell *et al.* 1998, Bryce *et al.* 2002, Howell y Webb 1995) las cuales se interpretan como respuestas favorables de las aves a la calidad del hábitat; dichas variables se agruparon en cuatro categorías (*i.e.*, estacionalidad, estatus, gremios de alimentación y especificidad del hábitat).

En el desarrollo de los puntajes para determinar los índices se fijó una escala de 0 a 10 para aquellas variables cuya tendencia era disminuir a mayor influencia humana, en donde cero representa el valor más bajo (condición más perturbada) hasta 10 como el valor más alto (condición más conservada), utilizando el método de interpolación lineal (Bryce *et al.* 2002); es decir, los puntajes se calcularon dividiendo los valores crudos de las variables por un rango y multiplicando por 10. En aquellas variables cuyo comportamiento se pronosticó contrario a las anteriores (Cuadro 1); los puntajes simplemente se revirtieron.

El valor final de cada variable en cada sitio fue sumado para obtener el puntaje final del IBI-A (O'Connell 1998), este valor se calculó mediante la suma de los puntajes de las variables, multiplicado por 10 y dividido por el número total de variables (Bryce *et al.* 2002). La puntuación final del IBI-A se fijó en una escala de 0-100 (de menor a mayor calidad del sitio).

Cuadro 1. Valores del IBI-A por sitio y variables usadas en su desarrollo en la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla.

VARIABLES DE LAS COMUNIDADES DE AVES	ACRÓNIMO	ZONA1			ZONA2			ZONA3		
		P	S	C	P	S	C	P	S	C
Número de especies de aves residentes de manglar y de zonas inundables	RMZI ⁻	4.58	4.16	6.66	3.75	5.83	6.25	3.70	5.55	2.22
Número de especies de aves con poblaciones residentes y migratorias	REMI ⁺	4.21	6.31	6.31	3.68	6.84	5.78	3.75	4.58	5.83
Número de especies de aves migratorias (residentes de invierno, verano y transitorias)	MIGRA ⁺	8.70	8.54	9.35	8.06	8.87	9.35	7.80	7.56	8.17
Abundancia de especies residentes y migratorias generalistas de hábitat	G ⁺	3.53	7.83	8.63	4.20	7.42	8.36	3.52	7.40	9.07
Número de especies de aves residentes y migratorias especialistas de humedal	EMZI ⁻	5.47	4.28	5.71	5.23	5.47	6.19	3.71	4.57	2.42
Abundancia de especies de aves exóticas	EXO ⁺	0	10	10	0	10	10	0.30	9.69	10
Número de especies de aves piscívoras	PMZI ⁻	5.56	6.67	7.78	6.66	8.88	10	2.5	5	3.75
Abundancia de especies Piscívoras malacofagos de manglar y zonas inundables	Pm-MZI ⁺	1.21	9.68	9.10	5.22	8.0	6.77	4.55	6.98	8.45
Proporción de especies que se alimentan de granos y semillas	Gr ⁺	0.20	9.79	10	7.03	3.43	9.53	6.82	5.10	8.07
Número de especies que consumen material vegetal y animal	O ⁺	10	6.66	10	10	10	10	6.66	6.66	10
Número de especies de aves carnívoras asociadas a manglar y zonas inundables	CMZI ⁻	7.5	2.5	5	5	7.5	5	5	5	5
Número de especies de aves carnívoras asociadas a hábitats generalistas	CHG ⁺	8.57	8.57	8.57	8.57	8.57	10	5.71	8.57	8.57
Índice de diversidad de especies-Shannon	H ⁻	6.51	9.91	8.25	8.54	8.8	8.0	7.17	8.71	10
Uniformidad de especies	U ⁻	5.6	8.51	7.29	7.11	7.8	7.51	5.84	6.78	8.31
Valor final del IBI-A	IBI-A	51.2	73.9	80.5	59.3	76.7	80.5	47.9	65.8	71.3

P=Perturbado, S=Semiconservado, C=Conservado. ZONA1(manglar): P=Arroyo Polo 3^a sección, S=Luis Echeverría, C=Arroyo Limoncillo; ZONA2(manglar): P=Arroyo Hondo, S=Barra de San Pedro, C=Laguna El Cometa; ZONA3(popal-tular): P=El Faisán, S=Entrada El Faisán, C=La Pera. Variables que aumentan con la perturbación (+). Variables que disminuyen con la perturbación (-).

Asociación de los valores del IBI-A y variables de la estructura de la vegetación y de la calidad del agua

Para valorar si la condición ecológica de los sitios (usando los valores del IBI-A) siguen el mismo comportamiento cuando se evalúa con otras variables del hábitat, se evaluaron en campo, variables de la estructura de la vegetación y la calidad del agua.

a). Estudio de la vegetación: se realizó un muestreo de la vegetación mediante la técnica de Cuadrantes con Punto Centrado (Cottam y Curtis 1956, Zavala 1984, Valdez 1991, Valdez

1994) para la vegetación arbórea, y el de Cuadros Empotrados (Zavala, 1984) para la vegetación arbustiva y herbácea. Los especímenes de plantas fueron identificados utilizando guías de campo como la de Mendoza (1994), Bonilla-Barbosa y Novelo (1995), Lot *et al.* (1999), Maldonado (2003), Moreno-Casasola *et al.* (2003), Lot y Novelo (2004) y en el herbario de la División de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma Chapingo. Se establecieron 10 puntos de muestreo de vegetación por cada sitio (n= 90). Para la vegetación arbórea la información de las variables medidas incluyeron: especie, cobertura del dosel, altura de los árboles, diámetro a la altura del pecho (dap= 1.30 m) para todo tronco mayor o igual a 5 cm de diámetro. Este último atributo fue cuantificado 30 cm por arriba de la altura de las raíces “zanco” de *Rhizophora mangle*, cuando su medición no permitió medirlas a 1.3 m (Valdez 1991); esto se debió a que los manglares son comunidades de plantas arbóreas adaptadas a largos periodos de inundación en sedimentos salinos y que en particular representan serias dificultades para la ejecución de métodos de muestreo debido a la presencia de raíces zanco o fulcrantes como la especie *R. mangle* (Ramos *et al.* 2004). En el caso de la vegetación arbustiva y herbácea se colectaron datos de: especie, cobertura, altura y diámetro. Para recopilar la información de las variables arriba señaladas, se utilizaron cinta métrica para la medición de áreas y distancias, pistola Haga para la estimación de alturas; y cinta diamétrica para la medición de diámetros.

b). Estudio de la calidad del agua: se evaluaron siete parámetros que aportaran información sobre la columna de agua, y por tanto, del sistema acuático, las cuales, además, pudieran impactar o influir sobre las comunidades de aves y la vegetación. Los datos fueron registrados junto al punto de recuento de las aves, en el cuerpo de agua más próximo con excepción de aquellos sitios en donde no hubo cuerpo de agua. Las variables incluyeron: porciento de

saturación de oxígeno disuelto (O₂) de 0-300 %; sólidos totales disueltos (STD) de 0-1990 ppm; conductividad eléctrica (CE) de 0-1990 $\mu S/cm$; potencial hidrogeno (pH) de 0-14; temperatura del agua (Tagua) en °C. La medición de estas variables se realizó *in situ* con dos equipos integrados portatiles modelos HI9143 y HI9812. En el caso de la profundidad (Prof), la medición se realizó a través de una cuerda graduada en metros y la visibilidad (Visi), se siguió la metodología del disco de Secchi modificada (Contreras 1984); en lugar de utilizar dicho disco, se utilizó un platillo con pesos muertos (plomos utilizados en las artes de pesca), pintado de dos colores en la parte frontal (blanco y negro), y se le puso un cordel graduado en metros.

Con los datos del IBI-A en cada sitio entre niveles equivalentes de perturbación y el muestreo en campo de variables del agua y la estructura de la vegetación, se realizó un análisis de correlación de Pearson (Ramírez 1993) para comparar y determinar si el IBI basado en aves cuando es valorado junto con variables del hábitat (vegetación y agua) sigue el mismo comportamiento de integridad biológica, se utilizó el programa estadístico SAS (Statistical Analysis System 1998). Las variables incluidas fueron:

a1. Estructura de la vegetación: cobertura arbórea (COBarbo), arbustiva (COBarbu) y herbácea (COBhierba); altura de arbóreas (ALTarbo), arbustiva (ALTarbu) y herbácea (ALTherba); diámetro de la vegetación arbustiva (DIAMarbu) y diámetro a la altura del pecho (DAP) de la vegetación arbórea (DIAMarbo); *a2. Características del agua:* se utilizaron los valores promedios en cada sitio de las variables O₂, CE, STD, pH, Tagua, Prof y Visi; *a3) Aves:* se usaron los valores del IBI-A de los nueve sitios (Cuadro 1).

3.3. RESULTADOS

Se registraron 48 familias y 92 especies de plantas. Los sitios conservados de las áreas de manglar (ZONA1 y ZONA2) presentaron especies de las familias Blechnaceae (*Blechnum serrulatum*), Rhizophoraceae (*Rhizophora mangle*), Verbenaceae (*Avicennia germinans*), Bombaceae (*Pachira aquatica*), mientras que los sitios perturbados carecieron de estas y en su lugar se registraron especies de la familia Poaceae.

En la ZONA3 (popal-tular) los sitios conservados registraron especies principalmente de la familia Typhaceae (*Typha latifolia*) y en menor proporción Cyperaceae (*Cyperus articulatus* y *Cyperus laxus*), en cambio el sitio perturbado registró especies de la familia Poaceae (*Andropogon bicornis*, *Cynodon dactylon*, *Panicum purpurascens*, entre otras). El sitio semiconservado de esta zona presenta áreas abiertas inundables que permiten detectar especies de la familia Nymphaeaceae (*Nymphaea ampla*).

De acuerdo con la información del análisis de la vegetación, se encontró que los valores del IBI-A presentan una relación análoga con los resultados de la cobertura de los estratos herbáceos, arbustivos y arbóreos en cada uno de los sitios (Cuadro 2); esto es, los sitios perturbados de la ZONA1 y ZONA2 registran una mayor cobertura de herbáceas (COBherba) y una menor cobertura de arbóreas (COBarbo); por el contrario, los sitios conservados registraron una baja cobertura de herbáceas (COBherba) y una mayor cobertura de arbóreas (COBarbo) (Cuadro 2); por su parte, la ZONA3 reporta resultados contrarios a los de la ZONA1 y ZONA2, debido a las diferencias en el tipo de vegetación (tular-popal). Por su parte, los sitios semiconservados de las tres ZONAS reflejan valores intermedios (Cuadro 2).

La cobertura arbustiva (COBarbu) predominó en los sitios semiconservados de la ZONA1 y ZONA2 (manglar), mientras, en la ZONA3 (tular-popal) fue mayor en el sitio conservado.

Cuadro 2. Resumen de los valores de campo de cobertura herbácea, arbustiva y arbórea y los valores del IBI-A.

Nombre del area	Acró-nimo	Condición Conservación	Valor IBI-A	Cobertura (%)		
				COBherba	COBarbu	COBarbo
Arroyo Polo 3ª sección	ZONA1-P	Mínima	50.8	33.15	14.75	10.71
Luis Echeverría	ZONA1-S	Regular	73	26.52	31.43	72.17
Arroyo Limoncillo	ZONA1-C	Buena	81.04	3.53	22.29	88.63
Arroyo Hondo	ZONA2-P	Mínima	58.41	27.28	42.86	26.78
Barra San Pedro	ZONA2-S	Regular	76.62	0.2043	32.58	71.15
Laguna Cometa	ZONA2-C	Buena	80.94	6.12	27.64	79.14
El Faisán	ZONA3-P	Pobre	47.06	77.25	4.48	12.12
Entrada Faisán	ZONA3-S	Aceptable	65.66	63.10	5.09	25.25
La Pera	ZONA3-C	Regular	70.42	44.75	40	13.43

Nota: P= perturbado, S= semiconservado, C= conservado.

La Correlación de Pearson de las variables altura y diámetro de arbustivas (ALTarbu y DIAMarbu) presenta una relación muy significativa con los sitios semiconservados; por el contrario, en los sitios conservados, las variables altura, diámetro y cobertura de arbóreas (ALTarbo, DIAMarbo y COBarbo), son las que presenta una respuesta significativa con los valores del IBI-A (Cuadro 2, Cuadro 3); en muchas variables, la respuesta a los valores del IBI-A tienen un efecto negativo muy significativo.

Cuadro 3. Correlación de Pearson de variables del agua y la vegetación *vs.* valores del IBI-A.

VARIABLES/ZONAS	ACRÓNIMO	ZONAS-P	ZONAS-S	ZONAS-C
Sólidos Totales Disueltos (ppm)	STD	0.832	0.946	0.999
Potencial Hidrogeno (0-14)	pH	-0.898	0.434	-0.936
Porcentaje Saturación Oxígeno Disuelto	OD	-0.115	0.985	0.916
Conductividad Eléctrica (μ S/cm)	CE	0.753	0.946	0.999
Temperatura del agua ($^{\circ}$ C)	Tagua	-0.436	0.085	-0.999
Profundidad (m)	Prof	-0.164	0.785	0.524
Visibilidad (m)	Visi	0.276	0.850	0.992
Altura de herbáceas	ALTherba	-0.265	-0.962	-0.998
Cobertura de herbáceas	COBherba	-0.819	-0.995	-0.998
Altura de arbustos	ALTarbu	0.375	0.774	-0.998
Diámetro de arbustos	DIAMarbu	0.741	0.897	-0.995
Cobertura de arbustos	COBarbu	0.997	0.957	-0.958
Altura de arbóreas	ALTarbo	-0.768	0.875	0.962
Diámetro de arbóreas	DIAMarbo	-0.380	-0.511	0.865
Cobertura de arbóreas	COBarbo	0.917	0.939	0.994

Los valores registrados de la conductividad eléctrica (CE)_son muy altos (mayores a 921.2 $\mu\text{S}/\text{cm}$), también los sólidos totales disueltos (STD) registraron valores altos, a excepción de la ZONA3-C en donde se observaron valores bajos (Cuadro 4); el oxígeno disuelto (OD) en general, presenta un comportamiento similar a la conductividad eléctrica (CE) y los sólidos totales disueltos (STD), con la diferencia de que se observa una ligera variabilidad de los valores en cada sitio; aunque predominan valores superiores en los sitios semiconservados y conservados de la ZONA1 y ZONA2. El potencial hidrógeno (pH) fluctúa en los sitios de manera diferente, no obstante, no se registran valores que pongan en riesgo los procesos biológicos y químicos de los sistemas acuáticos (Wetzel 1981). Las variables temperatura del agua, profundidad y visibilidad (Tagua, Prof y Visi) presentan variabilidad en las diferentes condiciones de perturbación de los sitios.

Cuadro 4. Resultados de las variables evaluadas de la calidad del agua en la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla.

ZONAS/ Variables	STD (ppm)	CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	OD (% O ₂)	pH (0-14)	Tagua ($^{\circ}\text{C}$)	Prof (m)	Visi (m)
ZONA1-P	1848.75	>1990	16.02	8.17	31.41	0.125	0.056
ZONA2-P	>1990	>1990	23.28	7	32.08	0.31	0.215
ZONA3-P	983.75	1732.5	26.57	8.01	33.11	0.412	0.2
ZONA1-S	>1990	>1990	42.23	6.51	26.91	0.293	0.171
ZONA2-S	>1990	>1990	68.48	9.21	30.96	0.615	0.362
ZONA3-S	672.5	1316.25	14.08	7.58	29.81	0.275	0.131
ZONA1-C	>1990	>1990	41.42	6.68	30.5	0.62	0.391
ZONA2-C	>1990	>1990	32.17	5.97	30.62	0.362	0.362
ZONA3-C	457.5	921.25	18.82	8	32.47	0.356	0.185

Nota: P= perturbado, S= semiconservado, C= conservado. STD= Sólidos totales disueltos, CE= Conductividad eléctrica, OD= oxígeno disuelto, pH= Potencial hidrogeno, Tagua= Temperatura del agua, Prof= Profundidad del cuerpo de agua, Visi= Visibilidad del cuerpo de agua.

El análisis de Correlación de Pearson indica que las variables oxígeno disuelto ($\rho=0.98$ y $\rho=0.91$), la profundidad ($\rho=0.78$ y $\rho=0.52$) y la visibilidad ($\rho=0.85$ y $\rho=0.99$) tienen una correlación muy significativa con los valores del IBI-A en los sitios semiconservados y conservados, los sitios perturbados no responden a estas variables (Cuadro 3). Los sólidos

totales disueltos (STD) y la conductividad eléctrica (CE) presentan una alta correlación indistintamente de la condición de los sitios (Cuadro 3).

3.4. DISCUSIONES Y CONCLUSIONES

Para la Reserva de la Biosfera Pantanos de centla se han documentado 637 especies de plantas, agrupadas en 110 familias que representan el 25 % de las presentes en el estado de Tabasco (Guadarrama y Ortiz 2000), por lo que las 92 especies registradas en el estudio representan apenas el 14.44 % del total de la Reserva. No obstante, con el número de especies detectadas es posible identificar como la composición de las especies cambia de sitios perturbados a sitios conservados.

La utilidad de la evaluación espacial del uso de suelo mediante percepción remota para la estimación de coberturas (Ramírez-García *et al.* 1998, Sánchez-Azofeifa *et al.* 1998), es un método que analiza de manera directa los cambios en cobertura durante un lapso de tiempo determinado, o bien, para conocer la situación actual de los diferentes tipos de vegetación de una región. No obstante, la información directa de campo permite conocer con mayor precisión en que proporción contribuye cada estrato de la vegetación (herbácea, arbustiva y arbórea) a la integridad biológica del área. Por ejemplo, O'Connell *et al.* (1998) cuantificaron la integridad regional del paisaje en las montañas Apalaches del este de los Estados Unidos a través del análisis espacial. Ellos relacionaron valores de cobertura con valores del IBI (basado en aves) y encontraron que los sitios con un valor de alta integridad estaban asociados con altos valores de cobertura (87 %); es decir, sitios que presentaban la vegetación original del bosque. Por el contrario, los sitios con un bajo valor de integridad tuvieron menos del 28 % de cobertura del bosque maduro. A pesar de la relevancia de la información, los datos no indican

como se está viendo afectada la estructura de la vegetación. En la evaluación directa de la vegetación en Pantanos de Centla, los resultados indican que los sitios perturbados se encuentran en un estado de sucesión con predominancia de arbustos (COBarbu $\rho=0.99$) y que existe una relación inversa significativa de cobertura de herbáceas (COBherba $\rho=-0.82$), adicionalmente, la contribución de la cobertura arbórea es significativa (COBarbo=0.92). Por consiguiente, en estos sitios la vegetación herbácea es escasa, con un dominio de plantas arbustivas, pero dichos lugares presentan formas de vida arbórea que son establecidas o mantenidas a propósito ya que le proporcionan sombra al ganado (espacios de zonas ganaderas-potreros). Lo anterior también explica la relación inversa con la altura de arbóreas (ALTarbo $\rho=-0.77$) ya que estos árboles son podados para permitir su achaparramiento y la expansión de su sombra. Por el contrario, los valores registrados de cobertura, diámetro y altura de la vegetación arbórea en los sitios conservados son muy significativas; la presencia de especies herbáceas y arbustivas es casi nula, lo cual permite concluir que son sitios con una estructura de bosque maduro.

Las variables de la calidad del agua asociadas al IBI-A presentaron diferencias significativas respecto a la condición de los sitios. El oxígeno disuelto (OD) es primordial en los sistemas acuáticos; un flujo rápido de agua, como sucede en un arroyo o un río grande, tiende a contener mucho oxígeno disuelto (Wetzel 1981), lo que se traduce en el desarrollo de la vida acuática. Dicha productividad es aprovechada por la vida silvestre, en especial por la avifauna del lugar. En este caso, los valores del oxígeno disuelto (OD) registrados en los sitios conservados y semiconservados fueron muy altos; hubo correlación significativa con los valores del IBI-A, no así en los sitios perturbados, en donde no se presentó ninguna relación con el IBI-A. Posiblemente, esto se deba a que los sitios perturbados presentan inundaciones

temporales, por lo que la mayor parte del año son áreas desprovistas de agua o con bajos niveles de la misma y, por tanto, carentes de oxígeno disuelto (OD). Se ha documentado que cantidades de materia orgánica en exceso en lagos y ríos pueden hacer que se escasee el oxígeno en el agua; esto es grave cuando se tienen charcos con agua estancada, ya que la vida acuática corre el riesgo de desaparecer, especialmente durante el verano, cuando el oxígeno disuelto se encuentra en sus niveles estacionales más bajos (Guerrero 1991).

En el caso de los valores de los sólidos totales disueltos (STD) y la conductividad eléctrica (CE), se encontraron diferencias en las tres condiciones de perturbación; esto se debe a que la conductividad y la concentración de sólidos totales están reflejando los contenidos de sales minerales que están presentes en el lugar (Ramos *et al.* 2004). Estos indicadores permiten conocer la presencia de sustancias exógenas aportadas hacia el sistema, que pudieran causar contaminación o alteración de las condiciones químicas naturales del lugar (Chapman 1992); para los sólidos totales disueltos (STD), por ejemplo, es conocido que los ríos que atraviesan la Reserva de Pantanos de Centla (Grijalva y Usumacinta) aportan grandes cantidades de sedimentos (SEMARNAP 2000) originados por las escorrentías (alta precipitación) que ocurre tanto en el estado de Tabasco como en Chiapas; debido a ello, el valor de esta variable se relacionó positivamente con los valores del IBI-A (pese a que los sitios estuvieron a cierta distancia de estos dos cauces principales). No obstante, hay que considerar que el exceso de sedimentos puede dañar la calidad del agua (Guerrero 1991) de un lugar (río u arroyo), por lo que se deben considerar medidas de protección.

Se encontraron valores de potencial hidrógeno (pH) entre 5.97 y 9.21, diseminados indistintamente en cada sitio, por ello, la correlación de Pearson da valores negativos

significativos, ya que valores de potencial hidrogeno (pH) menores de 7 propician la acidez de los sitios, reduciendo la diversidad y abundancia de especies (Porter 1977) y viceversa, valores por arriba de 7 pueden propiciar exceso de sodio y por ende, trastornos en el metabolismo de los seres vivos. De esta forma, el potencial hidrogeno (pH) actúa como una medida del balance en el sistema del dióxido de carbono-carbonatos-bicarbonatos ($\text{CO}_2\text{-HCO}_3\text{-CO}_3^-$), los cuales influyen sobre los procesos químicos y biológicos de los sistemas acuáticos (Talling 1976, Bernard 1992, Chapman 1992).

La temperatura del agua (Tagua) mostró una relación negativa significativa con los valores de los IBI-A de los sitios conservados. Tal relación es natural debido a que estos sitios tuvieron una relación muy estrecha con el oxígeno disuelto (OD); es decir, una alta temperatura puede afectar la retención del oxígeno en el agua, afectando la vida acuática (Welch 1952, Wetzel 1981). Ramos *et al.* 2004 señalan que en ambientes someros o sujetos a variaciones en el nivel de agua (*i.e.*, ambientes intermareales en litorales marinos, charcas temporales y lagos o lagunas someras) es posible registrar cambios diurnos de varios grados centígrados de diferencia, los cuales pueden ser determinantes en la distribución regional de las plantas acuáticas y en los procesos físicos y químicos del agua. En este sentido, Pantanos de Centla exhibe atributos de inestabilidad, temporalidad y fluctuaciones en sus comunidades hidrófitas (Lot y Novelo 1988), por ende, están sujetos a este tipo de cambios. Entonces, probablemente, los sitios de muestreos en donde se desarrolló el IBI-A muestran estas relaciones inversas entre el oxígeno disuelto y la temperatura, ya que las visitas se realizaron al amanecer y durante el crepúsculo, cuando la temperatura del agua se encuentra un poco más fría, y no al medio día, cuando esta temperatura aumenta por la incidencia de los rayos del sol.

Finalmente, los valores de profundidad (Prof) y visibilidad (Visi) muestran fuerte asociación con los sitios semiconservados y conservados; estos sitios estuvieron asociados a cuerpos de agua permanentes, lo que propició una continua presencia de especies de aves posiblemente atraídas por la productividad primaria del sitio, que repercute en la presencia de diversas presas acuícolas.

Existe asociación entre los valores del índice de integridad biológica con variables de la vegetación y del agua. El oxígeno disuelto, la profundidad y la visibilidad son los parámetros que presentan una fuerte asociación con los valores del IBI-A, mientras que en el caso de la vegetación, se registró que todas las variables responden en el sentido de los valores de integridad, es decir, sitios con un alto valor de integridad se asocian con una mayor cobertura de arbóreas, diámetro y altura de la vegetación, mientras que en los sitios perturbados sucede lo contrario.

Las limitaciones operativas y económicas no permitieron considerar un muestreo más amplio para poder relacionar los valores resultantes de un IBI-A con variables ambientales del agua y la estructura de la vegetación, con más precisión. Los IBI son el resumen de una serie de variables que reflejan cualitativa o cuantitativamente la condición de un sitio y en base a ello se analiza, discute y califica la situación del mismo, por lo que, al intentar analizarlos por medio de estadísticos avanzados (como la correlación canónica o la regresión lineal múltiple), la insuficiencia de datos (sitios con niveles equivalentes de perturbación) impide la realización de las combinaciones lineales entre diferentes grupos de variables.

3.5. LITERATURA CITADA

- Arriaga, W. S. 1999. Composición y estructura de la ornitofauna de la Reserva de Pantanos de Centla. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. 53 p.
- Askins, R. A., Philbrick, M. J., and D. S. Sugeno. 1987. Relationships between the regional abundance of forest and the composition of forest bird communities. *Conservation Biology*. 39:129-152.
- Bernard, D. 1992. *Limnologie: L'étude des eaux Continentales*. Deuxième édition. Editions N. BOUBÉE & Cie. Paris. 621 p.
- Bojorges, B. J. C. 2004. Riqueza y diversidad de aves en una selva mediana subperennifolia en el centro de Veracruz, México. Colegio de Postgraduados. Tesis de doctor en ciencias. 81 p.
- Bonilla-Barbosa, J. R., y A. Novelo R. 1995. Manual de identificación de plantas acuáticas del Parque Nacional Lagunas de Zempoala, México. Instituto de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México. 168 p.
- Bryce, A. S., M. Hughes R., and R. Kaufman P. 2002. Development of a bird integrity index: using bird assemblages as indicators of riparian condition. *Environmental Management* 30: 294-310.
- Canterbury, G. E., E. Thomas M., R. Daniel P., J. Lisa P., and F. David B. 2000. Bird communities and habitat as ecological indicators of forest condition in regional monitoring. *Conservation Biology* 14: 544-558.
- Chapman, D. 1992. *Water Quality Assessment. A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring*, Chapman & Hall. Londres.
- Contreras, E. F. 1984. Manual de técnicas hidrobiológicas. Universidad Autónoma Metropolitana, México. 149 p.
- Cottam, G., and J. T. Curtis. 1956. The use of distance measures in phytosociological sampling. *Ecology*. 37 (3): 451-460.
- Croonquist, J. M., and P. Brooks R. 1991. Use of avian and mammalian guilds as indicators of cumulative impacts in riparian-wetland areas. *Environmental Management*. 15(5):701-714.
- Finch, D. M. 1991. Positive associations among riparian bird species correspond to elevational changes in plant communities. *Journal of Zoology*. 69: 951-963.
- García, O. J. M. 1988. Humedales de México y el Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas (SINAP). Dirección General de Conservación Ecológica de los Recursos Naturales. SEDUE, p. 689-697 In: *Ecología y Conservación del Delta de los Ríos Usumacinta y Grijalva*. Memorias. Gobierno del estado de Tabasco. 714 p.
- Guadarrama, O. M A., y G. Ortiz G. 2000. Análisis de la flora de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla. *Universidad y Ciencia*. 15(30): 67-104.

- Guerrero, L. M. 1991. El agua. La ciencia desde México. Fondo de Cultura Económica. Primera edición. 117 p.
- González, O. J. A. 2003. Aplicación de análisis multivariantes al estudio de las relaciones entre las aves y sus hábitats: un ejemplo con paseriformes montanos no forestales. *Ardeola*. 50(1): 47-58.
- Hobbs, J. R., and F. Huenneke L. 1992. Disturbance, diversity, and invasion: implications for conservation. *Conservation Biology* 6(3):324-337.
- Howell, S. N. G., and S. Webb. 1995. A guide to the birds of Mexico and Northern Central America. Oxford University Press. 851 p.
- Hutto, L. R., M. Pletschet S., and P. Hndricks. 1986. A fixed-radius point count method for nonbreeding and breeding season use. *The Auk* 103: 593-602.
- Hutto, L. R., and Y. Jock. 2002. Assessing the biological integrity of wetlands in Montana using bird communities. Division of Biological Sciences. University of Montana. 9 p.
- Ibarra, M. A., S. Arriaga W., y A. Estrada M. 2001. Avifauna asociada a dos cacaotales tradicionales en la región de la Chontalpa, Tabasco, México. *Universidad y Ciencia*. 17(34):101-112.
- Karr, J. R. 1991. Biological integrity: a long – neglected aspect of water resource management. *Ecological Applications* 1: 66-84.
- Liu, Z., Z. XiaoYing., and L. XinMin. 2002. Relationship between disturbance and vegetation. *Acta Prataculturae Sinica* 11: 1-9.
- Lopez, D. R., and M. Siobhan F. 2001. Testing the floristic quality assessment index as an indicator of wetland condition. *Ecological Applications*. 12(2):487-497.
- Lot, H. A., y A. Novelo R. 1988. El pantano de Tabasco y Campeche: la reserva más importante de plantas acuáticas de Mesoamérica. 537-547. In: INIREB & Gobierno del estado de Tabasco (eds). *Ecología y conservación del Delta de los ríos Usumacinta y Grijalva (memorias)*. Villahermosa, Tabasco. 714 p.
- Lot, A., A. Novelo R., M. Olvera G., y P. Ramírez G. 1999. Catálogo de angiospermas acuáticas de México: Hidrófitas estrictas emergentes, sumergidas y flotantes. Instituto de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México. 161 p.
- Lot, A., y A. Novelo R. 2004. Iconografía y estudio de plantas acuáticas de la ciudad de México y sus alrededores. Instituto de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México. 206 p.
- Lougheed, L. V., and P. Chow-Fraser. 2001. Development and use of a Zooplankton index of wetland quality in the Laurentian Great Lakes basin. *Ecological Applications*. 12(2):474-486
- Lyons, J., S. Navarro P., A. Cochran P., E. Santana C., and M. Guzmán A. 1995. Index of biotic integrity based on fish assemblages for the conservation of stream and rivers in West – Central Mexico. *Conservation Biology* 9: 569-584.

- Maldonado, M. F. 2003. Flora medicinal del estado de Tabasco: Uso, Manejo y Conservación. Instituto para el desarrollo de sistemas de producción del trópico húmedo de Tabasco. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. 122 p.
- Mendoza, L. P. 1994. Tipos de vegetación y su distribución en el estado de Tabasco y norte de Chiapas. Universidad Autónoma Chapingo. Centro Regional de Puyacatengo. Colección Cuadernos Universitarios: Serie Agronomía No. 1. 123 p.
- Merino, I. M., y J. Soremsen. 1988. La zona costera mexicana: recursos, problemas e instituciones. p. 91-110 In: Ecología y Conservación del Delta de los Ríos Usumacinta y Grijalva. Memorias. Gobierno del estado de Tabasco. 714 p.
- Milesi, A., F. Marone L., L. Casanave J., R. Cueto V., y T. Mezquida E. 2002. Gremios de manejo como indicadores de las condiciones del ambiente: un estudio de caso con aves y perturbaciones del hábitat en el Monte Central, Argentina. *Ecología Austral*. 12: 149-161.
- Moreno-Casasola, P., H. López., y S. Garza. 2001. La vegetación de los Humedales Mexicanos. Instituto de Ecología A. C. Veracruz, México. 113 p.
- National Geographic. 2002. Field guide to the birds of North America. Fourth edition. Washinton, D. C. 480 p.
- O'Connell, T. J. L., E. Jackson L., and P. Brooks R. 1998. A bird community index of biotic integrity for the Mid-Atlantic highlands. *Environmental Monitoring and Assessment*. 51: 145-156.
- Peterson, R. T., y L. Chalif E. 1989. Aves de México: Guía de campo. Ed. Diana, México. 479 p.
- Pickett, S. T. A., and P. White S. 1985. The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press, Inc., U.S.A., San Diego, California. 472 p.
- Pino, J., J. Roda., J. Ribas., and X. Pons. 2000. Landscape structure and bird species richness: implications for conservation in rural areas between natural parks. *Landscape Urban Plan*. 49:35-48.
- Porter, K. G. 1977. The Plant-Animal Interface in fresh water ecosystems. *Am. Sci.* 65: 159-170.
- Ralph, C. J., R. Geupel G., P. Pyle., E. Martín T., F. DeSante D., y B. Milá. 1996. Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres. Department of agriculture and Forest Service. USA. 46 p.
- Ramírez, G. M. E. 1993. Métodos estadísticos no paramétricos. Universidad Autónoma Chapingo. Primera edición. 223 p.
- Ramírez-García, P., J. López-Blanco., and D. Ocaña. 1998. Mangrove vegetation assessment in the Santiago River Mouth, México, by means of supervised classification using Landsat TM imagery. *Forest Ecology and Management*, Elsevier, Amsterdam. 105:217-229.
- Ramos, D. F. J., A. J. Quiroz F., J. P. Ramírez G., y A. Lot H. 2004. Manual de hidrobotánica. Muestreo y análisis de la vegetación acuática. Primera edición. 158 p.
- Romero, G. J. C., A. García M., C. A. Bautista J., y P. H. Pérez A. 2000. Caracterización de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla. *Universidad y Ciencia*. 15(30):15-28.

- Reynaud, P. A., and J. Thioulouse. 2000. Identification of birds as biological markers along a neotropical urban-rural gradient (Cayenne, French Guiana), using co-inertia analysis. *Journal of Environmental Management*. 59: 121-140.
- Sánchez-Azofeifa, G. A., C. Quesada-Mateo., P. González-Quesada., S. Dayanandan., and S. Bawa K. 1998. Protected Areas and Conservation of Biodiversity in the Tropics. *Conservation Biology*. 13 (2): 407-411.
- SEMARNAP. 2000. Programa de Manejo de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla. Instituto Nacional Ecología. 220 p.
- Schulze, C. H., M. Walter., J. A. Kessler P., R. P. Shaha buddin., D. Veddeler., M. Mühlenberg., S. R. Gradstein., C. Leuschner., I. Steffan-Dewenter., and T. Tschardtke. 2004. Biodiversity indicator groups of tropical land-use systems: comparing plants, birds and insects. *Ecological Applications*. 14(5): 1321-1333.
- Spurr, S. H., y B. Barnes V. 1980. *Ecología Forestal*. AGT Editor, S. A. México. 690 p.
- Statistical Analysis System (SAS). 1998. Program statistical SAS. The SAS System. SAS Institute Inc., Cary, NC. USA
- Sousa, W. P. 1984. The role of disturbance in natural communities. *Annual Review of Ecology Systematics*. 15:353-391
- Suárez, V. A., S. Pfennig., and K. Robinson S. 1997. Nesting success of a disturbance-dependent songbird on different kinds of edges. *Conservation Biology*. 11(4): 928-935.
- Talling, J. F. 1976. The depletion of carbon dioxide from lake water by phytoplankton. *Journal Ecology*. 64:79-121.
- Valdez, H. J. I. 1991. Estructura fisonómica del bosque de mangles de la Laguna de Agua Brava, Nayarit. Tesis de licenciatura. División de Ciencias Forestales. Universidad Autónoma Chapingo. 263 p.
- Valdez, H. J. I. 1994. The vegetation of a mangrove forest in the Pacific COSAT of México. MSc. Programme in tropical forestry. Wageningen Agricultural University. 36 p.
- Welch, S. P. 1952. *Limnology*. McGraw-Hill Book Company. Second edition. 538 p.
- Wetzel, R. G. 1981. *Limnología*. Ediciones Omega, S. A. Barcelona. 679 p.
- Wiens, J. A. 1989. *The ecology of bird communities*. Volume I. Foundations and Patterns. Cambridge University Press. Cambridge. 169 p.
- Yañez-Arancibia, A., y A. L. Lara-Dominguez. 1999. Los manglares de América Latina en la Encrucijada, p. 9-16 In: A. Yañez-Arancibia y A. L. Lara-Dominguez (eds.) *Ecosistemas de manglar en América Tropical*. Instituto de Ecología, A, C. México. UICN/HORMA, Costa Rica. Primera edición. 380 p.
- Yorio, P., y Q. Flavio. 1996. Efectos del disturbio humano sobre una colonia mixta de aves marinas en Patagonia. *Hornero* 14:60-66.
- Zavala, Ch. F. 1984. *Sinecología de la vegetación de la Estación de Enseñanza e Investigación Forestal Zoquiapan, Estado de México y Puebla*. Tesis profesional. Escuela de Biología. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. 163 p.

DISCUSIÓN

Y

CONCLUSIONES GENERALES

DICUSIÓN GENERAL

Las 328 especies de aves registradas para la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla evidencian la gran riqueza que posee esta área natural protegida, comparable a la de la Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an en la cual se reportan entre 328 (Correa *et al.* 1993) y 326 (Arriaga 1999). Considerando el reporte más reciente, hay una mayor riqueza de especies por parte de la reserva de los Pantanos de Centla, destacando que la Reserva de Sian Ka'an es mucho mayor (528,147 ha). Particularmente, en el ámbito regional, si se compara los resultados de este estudio con los obtenidos en dos de las áreas de humedales más cercanas a la Reserva, el listado avifaúnico de Centla es mayor al reportado para el Área de Protección de Flora y Fauna Laguna de Términos en donde se señala que la riqueza avifaúnica comprende 279 especies, aunque hay que considerar que incluye la región de humedales Tabasco-Campeche (SEMARNAP 1997). El listado de Centla también es superior al de los humedales de Alvarado, Veracruz, en donde se han registrado 311 especies (Cruz *et al.* 2001).

El listado avifaúnico de Centla incluye 38 especies (11.6 % del total de la avifauna reportada) en estatus de conservación, aunque Arriaga (1999) registró 44 especies (13.4 %) en riesgo; la diferencia puede deberse a dos factores: primero, que Arriaga usó la NOM-059-1994 que difiere en el número de especies incluidas con respecto a la NOM-059-2001 (muchas especies cambiaron de estatus o se eliminaron de este listado); el segundo implica suponer que la protección brindada a la región como área natural protegida está dando resultados positivos y la biodiversidad se está viendo favorecida.

Tanto Centeno (1994) como Navarro y Benitez (1995), enfatizan los grandes esfuerzos que se están dedicando al conocimiento de la avifauna nacional y su protección;

desafortunadamente, hoy nos enfrentamos al acelerado ritmo de crecimiento de la población humana y a las necesidades económicas, que han hecho que los recursos naturales estén siendo degradados a velocidades peligrosas, repercutiendo en la pérdida de la diversidad biológica de nuestro país. La destrucción del hábitat amenaza a especies muy poco conocidas y que tienen áreas de distribución muy restringidas en México, como la cigüeña jabirú (*Jabirú mycteria*); por ello, fomentar mediciones de la diversidad biológica aportará evidencia de la situación de las comunidades naturales, como se ha documentado en este estudio mediante evaluaciones de índices de diversidad e integridad biológica.

La mayoría de las medidas de diversidad están calculadas en función de la riqueza de especies o a la distribución de abundancia de las mismas; el principal fundamento de tal aplicación recae en el supuesto de que las comunidades ricas en especies son mejores que las pobres en especies, adicionalmente, se asume que los sitios reflejan los efectos adversos de la contaminación (Magurran 1988, Moreno 2001). No obstante, la suposición que algunos autores señala respecto a que la diversidad incrementa a medida que disminuye la contaminación (y posiblemente otros agentes de perturbación), no imposibilita que otros factores pueden intervenir e, incluso, tener más importancia que la contaminación. Esto es, diversos autores hacen énfasis en que las medidas de diversidad han dejado de ser profusamente usadas debido al debilitamiento de la hipótesis que pretendía establecer una relación causa-efecto directa entre la diversidad y la estabilidad de los ecosistemas; además, las medidas de diversidad no toman en cuenta el tipo de organismos presentes ni la capacidad de los mismos para adaptarse a los cambios del ambiente, es decir, adolecen de una incapacidad para diferenciar las interacciones biológicas y taxonómicas que existen entre las especies que conforman las diferentes comunidades biológicas (Washington 1984, Segnini 2003).

En contraste, los índices de integridad biológica llevan incluidos los conceptos de riqueza y diversidad, además, tienen la ventaja de tomar en cuenta la composición y adaptabilidad de los taxa, aspectos de suma importancia al determinar la tolerancia de los diferentes grupos de organismos a los factores de perturbación. La presencia/ausencia o abundancia de un taxón se pondera de acuerdo a la sensibilidad que presenta al factor de perturbación que se desea valorar (Segnini 2003).

Otra distinción importante es que la integridad del sistema se refleja en los elementos bióticos y en los procesos que generan y mantienen estos elementos, mientras que la diversidad describe solamente los elementos; por ello, la integridad está directamente asociada con el contexto evolutivo, ya que posee o incluye grupos o especies que han evolucionado naturalmente, no grupos o especies al azar (Angermeier y Karr 1994). Por ejemplo, si las áreas naturales protegidas fueran declaradas exclusivamente sobre la base de las riqueza de especies, aquellos hábitats pobres en especies (ciénegas saladas, hábitats desérticos, etc.) nunca serían conservados (Magurran 1988) y muchas especies endémicas se extinguirían, o bien, si adicionamos especies exóticas a un área incrementaríamos la diversidad local pero, reduciríamos su integridad (Angermeier y Karr 1994, Mills *et al.* 1994). Por ello, los índices de integridad biológica representan un método ideal para incorporar información de múltiples variables indicadoras (de la composición y diversidad de especies, composición trófica, densidad de la población, tolerancia a impactos humanos, entre otras medidas) dentro de un sólo valor numérico del sitio de estudio, que indica su condición (Karr 1991, Angermeier y Karr 1994). Karr (1991) identificó cinco grupos cuyos parámetros afectan directamente a la integridad biológica, entre estos, la calidad del agua y la estructura del hábitat, por ello, no extraña que en este estudio los resultados de la asociación de las variables de la estructura de

la vegetación y la calidad del agua mostraran fuerte relación con los valores del índice de integridad biológica (IBI) obtenidos en la Reserva. No obstante, las limitantes, bondades, aplicaciones y tendencias de las medidas de diversidad respecto a los índices de integridad biológica, la aplicación de una u otra estará en función de los objetivos que se planteen como ha sucedido en diversos estudios (O'Connell *et al.* 1998, Gergel *et al.* 2002, Koleff *et al.* 2003, Deluca *et al.* 2004, Kati y Sekercioglu 2006).

Por experiencia del presente estudio, es importante señalar que cuando la ausencia de recursos impide realizar estudios completos de la dinámica y estructura de una comunidad, otras medidas de evaluación que nos proporcione datos ecológicos y biológicos de los procesos naturales y antropogénicos que suceden sobre un taxa o ecosistema deben ser utilizados. A partir de estos datos, se genera información a través del tiempo, la cual es procesada para construir índices de integridad biológica que representan, en un sitio, la influencia de múltiples procesos a diferentes niveles y escalas espaciotemporales, en donde la variación en los elementos atribuibles a procesos naturales no representan una variación en la integridad, pero la variación causada por humanos si.

CONCLUSIONES GENERALES

Las 328 especies de aves registradas para la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla permiten destacar la importancia biológica que posee esta área natural protegida al sostener una gran riqueza avifaúnica; se confirma, así, su relevancia como uno de los humedales de importancia internacional en la conservación de la diversidad biológica tropical de Mesoamérica.

La curva de acumulación de especies para el muestreo de este estudio no alcanzó una asíntota y, además, 13 especies fueron registradas por vez primera en la Reserva; por lo tanto, es previsible que puedan aparecer nuevas especies de aves en la Reserva y la riqueza avifaúnica todavía se incrementa.

El alto porcentaje de especies migratorias registrado durante la estación invernal realza la importancia de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla como un sitio de paso e invernada.

La comparación estadística de la riqueza de especies entre condición de perturbación para cada zona estudiada arrojó el resultado de que la mayoría de los sitios sostienen igual número de especies; no obstante, sí hay diferencias biológicas importantes entre ellos ya que la composición de especies varía, por ejemplo, en algunos sitios hay especies que son menos tolerantes a la perturbación y hacen uso de hábitat maduros, mientras que en otros predominan especies de sucesión temprana o tolerantes a la perturbación.

El modelo lognormal es el que mejor describe la abundancia de las especies que conforman a las comunidades de aves muestreadas; sin embargo, por lo menos, en uno de los sitios la prueba de bondad de ajuste no permitió discriminar entre modelos alternativos, lo que implica que estos procedimientos no son una medida totalmente confiable de diversidad. Los sitios perturbados de la ZONA1 y la ZONA3, pueden tender gradualmente hacia una serie geométrica si las condiciones ambientales de estos lugares no mejoran.

De acuerdo con los valores del índice de diversidad, los sitios perturbados son los que presentan una menor diversidad y los semiconservados y conservados una mayor. No

obstante, en la ZONA2 el sitio conservado registra el menor valor y el semiconservado la mayor; por lo tanto, la evaluación de la diversidad de especies no refleja la integridad biológica de un sitio y tampoco parece ser una medida confiable de la condición de un hábitat o ecosistema.

La evaluación de la similitud utilizando el índice de Bray-Curtis (basado en datos de abundancia) permite detectar una mayor semejanza en la composición avifaunica entre áreas con niveles de perturbación equivalentes.

Los gremios que tienden a responder favorablemente a la perturbación (piscivoro-malacófagos, granívoros, carnívoros, herbívoro-malacófagos, malacófagos y carroñeros) son los que se asociaron con los sitios perturbados, mientras que los gremios de insectívoros, insectívoro-frugívoros y piscívoros, responden negativamente a la perturbación y se asociaron en general con los sitios semiconservados y conservados.

Los resultados del índice de integridad biológica desarrollado en Pantanos de Centla permiten concluir que las aves son una importante herramienta de evaluación biológica ante los impactos acumulativos de las actividades antropogénicas, ya que éstas funcionan como buenas indicadores biológicas de la salud o condición de los ecosistemas.

Los parámetros o atributos biológicos que mejor respondieron en el desarrollo del índice de integridad en las tres zonas de estudio fueron los correspondientes a las aves residentes/migratorias (REMI), las generalistas (G), las exóticas (EXO), las piscívoras de manglar o de popal-tular (PMZI) y las piscivoro-malacófagos de manglar o de popal-tular (Pm-MZI).

Es fundamental estandarizar los procedimientos y las variables a usar en el desarrollo de índices de integridad biológica para obtener resultados con mayor objetividad y no

sobrevaluar o subestimar los sitios o las asociaciones vegetales involucradas dentro del área de estudio. En el caso de México, la estacionalidad (residencia de las especies) es relevante por su privilegiada posición geográfica al representar una gran diversidad avifaúnica a nivel mundial.

La condición de referencia se debe basar no sólo en datos de campo contemporáneos sino también en datos históricos, debido a que la mayoría de los ecosistemas en la actualidad han sido sometidos en el pasado a fuertes presiones antropogénicas.

Las limitantes en el acceso al área, los asentamientos humanos y las actividades antropogénicas según los resultados del estudio, juegan un papel fundamental en mantener, la salud o condición de los ecosistemas.

Se registró asociación entre las variables de la vegetación y del agua con los valores del índice de integridad biológica. Los sitios perturbados se encuentran en un estado de sucesión con predominancia de arbustos, mientras que la carencia de especies herbáceas y arbustivas en los sitios conservados es casi nula. Por lo tanto, se concluye que son sitios con una estructura de bosque maduro (*i.e.*, presentan una fuerte asociación con la cobertura, diámetro y altura de la vegetación arbórea). En el caso de los parámetros del agua, el oxígeno disuelto, la profundidad y la visibilidad son las variables que presentan una fuerte asociación con los valores del índice de integridad en los sitios semiconservados y conservados.

El cambio de uso de suelo en la Reserva de Pantanos de Centla registró tasas de deforestación anual de manglar en el rango mínimo de pérdida reportada para el país; sin embargo, con este ritmo de deforestación, la cobertura de manglar se perderá si no se consideran medidas o mecanismos de planeación y manejo adecuados para su conservación.

Literatura citada

- Angermeier, P. L., and M. Karr J. 1994. Biological Integrity versus Biological Diversity as Policy Directives. *BioScience* 44(10): 690-697.
- Arriaga, W. S. 1999. Composición y estructura de la ornitofauna de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. 53 p.
- Centeno, A. B. E. 1994. Estado actual del conocimiento de la avifauna de Tabasco: revisión bibliográfica. Tesis de licenciatura en Biología. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. 164 p.
- Correa, S. J., y J. García B. 1993. Avifauna de Ría Celestún y Ría Lagartos, p. 640-649. En: Salazar-Vallejo S. I., y N. Emilia G. (eds). Biodiversidad Marina y Costera de México. 865 p.
- Cruz, C. O. G., B. E. Cortina J., y E. Ruelas I. 2001. Propuesta para la Conservación y manejo de los humedales de Alvarado, Veracruz: mecanismos estratégicos para la protección y uso sustentable de recursos naturales. Pronatura A. C. Veracruz. 25 p.
- DeLuca, W. V., E. Studds C., L. Rockwood L., and P. Marra P. 2004. Influence of land use of the integrity of marsh bird communities of Chesapeake Bay, USA. *Wetlands*. 24(4): 837-847.
- Gergel, S. E., G. Turner M., R. Miller J., M. Melack J., and H. Stanley E. 2002. Landscape indicators of human impacts to riverine systems. *Aquatic Sciences*. 64: 118-128.
- Karr, J. R. 1991. Biological integrity: a long – neglected aspect of water resource management. *Ecological Applications* 1: 66-84.
- Kati, V. I., and C. H. Sekercioglu. 2006. Diversity, ecological structure, and conservation of the landbird community of Dadia reserve, Greece. *Diversity and Distributions* 12: 620-629.
- Koleff, P., K. V. Gaston., and J. J. Lennon. 2003. Measuring Beta Diversity for Presence-Absence Data. *The Journal of Animal Ecology*. 72(3): 367-382.
- Magurran, A. E. 1988. *Ecological Diversity and its measurement*. Princeton University Press, New Jersey . 179 p.
- Mills, E. L., J. H. Leach., J. T. Carlton., and C. L. Secor. 1994. Exotic species and the integrity of the Great Lakes. *BioScience*. 44(10): 666-676.
- Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T Manuales y Tesis SEA, Vol.1. 83 p.
- Navarro, A., and H. Benítez. 1995. *El dominio del aire*. Fondo de Cultura Económica. Primera edición. 211 p.
- O'Connell, T. J. L., E. Jackson L., and P. Brooks R. 1998. A bird community index of biotic integrity for the Mid-Atlantic highlands. *Environmental Monitoring and Assessment*. 51: 145-156.
- Segnini, S. 2003. El uso de macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua. *Ecotrópicos* 16(2): 45-63.
- SEMARNAP. 1997. Programa de Manejo del Área de Protección de Flora y Fauna “Laguna de Terminos”. Secretaría del Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. 167 p.
- Washington, H. G. 1984. Diversity, biotic and similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water Research*. 37: 130-137.

A N E X O S

Anexo 1. Listado histórico de las especies de aves reportadas para la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla (RBPC). Registros en la literatura (a-m): a= Brodkorb y otros autores 1943, b= otros autores (1944-1961), c= Berret 1962, d= Grantham 1993, e= CA-DACB-UJAT, f= CNAV-IBUNAM, g= Arriaga 1999, h= Winker *et al.* 1999, i= Santiago 2000, j= Aguilar 2001, k= Córdova 2002, l= Chablé-santos *et al.* 2005, m= Este estudio.

Orden	Familia	Especie	Estudios en Pantanos de Centla													
			a	b	c	d	e	f	g	h	i	j	k	l	m	
Anseriforme	Anatidae	Dendrocygna autumnalis				x			x		x	x	x	x	x	
		Dendrocygna bicolor				x			x			x			x	
		Cairina moschata	x	x	x				x			x	x		x	
		Anas strepera										x				
		Anas Americana										x				
		Anas platyrhynchos										x				
		Anas discors	x	x	x				x			x	x		x	
		Anas clypeata													x	
		Anas acuta					x								x	
		Anas crecca											x	x		
		Aythya collaris								x						
		Aythya affinis											x	x		
		Nomonyx dominicus									x					
		Galliformes	Cracidae	Ortalis vetula	x	x	x	x		x		x				x
		Podiceps-Diformes	Podicipedidae	Tachybaptus dominicus	x	x	x			x					x	x
Podilymbus podiceps	x			x	x			x					x	x		
Pelecaniformes	Pelecanidae	Pelecanus erythrorhynchos	x		x			x					x	x		
		Pelecanus occidentalis	x	x	x			x					x	x		
	Phalacrocoracidae	Phalacrocorax brasilianus	x	x	x			x					x	x		
		Phalacrocorax auritus							x				x	x		
		Anhinga anhinga	x	x	x			x						x		
Ciconiiformes	Fregatidae	Fregata magnificens	x	x	x			x					x	x		
	Ardeidae	Botaurus pinnatus	x	x	x			x						x	x	
		Botaurus lentiginosus							x						x	
		Ixobrychus exilis				x	x		x						x	
		Tigrisoma mexicanum					x		x						x	
		Tigrisoma lineatum							x						x	
		Ardea herodias	x	x	x				x					x	x	
		Ardea alba					x	x		x				x	x	
		Egretta thula							x					x	x	
		Egretta caerulea	x	x	x				x		x			x	x	
		Egretta tricolor	x	x	x				x						x	
		Egretta rufescens	x	x												
		Bubulcus ibis	x	x	x	x			x					x	x	
		Butorides virescens	x			x	x		x		x			x	x	
		Agamia agami								x					x	
Nycticorax nycticorax	x	x	x				x					x	x			
Nyctanassa violacea					x	x		x					x			
Cochlearius cochlearius	x			x			x		x				x			
Threskiornithidae		Eudocimus albus	x	x	x			x					x	x		
		Plegadis chihi	x	x	x									x		
		Platalea ajaja	x	x	x				x						x	
Ciconiidae		Jabiru mycteria														
		Mycteria americana	x	x	x				x					x	x	
Cathartidae		Coragyps atratus					x	x						x	x	
		Cathartes aura							x					x	x	
		Cathartes burrovianus	x	x	x				x					x	x	
		Sarcoramphus papa	x	x												
		Pandion haliaetus	x	x	x				x					x	x	
Falconiformes	Accipitridae	Leptodon cayanensis												x		
		Chondrohierax uncinatus	x													
		Elanus leucurus	x			x			x							
		Rostrhamus sociabilis	x	x	x			x	x		x			x	x	

Anexo 1. (cont.) Listado histórico avifaúnico de la RBPC

Orden	Familia	Especie	Estudios en Pantanos de Gentla													
			a	b	c	d	e	f	g	h	i	j	k	l	m	
Falconi- Formes	Accipitridae	Busarellus nigricollis	x	x	x			x					x	x		
		Circus cyaneus	x	x				x						x		
		Accipiter cooperi													x	
		Asturina nitida						x						x	x	
		Buteogallus anthracinus	x	x	x			x	x						x	
		Buteogallus urubitinga	x	x					x						x	
		Buteo magnirostris	x			x			x		x				x	x
		Buteo jamaicensis														x
	Falconidae	Micrastur semitorquatus							x						x	
		Caracara cheriway	x	x	x				x		x			x	x	
		Herpetotheres cachinnans	x		x				x		x			x	x	
		Falco sparverius	x	x	x				x						x	
		Falco femoralis	x		x				x						x	x
		Falco ruficularis	x	x	x				x							
Gruiformes	Rallidae	Laterallus ruber				x		x		x						
		Rallus limicola							x							
		Aramides cajanea	x	x	x			x		x					x	
		Porphyrio martinica	x	x	x			x						x	x	
		Gallinula chloropus			x			x						x	x	
		Fulica americana							x					x	x	
		Heliornithidae	Heliornis fulica	x	x	x			x						x	
	Charadriidae	Aramidae	Aramos guarauna	x	x	x			x		x			x	x	
		Charadrius squatarola	x	x	x				x							
		Charadrius collaris	x	x	x											
		Charadrius alexandrinus	x	x	x											
		Charadrius wilsonia	x	x	x											
		Charadrius semipalmatus	x	x	x	x			x							
		Charadrius vociferous				x			x						x	
Recurvirostridae	Himantopus mexicanus	x	x	x				x					x	x		
	Recurvirostra Americana				x									x		
Charadrii- Formes	Jacanidae	Jacana spinosa	x	x	x	x	x	x		x			x	x		
	Scolopacidae	Tringa melanoleuca	x	x	x				x						x	
		Tringa flavipes	x	x	x				x						x	
		Tringa solitaria	x	x	x				x						x	x
		Catoptrophorus semipalmatus	x	x	x											
		Actitis macularia	x		x	x	x	x							x	
		Bartramia longicauda				x									x	
		Numenius phaeopus	x	x	x											
		Numenius americanus	x	x												
		Arenaria interpres				x	x		x							
		Calidris canutus				x										
		Calidris alba	x	x	x	x			x							
		Calidris pusilla	x	x	x										x	
		Calidris mauri	x	x	x				x						x	
		Calidris minutilla	x	x	x										x	x
		Calidris bairdii	x	x	x				x						x	
		Calidris melanotos	x	x	x											
		Calidris himantopus	x	x												x
		Tryngites subruficollis				x										
	Limnodromus griseus	x	x	x											x	
Laridae	Gallinago gallinago				x					x						
	Larus atricilla	x	x	x				x	x					x		
	Larus pipixcan	x	x						x							
	Larus delawarensis	x	x													
	Larus argentatus	x	x	x												
	Sterna nilotica				x											
	Sterna caspia						x		x							
	Sterna maxima	x	x					x	x					x	x	

Anexo 1. (cont.) Listado histórico avifaúnico de la RBPC.

Orden	Familia	Especie	Estudios en Pantanos de Centla												
			a	b	c	d	e	f	g	h	i	j	k	l	m
Charadrii- Formes	Laridae	<i>Sterna sandvicensis</i>	x	x	x			x	x						
		<i>Sterna hirundo</i>				x		x							
		<i>Sterna forsteri</i>				x									
		<i>Sterna antillarum</i>				x				x					
		<i>Chlidonias niger</i>				x								x	
		<i>Rynchops niger</i>				x			x						
Columbi- Formes	Columbidae	<i>Columba livia</i>				x							x		
		<i>Patagioenas cayennensis</i>	x	x	x									x	
		<i>Patagioenas flavirostris</i>				x			x		x		x	x	
		<i>Zenaida asiatica</i>	x	x	x				x		x		x	x	
		<i>Zenaida macroura</i>	x	x										x	
		<i>Columbina minuta</i>												x	
		<i>Columbina talpacoti</i>				x	x	x	x		x		x	x	
		<i>Leptotila verreauxi</i>				x	x		x		x		x	x	
		<i>Leptotila rufaxilla</i>	x	x	x	x	x		x		x			x	
		<i>Aratinga nana</i>	x	x		x	x		x		x		x	x	
Psittaci- Formes	Psittacidae	<i>Pionus senilis</i>				x									
		<i>Amazona albifrons</i>	x	x	x			x		x		x	x		
		<i>Amazona autumnalis</i>												x	
		<i>Amazona oratrix</i>	x	x					x					x	
		<i>Coccyzus erythrophthalmus</i>				x								x	
Cuculiforme	Cuculidae	<i>Coccyzus americanus</i>				x			x						
		<i>Coccyzus minor</i>	x		x					x			x		
		<i>Piaya cayana</i>	x	x		x	x	x	x		x		x	x	
		<i>Tapera naevia</i>	x	x						x					
		<i>Crotophaga sulcirostris</i>				x	x		x		x		x	x	
		<i>Tyto alba</i>	x	x	x				x				x	x	
Strigiformes	Tytonidae	<i>Tyto alba</i>	x	x	x				x						
	Strigidae	<i>Glaucidium brasilianum</i>	x	x	x	x			x		x		x		
Caprimul- Giformes	Caprimulgidae	<i>Chordeiles acutipennis</i>	x		x	x			x						
		<i>Chordeiles minor</i>				x							x		
		<i>Nyctidromus albicollis</i>	x	x		x	x			x					
		<i>Caprimulgus maculicaudus</i>												x	
Apodiforme	Nyctibiidae	<i>Nyctibius jamaicensis</i>				x			x		x				
	Apodidae	<i>Streptoprocne zonaris</i>				x			x						
		<i>Chaetura pelagica</i>	x	x											
	<i>Chaetura vauxi</i>								x						
	Trochilidae	<i>Phaethornis striigularis</i>	x	x											
		<i>Anthracothorax prevostii</i>				x	x			x					
		<i>Amazilia candida</i>	x	x						x			x	x	
		<i>Amazilia beryllina</i>						x		x			x	x	
		<i>Amazilia tzacatl</i>	x	x		x			x	x		x		x	
		<i>Amazilia yucatanensis</i>	x	x	x	x	x	x	x	x				x	
Trogoni- Formes	Trogonidae	<i>Archilochus colubris</i>	x	x				x	x				x		
		<i>Trogon melanocephalus</i>		x	x			x	x	x			x	x	
			<i>Trogon violaceus</i>		x	x							x		
	Momotidae	<i>Momotus momota</i>	x	x											
		<i>Eumomota superciliosa</i>				x	x								
<i>Ceryle torquatus</i>		x	x	x				x		x		x	x		
Coracii- Formes	Alcedinidae	<i>Ceryle alcyon</i>	x	x	x				x				x	x	
		<i>Chloroceryle amazona</i>	x	x	x				x				x	x	
		<i>Chloroceryle americana</i>	x	x	x	x	x	x					x	x	
		<i>Chloroceryle aenea</i>				x	x	x	x	x				x	
		<i>Notharchus macrorhynchos</i>								x					
Piciformes	Bucconidae	<i>Notharchus macrorhynchos</i>													
	Ramphastidae	<i>Pteroglossus torquatus</i>				x									
	Picidae	<i>Melanerpes aurifrons</i>	x	x	x	x	x	x		x			x	x	
		<i>Picoides scalaris</i>								x				x	
		<i>Piculus rubiginosus</i>	x						x	x				x	
		<i>Celeus castaneus</i>													
<i>Dryocopus lineatus</i>	x		x					x		x		x			

Anexo 1. (cont.) Listado histórico avifaúnico de la RBPC.

Orden	Familia	Especie	Estudios en Pantanos de Centla												
			a	b	c	d	e	f	g	h	i	j	k	l	m
Piciformes	Picidae	Campephilus guatemalensis	x	x											x
Passeri- Formes	Furnariidae	Synallaxis erythrothorax	x	x		x	x		x		x				x
	Dendrocolaptidae	Dendrocincla anabatina									x				
		Sittasomus griseicapillus				x									x
		Dendrocolapte sanctithomae													x
		Xiphorhynchus flavigaster	x	x			x		x		x			x	x
		Lepidocolaptes souleyetii						x		x					x
	Thamnophilidae	Thamnophilus doliatus	x	x		x			x		x				
	Tyrannidae	Camptostoma imberbe	x	x		x	x		x						x
		Myiopagis viridicata							x						
		Elaenia flavogaster						x		x					
		Oncostoma cinereigulare	x	x	x				x	x		x			x
		Poecilotriccus sylvia								x					x
		Todirostrum cinereum		x	x	x	x	x	x		x			x	x
		Tolmomyias sulphurescens						x	x	x					
		Contopus cooperi					x								
		Contopus virens					x			x					
		Contopus cinereus													x
		Empidonax flaviventris					x								
		Empidonax virescens						x		x					
		Empidonax alnorum													x
		Empidonax albigularis						x	x	x	x				x
		Empidonax minimus	x				x							x	x
		Pyrocephalus rubinus		x	x	x	x	x	x		x			x	x
		Attila spadiceus	x	x	x	x		x	x						
		Myiarchus yucatanensis								x					
		Myiarchus tuberculifer	x	x	x	x	x	x	x		x			x	x
		Myiarchus crinitus					x								
		Myiarchus tyrannulus	x	x	x	x	x		x		x				x
		Pitangus sulphuratus	x		x	x	x	x	x		x			x	x
		Megarynchus pitangua	x	x				x		x				x	x
		Myiozetetes similis					x	x	x	x				x	x
		Myiodynastes luteiventris						x							
		Tyrannus melancholicus	x	x		x	x		x		x			x	x
		Tyrannus couchii													x
		Tyrannus vociferans								x					x
		Tyrannus verticalis		x	x					x					x
		Tyrannus tyrannus		x			x								
		Tyrannus forficatus		x						x					x
		Tyrannus savana				x	x			x					x
		Pachyramphus cinnamomeus													
		Pachyramphus aglaiae	x	x		x	x	x	x		x				x
		Tityra semifasciata	x				x								x
		Tityra inquisitor					x								
	Vireonidae	Vireo griseus	x	x	x	x	x	x	x		x			x	x
		Vireo pallens					x	x	x	x	x				
		Vireo flavifrons		x	x	x									x
		Vireo philadelphicus						x		x					
		Vireo olivaceus					x			x					x
		Vireo flavoviridis						x		x					
		Hylophilus decurtatus	x	x	x	x									x
		Cyclarhis gujanensis		x			x	x		x		x			x
	Corvidae	Cyanocorax yncas		x	x						x				
		Cyanocorax morio		x	x	x	x		x		x			x	x
		Cyanocorax yucatanicus	x	x		x	x		x		x			x	x
	Hirundinidae	Progne subis		x						x					
		Progne chalybea					x			x					
		Tachycineta bicolor	x	x			x	x	x	x				x	x
		Tachycineta albilinea	x	x	x					x				x	x

Anexo 1. (cont.) Listado histórico avifaúnico de la RBPC.

Orden	Familia	Especie	Estudios en Pantanos de Gentla													
			a	b	c	d	e	f	g	h	i	j	k	l	m	
Passeri- Formes	Thraupidae	Ramphocelus sanguinolentus				x										
		Thraupis episcopus				x								x	x	
	Thraupis abbas		x		x											
	Emberizidae	Volatinia jacarina				x	x		x							
		Sporophila americana				x										
		Sporophila torqueola				x	x		x		x			x	x	
		Oryzoborus funereus	x	x	x											
		Arremonops chloronotus	x	x	x											
		Chondestes grammacus				x										
		Ammodramus savannarum														x
		Passerculus sandwichensis								x	x					
		Melospiza lincolni							x		x					
		Zonotrichia capensis								x						
	Cardinalidae	Saltator coerulescens	x			x	x		x		x			x		
		Saltator atriceps		x						x						
		Pheucticus ludovicianus								x					x	
		Cyanocompsa cyanooides				x										
		Cyanocompsa parellina	x	x			x	x	x					x		
		Passerina caerulea				x			x						x	
		Passerina cyanea				x	x		x						x	
		Passerina ciris				x	x	x	x							
		Spiza americana				x										
		Icteridae	Agelaius phoeniceus	x	x	x	x	x	x	x		x			x	x
	Sturnella magna					x			x		x			x	x	
	Dives dives		x	x	x	x			x					x	x	
	Quiscalus mexicanus		x	x	x	x	x	x	x		x			x	x	
	Molothrus aeneus		x	x	x				x						x	
	Icterus dominicensis		x	x	x						x			x	x	
	Icterus spurius		x		x	x			x					x	x	
	Icterus cucullatus		x	x	x				x		x				x	
	Icterus chrysater					x			x							
	Icterus mesomelas		x	x	x	x	x	x	x		x			x	x	
	Icterus auratus								x		x				x	
	Icteridae		Icterus gularis	x	x	x	x		x		x				x	x
Icterus galbula						x	x		x		x			x	x	
Amblycercus holosericeus						x	x	x	x		x				x	
Fringillidae	Psarocolius montezuma									x						
	Euphonia affinis			x	x	x										
	Euphonia hirundinacea				x	x		x								

Celeus castaneus fue colectado por Parkes K. C del Carnegie Museum of Natural History (CMNH) en 1963; citado por Centeno (1994). *Charadrius vociferus* es reportado por Centeno (1994), sin embargo, en la fuente original (Berret 1962), la especie que concuerda con el registro de colecta es *Charadrius collaris*, por lo que se respecto la fuente primaria.

Anexo 2. Distribución temporal de las especies de aves observadas en la Reserva de Pantanos de Centla.

Orden	Familia	Especie	Meses de muestreo											
			F	M	A	J	J	A	O	N	D	E	F	
Anseriformes	Anatidae	Dendrocygna auumnalis	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	
		Dendrocygna bicolor	x											
		Cairina moschata				x		x						
		Anas discors	x	x					x	x	x	x	x	
		Anas clypeata+*											x	x
Galliformes	Cracidae	Ortalis vetula						x				x		
Podicipediformes	Podicipedidae	Tachybaptus dominicus								x		x		
		Podilymbus podiceps	x	x	x				x	x	x			
Pelecaniformes	Pelecanidae	Pelecanus erythrorhynchos	x										x	
		Pelecanus occidentales				x								
	Phalacrocoracidae	Phalacrocorax brasilianus		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
		Phalacrocorax auritus	x	x	x			x		x	x			
	Anhingidae	Anhinga anhinga	x	x					x		x	x		
	Fregatidae	Fregata magnificens			x	x	x							
Ciconiformes	Ardeidae	Botaurus pinnatus			x	x	x						x	
		Botaurus lentiginosus	x											
		Ixobrychus exilis	x							x				
		Tigrisoma mexicanum	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	
		Tigrisoma lineatum		x	x								x	
		Ardea herodias	x	x	x	x			x	x	x	x	x	
		Ardea alba	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
		Egretta thula	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
		Egretta caerulea	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	
		Egretta tricolor	x	x	x	x	x			x		x	x	
		Bubulcus ibis	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	
		Butorides virescens	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
		Agamia agami+											x	x
		Nycticorax nycticorax	x		x		x				x	x		x
		Nyctanassa violacea	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	
		Cochlearius cochlearius	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x
	Threskiornithidae	Eudocimus albus	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
		Plegadis Chihi	x	x	x	x	x			x				
		Platalea ajaja	x	x							x			
		Mycteria americana	x	x	x	x					x	x		
	Cathartidae	Coragyps atratus	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
		Cathartes aura	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
		Cathartes burrovianus					x					x		
		Pandion haliaetus	x	x	x				x	x		x	x	
		Leptodon cayanensis*								x			x	
		Rostrhamus sociabilis		x		x	x		x		x	x	x	
		Busarellus nigricollis						x		x			x	
		Circus cyaneus	x											
		Accipiter cooperi*	x								x			
		Asturina nitida	x											
		Buteogallus anthracinus	x	x	x				x	x	x	x	x	
		Buteogallus urubitinga		x							x		x	
		Buteo magnirostris	x		x	x		x		x	x	x	x	
		Buteo jamaicensis*									x			
	Falconidae	Micrastur semitorquatus				x								
		Caracara cheriway	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
		Herpetotheres cachinnans							x				x	
		Falco sparverius											x	
		Falco femoralis	x			x								
		Falco peregrinus*					x							

Anexo 2. (cont.) Distribución temporal de las especies de aves observadas en la Reserva de Pantanos de Centla.

Orden	Familia	Especie	Meses de muestreo											
			F	M	A	J	J	A	O	N	D	E	F	
Gruiformes	Rallidae	Aramides cajanea	x	x	x	x		x	x	x			x	
		Porphyrio martinico		x									x	x
		Gallinula chloropus											x	
Charadriiformes	Heliornithidae	Fulica americana											x	
		Heliornis áulica			x	x	x	x				x	x	x
	Aramidae	Aramos guarauna	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	
	Charadriidae	Charadrius vociferus	x											
	Recurvirostridae	Himantopus mexicanus	x						x	x	x	x		
	Jacanidae	Jacana spinosa	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
	Scolopacidae	Tringa melanoleuca	x	x										
		Tringa flavipes			x									
		Tringa solitaria	x	x										
		Actitis macularius								x	x	x	x	
		Bartramia longicauda	x											
		Calidris mauri	x											
		Calidris minutilla	x											x
		Calidris bairdii	x											
		Calidris himantopus	x											
Laridae		Larus atricilla	x	x							x	x		
Larus pipixcan			x											
Sterna nilotica			x											
Sterna maxima		x												
Chlidonias Niger	x													
Columbiformes	Columbidae	Patagioenas cayennensis		x		x	x	x						
		Patagioenas flavirostris								x		x	x	
		Zenaida asiatica	x		x	x	x						x	x
		Zenaida macroura								x				x
		Columbina minuta*			x		x							x
		Columbina talpacoti	x	x			x		x	x			x	
		Leptotila verreauxi	x		x									x
Psittaciformes	Psittacidae	Leptotila rufaxilla				x								
		Aratinga nana	x	x	x				x	x	x	x	x	
		Amazona albifrons	x	x			x		x	x		x	x	
		Amazona autumnalis*							x		x			x
		Amazona oratrix	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Cuculiformes	Cuculidae	Coccyzus erythrophthalmus			x									
		Coccyzus minor			x					x				
		Piaya cayana	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	
		Crotophaga sulcirostris	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Strigiformes	Strigidae	Glaucidium brasilianum					x							
Caprimulgiformes	Caprimulgidae	Chordeiles minor										x	x	
		Caprimulgus maculicaudus*	x	x									x	
Apodiformes	Trochilidae	Amazilia candida											x	
		Amazilia beryllina							x					
		Amazilia tzacatl	x		x		x	x			x	x		
		Amazilia yucatanenses	x		x			x	x	x	x	x	x	
Trogoniformes	Trogonidae	Trogon melanocephalus					x	x	x		x		x	
		Trogon violaceus			x			x						
Coraciiformes	Alcedinidae	Ceryle torquatus	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
		Ceryle alción	x	x		x		x		x	x	x	x	
		Chloroceryle amazona	x	x	x	x	x	x	x				x	
		Chloroceryle americana	x	x	x	x		x		x	x	x	x	
		Chloroceryle aenea			x			x					x	

Anexo 2. (cont.) Distribución temporal de las especies de aves observadas en la Reserva de Pantanos de Centla.

Orden	Familia	Especie	Meses de muestreo												
			F	M	A	J	J	A	O	N	D	E	F		
Piciformes	Picidae	Picoides scalaris	x	x		x				x			x		
		Piculus rubiginosus										x	x		
		Melanerpes aurifrons	x		x		x	x	x	x	x	x	x	x	
Passeriformes	Dendrocolaptidae	Dryocopus lineatus	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		
		Sittasomus griseicapillus								x					
		Xiphorhynchus flavigaster											x		
	Tyrannidae	Lepidocolaptes souleyetii		x	x	x									
		Camptostoma imberbe	x		x				x					x	
		Oncostoma cinereigulare					x	x			x				
		Poecilotriccus Sylvia	x												
		Todirostrum cinereum					x	x			x				
		Contopus cinereus*	x			x				x					
		Empidonax alnorum*				x						x			
		Empidonax albigularis	x						x						
		Empidonax minimus	x	x								x			
		Pyrocephalus rubinus	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
		Myiarchus tuberculifer	x		x		x	x	x	x			x	x	
		Myiarchus tyrannulus						x						x	
		Pitangus sulphuratus	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
		Megarynchus pitangua	x			x								x	
		Myiozetetes similis			x	x	x	x				x		x	
		Tyrannus melancholicus	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
		Tyrannus verticalis			x	x									
		Tyrannus savana	x			x									
		Vireonidae	Pachyramphus aglaiae						x				x		
			Vireo griseus								x				
			Vireo flavifrons								x				
			Vireo olivaceus						x						
			Hylophilus decurtatus						x						
		Corvidae	Cyclarhis gujanensis												x
			Cyanocorax morio	x	x					x	x	x	x		x
		Hirundinidae	Cyanocorax yucatanicus							x					x
			Tachycineta bicolor	x									x		x
Tachycineta albilinea												x			
Stelgidopteryx serripennis	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		
Riparia riparia					x			x	x						
Petrochelidon pyrrhonota								x	x						
Hirundo rustica	x			x				x	x	x			x		
Troglodytidae	Campylorhynchus zonatus										x		x	x	
	Sylviidae														
Turdidae	Polioptila caerulea				x		x	x			x	x	x		
	Polioptila plumbea*					x									
Mimidae	Catharus ustulatus									x	x				
	Dumetella carolinensis	x								x	x	x			
Bombycillidae	Mimus gilvus	x	x	x		x	x			x	x	x	x		
	Bombycilla cedrorum*												x		
Parulidae	Vermivora peregrina				x										
	Vermivora celata				x						x				
	Dendroica petechia							x	x				x		
	Dendroica magnolia								x	x					
	Dendroica coronata									x					
	Dendroica palmarum												x		
	Mniotilta varia								x		x	x			
	Setophaga ruticilla	x							x	x		x	x		
	Protonotaria citrea								x				x		

Anexo 2. (cont.) Distribución temporal de las especies de aves observadas en la Reserva de Pantanos de Centla.

Orden	Familia	Especie	Meses de muestreo												
			F	M	A	J	J	A	O	N	D	E	F		
Passeriformes	Parulidae	Seiurus noveboracensis											x	x	
		Seiurus motacilla											x	x	
		Geothlypis trichas											x	x	
		Geothlypis nelsoni											x		
		Geothlypis poliocephala				x							x	x	x
		Wilsonia citrine									x				
		Wilsonia pusilla											x	x	
		Wilsonia Canadensis		x											
		Icteria virens		x							x				
		Thraupidae	Thraupis episcopus		x										
	Emberizidae	Sporophila torqueola	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
		Ammodramus savannarum*				x									
	Cardinalidae	Pheucticus ludovicianus									x				
		Passerina caerulea			x										
		Passerina cyanea							x						
	Icteridae	Agelaius phoeniceus	x	x	x	x	x	x					x	x	x
		Sturnella magna	x			x	x	x							
		Dives dives	x		x	x	x								
		Quiscalus mexicanus	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
		Molothrus aeneus				x	x							x	
		Icterus dominicensis	x				x	x							
		Icterus spurius	x	x							x				
		Icterus cucullatus	x	x	x	x			x	x	x	x	x	x	x
		Icterus mesomelas			x		x								
		Icterus auratus	x		x	x	x			x	x	x			x
		Icterus gularis	x		x		x	x					x		
		Icterus galbula					x						x		
		Amblycercus holosericeus	x	x			x			x	x	x	x		

+ indica especies observadas fuera de los puntos de muestreo. * especies registradas por primera vez en la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla.

Anexo 3. Prueba de Shapiro-Wilk para normalidad de los datos de riqueza de especies de los sitios de muestreo en la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla.

Condición del sitio	Wc	Wt (0.05)	Hipótesis nula (Ho)	Conclusion
ZONA1-Perturbado	0.3616	0.947	Se acepta Ho	No hay evidencia significativa para rechazar Ho
ZONA1-Semiconservado	0.6919	0.947	Se acepta Ho	No hay evidencia significativa para rechazar Ho
ZONA1-Conservado	0.3652	0.947	Se acepta Ho	No hay evidencia significativa para rechazar Ho
ZONA2-Perturbado	0.3718	0.947	Se acepta Ho	No hay evidencia significativa para rechazar Ho
ZONA2-Semiconservado	0.5384	0.947	Se acepta Ho	No hay evidencia significativa para rechazar Ho
ZONA2-Conservado	0.5342	0.942	Se acepta Ho	No hay evidencia significativa para rechazar Ho
ZONA3-Perturbado	0.3371	0.947	Se acepta Ho	No hay evidencia significativa para rechazar Ho
ZONA3-Semiconservado	0.3881	0.947	Se acepta Ho	No hay evidencia significativa para rechazar Ho
ZONA3-Conservado	0.6022	0.947	Se acepta Ho	No hay evidencia significativa para rechazar Ho

Anexo 4. Prueba de Bartlett para homogeneidad de varianzas de los datos de riqueza de especies de aves, entre los sitios de muestreo en la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla.

Homogeneidad entre sitios	Bartlett (Db)	tabla χ^2 (0.05)	Hipótesis nula Ho	Conclusion
ZONA1-P/ZONA1-S	10.85	79.08	Se acepta Ho	No hay evidencia significativa para rechazar Ho
ZONA1-P/ZONA1-C	8.08	67.50	Se acepta Ho	No hay evidencia significativa para rechazar Ho
ZONA1-S/ZONA1-C	8.02	67.50	Se acepta Ho	No hay evidencia significativa para rechazar Ho
ZONA2-P/ZONA2-S	7.35	79.08	Se acepta Ho	No hay evidencia significativa para rechazar Ho
ZONA2-P/ZONA2-C	3.55	67.50	Se acepta Ho	No hay evidencia significativa para rechazar Ho
ZONA2-S/ZONA2-C	4.43	67.50	Se acepta Ho	No hay evidencia significativa para rechazar Ho
ZONA3-P/ZONA3-S	8.61	101.88	Se acepta Ho	No hay evidencia significativa para rechazar Ho
ZONA3-P/ZONA3-C	12.93	90.53	Se acepta Ho	No hay evidencia significativa para rechazar Ho
ZONA3-S/ZONA3-C	9.98	101.88	Se acepta Ho	No hay evidencia significativa para rechazar Ho

P= Perturbado, S= Semiconservado, C= Conservado

Anexo 5. Cálculo del modelo de abundancia Log-Normal para las tres condiciones de perturbación en cada zona. a) ZONA1, b) ZONA2, c) ZONA3.

a). Modelo de abundancia Log-Normal de la ZONA1 (Mnglar)

(Clase) Limite	0	Oa	E	Ea	χ^2	0	Oa	E	Ea	χ^2	0	Oa	E	Ea	χ^2
Condición	Perturbado					Semiconservado					Conservado				
() 0.5	-	23	39.5	62.7	-	-	24	6.9	26.4	-	-	24	6.2	28.3	0.1504
(1) 2.5	23	32	23.2	69.7	0.001	24	37	19.5	44.3	0.843	24	37	22.1	37.5	1.1107
(2) 4.5	9	37	7	76	0.444	13	46	17.9	52.7	1.846	13	43	9.2	47.3	2.406
(3) 8.5	5	43	6.3	81.4	0.338	9	51	8.4	59.9	0.04	6	46	9.8	53.7	3.8533
(4) 16.5	6	49	5.4	87.8	0.06	5	58	7.2	63.6	0.968	3	51	6.4	57	0.578
(5) 32.5	6	51	6.4	90.9	0.026	7	59	3.7	65.7	1.555	5	52	3.3	58.3	0.09
(6) 64.5	2	53	3.1	93.2	0.605	1		2.1		1.21	1	53	1.3	58.8	0.25
(7) 128.5	2	56	2.3	95.5	0.045						1		0.5		
(8) 256.5	3	57	2.3	96.4	0.163										
(9) 512.5	1	58	0.96	97.3	0.001										
(10) 1024.5	1	59	0.85	98	0.022										
(11)	1		0.7		1										
No-sp	59		98		2.708	59		65.7		6.464	53		58.8		8.439
No-indiv	3262					393					449				

O=Observado, Oa=Observado acumulado, E=esperado, Ea=esperado acumulado, X^2 =ji-cuadrada

b). Modelo de abundancia Log-Normal de la ZONA2 (Manglar)

(Clase) Limite	0	Oa	E	Ea	χ^2	0	Oa	E	Ea	χ^2	0	Oa	E	Ea	χ^2
Condición	Perturbado					Semiconservado					Conservado				
0.5	-	30	11.5	37.6	-	-	21	7.4	26.1	-	-	19	4.9	20.6	-
(1) 2.5	30	38	26.1	49.9	0.507	21	28	18.7	35.5	0.252	19	27	15.7	28	0.5731
(2) 4.5	8	50	12.3	60.6	2.311	7	34	9.4	44	0.823	8	33	7.4	34.7	0.045
(3) 8.5	12	57	10.7	68.5	0.140	6	42	8.5	50.5	1.042	6	35	6.7	37.7	0.0816
(4) 16.5	7	61	7.9	73.5	0.115	8	48	6.5	54.8	0.281	2	39	3	40.5	0.5
(5) 32.5	4	65	5	76.2	0.25	6	51	4.3	57.2	0.482	4	42	2.8	42.9	0.36
(6) 64.5	4	66	2.7	77.6	0.422	3	52	2.4	59.1	0.12	3		2.4		0.12
(7) 128.5	1	67	1.4	78.1	0.16	1		1.9		0.81					
(8)	1		0.55		0.202										
No-sp	67		78.15		4.109	52		59.1		3.809	42		42.9		1.6798
No-indiv	816					602					455				

O=Observado, Oa=Observado acumulado, E=esperado, Ea=esperado acumulado, X^2 =ji-cuadrada

Anexo 5. (cont.) Cálculo del modelo de abundancia Log-Normal para las tres condiciones de perturbación en cada zona. a) ZONA1, b) ZONA2, c) ZONA3.

c). Modelo de abundancia Log-Normal de la ZONA3 (popal-tular)

(Clase) Limite	O	Oa	E	Ea	χ^2	O	Oa	E	Ea	χ^2	O	Oa	E	Ea	χ^2
Condición	Perturbado					Semiconservado					Conservado				
0.5	-	24	18.2	44.2	-	-	25	10.8	37.2	-	-	31	10	38.5	-
(1) 2.5	24	33	26	51.5	0.166	25	44	26.4	57.4	0.078	31	43	28.5	54	0.2016
(2) 4.5	9	46	7.3	62.1	0.321	19	58	20.2	69.1	0.075	12	57	15.5	64.3	1.0208
(3) 8.5	13	55	10.6	71.2	0.443	14	69	11.7	82.3	0.377	14	63	10.3	73	0.9779
(4) 16.5	9	62	9.1	78.5	0.001	11	78	13.2	91.7	0.44	6	72	8.7	80.1	1.215
(5) 32.5	7	64	7.3	83.8	0.012	9	83	9.4	96.3	0.017	9		7.1		0.4011
(6) 64.5	2	69	5.3	87.3	5.445	5	85	4.6	99.9	0.032					
(7) 128.5	5	71	3.5	89.5	0.45	2	87	3.6	101.5	1.38					
(8) 256.5	2	72	2.2	90.7	0.02	2	90	1.6	102.4	0.08					
(9) 512.5	1	74	1.2	91.8	0.04	3		0.9		3					
(10)	2		1.1		2										
No-sp	74		91.8		8.899	90		102.4		5.381	72		80.1		3.8164
No-indiv	3367					2306					528				

O=Observado, Oa=Observado acumulado, E=esperado, Ea=esperado acumulado, X^2 =ji-cuadrada

Anexo 6. Cálculo del modelo geométrico para el sitio semiconservado de la ZONA1.

Especie	Individuos observados	Individuos esperados	χ^2
Ardea alba	41	21.06	18.86
Phalacrocorax brasilianus	31	19.98	6.06
Ceryle torquatus	27	18.96	3.40
Stelgidopteryx serripennis	27	17.99	4.50
Amazona autumnales	22	17.07	1.42
Cathartes aura	20	16.19	0.89
Aratinga nana	19	15.36	0.85
Quiscalus mexicanus	18	14.58	0.80
Petrochelidon pyrrhonota	15	13.83	0.09
Egretta thula	12	13.12	0.09
Butorides virescens	12	12.45	0.01
Pitangus sulphuratus	11	11.81	0.05
Amazona albifrons	9	11.21	0.43
Crotophaga sulcirostris	8	10.63	0.65
Icterus cucullatus	8	10.09	0.43
Phalacrocorax auritus	7	9.57	0.69
Egretta caerulea	6	9.08	1.04
Coragyps atratus	6	8.62	0.79
Amazilia yucatanensis	6	8.18	0.58
Patagioenas cayennensis	5	7.76	0.98
Chordeiles minor	5	7.36	0.75
Melanerpes aurifrons	5	6.98	0.56
Piaya cayana	4	6.63	1.04
Megarynchus pitangua	4	6.29	0.83
Myarchus tuberculifer	4	5.96	0.64
Mniotilta varia	4	5.66	0.48
Amblycercus holosericeus	4	5.37	0.35
Heliornis áulica	3	5.09	0.86
Tyrannus melancholicus	3	4.83	0.69
Myozetetes similis	3	4.58	0.55
Empidonax minimus	3	4.35	0.42
Riparia riparia	3	4.13	0.31
Sporophila torqueola	3	3.92	0.21
Molothrus aeneus	3	3.71	0.13
Cyanocorax yucatanicus	3	3.52	0.07
Aramides cajanea	2	3.34	0.54
Chloroceryle americana	2	3.17	0.43
Leptotila rufaxilla	2	3.01	0.34
Dryocopus lineatus	2	2.86	0.25
Icterus dominicensis	2	2.71	0.18
Ardea herodias	1	2.57	0.96
Tigrisoma mexicanum	1	2.44	0.85
Eudocimus albus	1	2.31	0.74
Platalea ajaja	1	2.19	0.65
Buteogallus anthracinus	1	2.08	0.56
Buteo magnirostris	1	1.98	0.48
Ortalis vetula	1	1.87	0.41
Ceryle alción	1	1.78	0.34
Chloroceryle amazona	1	1.69	0.28
Amazilia beriyina	1	1.60	0.22
Amazilia tzacatl	1	1.52	0.17
Trogon melanocephalus	1	1.44	0.13
Myarchus tyrannulus	1	1.37	0.10
Oncostoma cinereigulare	1	1.30	0.06
Icteria virens	1	1.23	0.04
Dendroica magnolia	1	1.17	0.02
Dendroica petechia	1	1.11	0.01
Setophaga rutinilla	1	1.05	0.002
Icterus auratus	1	1	0.000
Número de especies (S)	59		58.26
Número de individuos (N)	393		

Anexo 7. Listado avifaúnico usado en el desarrollo del IBI para Pantanos de Centla

Especie	Variables usadas en el Índice de Integridad Biológica (IBI)											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Dendrocygna autumnalis°	x				x							
Dendrocygna bicolor*		x			x							
Cairina moschata°	x				x							
Anas strepera			x		x							
Anas americana			x		x							
Anas discors			x		x							
Anas clypeata			x		x							
Anas acuta			x		x							
Anas crecca			x		x							
Nomonyx dominicus*	x				x							
Tachybaptus dominicus°	x				x			x				
Podilymbus podiceps		x			x			x				
Phalacrocorax brasilianus°	x				x		x					
Phalacrocorax auritas			x		x		x					
Anhinga anhinga°	x				x		x					
Botaurus pinnatus*	x				x			x				
Botaurus lentiginosus			x		x			x				
Ixobrychus exilis*		x			x			x				
Tigrisoma mexicanum°	x				x			x				
Tigrisoma lineatum°	x				x			x				
Ardea herodias		x			x			x				
Ardea alba		x			x			x				
Egretta thula		x			x			x				
Egretta caerulea		x			x			x				
Egretta tricolor		x			x			x				
Bubulcus ibis				x		x						
Butorides virescens°	x				x			x				
Agamia agami°	x				x			x				
Nycticorax nycticorax		x			x			x				
Nyctanassa violacea°	x				x			x				
Cochlearius cochlearius°	x				x			x				
Eudocimus albus		x			x			x				
Plegadis chihi*		x			x			x				
Platalea ajaja		x			x			x				
Jabiru mycteria*	x				x			x				
Mycteria americana		x			x			x				
Coragyps atratus				x								
Cathartes aura				x								
Cathartes burrovianus				x								
Pandion haliaetus		x			x		x					
Elanus leucurus				x								x
Rostrhamus sociabilis*	x				x					x		
Busarellus nigricollis°	x				x					x		
Circus cyaneus			x	x								x
Buteogallus anthracinus°	x				x					x		
Buteogallus urubitinga°	x				x					x		
Buteo magnirostris				x								x
Caracara cheriway				x								
Falco sparverius			x	x								x
Falco femoralis				x								x
Falco ruficularis				x								x
Falco peregrinus			x	x								x
Laterallus ruber				x								
Aramides cajanea°	x				x							
Porphyrio martinica*		x			x							

Anexo 7. (cont.) Listado avifaúnico usado en el desarrollo del IBI para Pantanos de Centla

Especie	Variables usadas en el Índice de Integridad Biológica (IBI)											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Gallinula chloropus*		x			x							
Fulica americana			x		x							
Heliornis fulica°	x				x			x				
Aramus guarauna°	x				x							
Charadrius vociferus			x	x								
Himantopus mexicanus		x			x							
Recurvirostra americana			x		x							
Jacana spinosa*	x				x							
Tringa melanoleuca			x		x							
Tringa flavipes			x		x							
Tringa solitaria			x		x							
Actitis macularia			x		x							
Bartramia longicauda			x	x								
Numenius americanus			x	x								
Calidris pusilla			x		x							
Calidris minutilla			x		x							
Calidris bairdii			x		x							
Calidris melanotos			x		x							
Calidris himantopus			x		x							
Tryngites subruficollis			x	x								
Gallinago gallinago			x		x							
Zenaida asiatica		x		x					x			
Zenaida macroura			x	x					x			
Columbina minuta				x					x			
Columbina talpacoti				x					x			
Amazona oratrix	x				x				x			
Tapera naevia				x								
Crotophaga sulcirostris				x								
Streptoprocne zonaris			x	x								
Chaetura pelágica			x	x								
Anthracothorax prevostii				x								
Amazilia beryllina				x								
Amazilia tzacatl				x								
Amazilia yucatanenses				x								
Archilochus colubris			x	x								
Momotus momota				x								
Ceryle torquatus°	x				x			x				
Ceryle alción			x		x			x				
Chloroceryle amazona°	x				x			x				
Chloroceryle americana°	x				x			x				
Chloroceryle aenea ⁺	x				x			x				
Notharchus macrorhynchos				x								
Pteroglossus torquatus				x								
Melanerpes aurifrons				x								
Picoides scalaris				x								
Synallaxis erythrothorax				x								
Thamnophilus doliatus				x								
Camptostoma imberbe				x								
Elaenia flavogaster				x								
Poecilatriccus sylvia				x								
Todirostrum cinereum				x								
Thamnophilus doliatus				x								
Camptostoma imberbe				x								
Elaenia flavogaster				x								
Poecilatriccus sylvia				x								

Anexo 7. (cont.) Listado avifaúnico usado en el desarrollo del IBI para Pantanos de Centla

Especie	Variables usadas en el Índice de Integridad Biológica (IBI)											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Todirostrum cinereum				x								
Tolmomyias sulphureus				x								
Contopus virens			x	x								
Contopus cinereus				x								
Empidonax alnorum			x	x								
Empidonax albigularis			x	x								
Empidonax minimus			x	x								
Pyrocephalus rubinus				x								
Myiarchus yucatanenses				x								
Myiarchus tuberculifer				x								
Myiarchus crinitus			x	x								
Myiarchus tyrannulus				x								
Pytangus sulphuratus				x								
Megarynchus pitangua				x								
Myiozetetes similis				x								
Myiodynastes luteiventris			x	x								
Tyrannus melancholicus				x								
Tyrannus vociferans		x		x								
Tyrannus verticalis			x	x								
Tyrannus tyrannus			x	x								
Tyrannus forficatus			x	x								
Tyrannus savana				x								
Pachyramphus aglaiae				x								
Tityra semifasciata				x								
Tityra inquisitor				x								
Vireo griseus			x	x								
Vireo pallens				x								
Vireo philadelphicus			x	x								
Vireo flavoviridis			x	x								
Cyclarhis gujanensis				x								
Cyanocorax yncas				x						x		
Cyanocorax morio				x						x		
Cyanocorax yucatanicus				x						x		
Progne subis			x	x								
Progne chalybea			x	x								
Tachycineta bicolor			x	x								
Tachycineta albilinea ^o	x				x							
Stelgidopteryx serripennis		x		x								
Stelgidopteryx ruficollis				x								
Riparia riparia			x	x								
Petrochelidon pyrrhonota			x	x								
Hirundo rustica			x	x								
Campylorhynchus zonatus				x								
Thryothorus maculipectus				x								
Troglodytes aedon		x		x								
Polioptila caerulea		x		x								
Turdus grayi				x								
Mimus gilvus				x								
Bombycilla cedrorum			x	x								
Vermivora peregrina			x	x								
Vermivora celata			x	x								
Vermivora ruficapilla			x	x								
Dendroica petechia ⁺	x				x							
Dendroica pensylvanica			x	x								
Dendroica magnolia			x	x								

Anexo 7. (cont.) Listado avifaúnico usado en el desarrollo del IBI para Pantanos de Centla

Especie	Variables usadas en el Índice de Integridad Biológica (IBI)											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Dendroica coronata			x	x								
Dendroica dominica			x	x								
Dendroica palmarum			x	x								
Setophaga rutinilla			x	x								
Protonotaria citrea			x		x							
Limnothlypis swainsonii			x		x							
Seiurus aurocapilla			x	x								
Seiurus noveboracensis			x		x							
Seiurus motacilla			x		x							
Oporornis philadelphia			x	x								
Geothlypis trichas			x	x								
Geothlypis nelsoni			x	x								
Geothlypis poliocephala				x								
Wilsonia pusilla			x	x								
Wilsonia canadensis			x		x							
Icteria virens			x	x								
Habia fuscicauda				x								
Thraupis episcopus				x								
Thraupis Abbas				x					x			
Volatinia jacarina				x					x			
Sporophila torqueola				x					x			
Oryzoborus funereus				x					x			
Ammodramus savannarum		x		x					x			
Passerculus sandwichensis		x		x					x			
Zonotrichia capensis				x					x			
Saltator coerulescens				x					x			
Saltator atriceps				x					x			
Pheucticus ludovicianus			x	x					x			
Cyanocompsa cyanooides				x					x			
Cyanocompsa parellina				x					x			
Passerina caerulea			x	x					x			
Passerina cyanea			x	x								
Passerina ciris			x	x								
Spiza americana			x	x					x			
Agelaius phoeniceus				x					x			
Sturnella magna				x								
Dives dives				x								
Quiscalus mexicanus				x								
Molothrus aeneus				x								
Icterus dominicensis				x								
Icterus spurius			x	x								
Icterus cucullatus				x								
Icterus chrysater			x	x								
Icterus mesomelas				x								
Icterus auratus			x	x								
Icterus gularis				x								
Icterus galbula			x	x								
Amblycercus holosericeus				x								
Euphonia affinis				x								
Euphonia hirundinacea				x								

1= spp residentes de manglar y popal-tular (RMZI), 2= spp residentes/migratorias (REMI), 3= spp migratorias (MIGRA), 4= spp generalistas (G), 5= spp especialistas de manglar y popal-tular (EMZI), 6= spp exóticas (EXO), 7= spp piscívoras (PMZI), 8= spp piscívoras-malacófagos (PmMZI), 9= spp granívoras (Gr), 10= spp omnívoras (O), 11= spp carnívoras de manglar y popal-tular (CMZI), 12= spp carnívoras de hábitats generalistas (CHG). + spp residentes usualmente especialistas de manglar, * spp residentes usualmente especialistas de zonas inundables de popal-tular, ° spp residentes usualmente de manglar y zonas inundables de popal-tular.