

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

Development of an avifaunistic index of biological integrity for two plant associations of the Pantanos de Centla Biosphere Reserve, Tabasco

A Córdova-Avalos ✉, JL Alcántara-Carbajal, R Guzmán-Plazola, GD Mendoza-Martínez, V González-Romero

(ACA) Programa de Ganadería. Área de Fauna Silvestre. Colegio de Postgraduados, Km 36.5, Carretera México-Texcoco, C.P. 56230, Montecillo, Texcoco, Edo. de México. ctono@colpos.mx
(JLAC)(RGP)(VGR) Colegio de Postgraduados-Campus Montecillo
(GDMM) Universidad Autónoma Metropolitana-Unidad Xochimilco

Artículo recibido: 24 de mayo de 2007, **aceptado:** 28 de octubre de 2008

RESUMEN. El estado de conservación de Pantanos de Centla se evaluó mediante un índice de integridad biológica, utilizando a las aves como indicadoras. Sitios de manglar y popal-tular en diferentes condiciones de perturbación fueron seleccionados. El registro histórico de especies de aves para la Reserva fue de 328, de las cuales en este estudio se detectó el 57.6%. Los valores del índice para la ZONA 1 (manglar) variaron entre 51.2 y 80.5 para áreas perturbadas y conservadas, respectivamente. En la ZONA 2 (manglar) los valores fueron de 59.3 a 80.5. En la ZONA 3 (popal - tular) tuvo valores de 47.9 a 71.3. El coeficiente de Pearson indicó que las variables del índice que mejor se correlacionaron a un gradiente de perturbación fueron las aves generalistas (G, $p < 0.1$), las exóticas (EXO, $p < 0.3$) y las piscívoras (PMZI, $p < 0.5$). Una relación lineal significativa ($r^2 = 0.73$, $p < 0.05$) fue estimada entre el índice y el gradiente de perturbación. Los valores del índice demostraron que las aves funcionan como indicadoras biológicas de la salud de los ecosistemas. Las áreas más impactadas por actividades antropogénicas exhibieron vulnerabilidad al favorecer especies tolerantes, mientras las áreas menos impactadas presentaron una alta integridad al registrar el mayor número de especies asociadas con vegetación madura.

Palabras clave: Integridad biológica, perturbación, aves, manglar, popal, tular.

ABSTRACT. The conservation status of Pantanos de Centla was evaluated by means of an index of biological integrity, using birds as the indicator group. Mangrove and poplar-cattail sites under different degrees of disturbance were selected. The historical record of birds in the Reserve includes 328 bird species, of which 57.6% were detected in this study. The index values for ZONE 1 (mangrove) varied between 51.2 and 80.5 for disturbed and conserved areas, respectively. The values for ZONE 2 (mangrove) varied from 59.3 to 80.5, and in ZONE 3 (poplar-cattail), they varied from 47.9 to 71.3. The Pearson coefficient indicated that the index variables that best correlated to a disturbance gradient were the generalist birds (G, $p < 0.1$), the invasive birds (EXO, $p < 0.3$), and the fish-eating birds (PMZI, $p < 0.5$). A significant lineal relationship ($r^2 = 0.73$, $p < 0.05$) was estimated between the IBI and the disturbance gradient. The index values showed that birds are biological indicators of ecosystem health. The areas most impacted by anthropogenic activities exhibited vulnerability favouring tolerant species, whereas the less impacted areas presented a high level of integrity registering the highest number of species associated with mature vegetation.

Key words: Biological integrity, disturbance, birds, mangrove, poplar, cattail.

INTRODUCCIÓN

Los efectos de las actividades humanas sobre

los sistemas ecológicos hacen necesario el uso de indicadores para monitorear y evaluar su salud e integridad biológica (Karr 1981; Croonquist & Brooks

1991; Canterbury *et al.* 2000; Gergel *et al.* 2002). La integridad biológica se ha definido como “la capacidad de sostener y mantener un sistema biológico adaptable, integrado y equilibrado, que contenga la gama completa de elementos (genes, especies y comunidades) y procesos (de mutación, demográficos, interacciones bióticas, dinámica de nutrientes y energía, y procesos metapoblacionales) esperada en el hábitat natural de una región” (Karr & Chu 1999).

En su acepción biológica, el término “integridad” adquiere cierta complejidad ya que se le ha vinculado implícitamente a características propias de los sistemas biológicos como la autopoiesis —es decir, la autonomía y producción continuada de sí mismo— la capacidad regenerativa, los procesos evolutivos de organización, desarrollo y sostenibilidad a través del tiempo en una localidad específica (Fischman 2004; Westra 2005). Así, la integridad en el lenguaje ecológico es un concepto que sintetiza ciertas propiedades y aspectos de la organización de los sistemas ecológicos. De acuerdo a Ford & Ishii (2001) existen, adicionalmente, otros dos tipos de conceptos en ecología: los conceptos naturales y los conceptos funcionales. Los primeros definen o clasifican entidades/eventos medibles u observables en el mundo natural, mientras que los segundos especifican propiedades de los conceptos naturales o expresan las relaciones entre ellos. Probablemente, la predicción última de la idea de integridad biológica es que la influencia humana a través de sus actividades altera el número de especies presentes en los ecosistemas. Por consiguiente, la noción de integridad biológica entendida como un concepto integrador depende, a su vez, de los conceptos naturales (las especies) y los funcionales, es decir, la manera en que las especies animales encuentran hábitat y perpetúan sus ciclos vitales. Sin embargo, los conceptos integradores no pueden ser medibles directamente (Ford & Ishii 2001) por lo que Karr (1981) desarrolló un sistema de evaluación denominado índice de integridad biológica (Index of Biological Integrity o IBI) multimétrico para dar un significado empírico a los objetivos de restaurar la integridad.

Un IBI es una síntesis de información biológica diversa que representa numéricamente las aso-

ciaciones entre la influencia humana y los atributos biológicos de un sitio y se calcula a partir de variables derivadas de una o varias características de los ecosistemas, particularmente de sus comunidades bióticas (Lyons *et al.* 1995; Bradford *et al.* 1998; Bryce *et al.* 2002; Sudlow 2004). Por consiguiente, mediante el uso de los IBI se ha medido la extensión a la cual la biota se ha desviado de la integridad. El IBI es calibrado a partir de valores de referencia de sitios en donde la biota esté relativamente libre de los efectos de las actividades humanas modernas; esto es, calcula las especies presentes con relación a las esperadas. La degradación o desintegración (pérdida de integridad) es, por lo tanto, una divergencia positiva o negativa, inducida por los humanos, del punto de partida de los sistemas ecológicos. Es notorio que el IBI no hace uso de los conceptos funcionales contenidos en la integridad biológica pero su alteración es inferida mediante la reducción en el número de especies o de variables derivadas de éste (Ford & Ishii 2001; Westra 2005).

Los IBI fueron originalmente aplicados en la evaluación de la condición biológica de los arroyos en la región norte-centro de los Estados Unidos, en los cuales las comunidades de peces se utilizaron como indicadores (Karr 1981). Desde entonces los IBI han sido modificados y utilizados en otras regiones, ecosistemas y taxa (Lyons *et al.* 1995; Brooks *et al.* 1998; Loughheed & Chow-Fraser 2001; Wilcox *et al.* 2002; Karr & Kimberling 2003; Micacchion 2004; Miller *et al.* 2006). Las aves han sido señaladas 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 en humedales (Galatowitsch *et al.* 1998; De Luca *et al.* 2004; Crewe & Timmermans 2005) y en vegetación terrestre (López & Fennessy 2002; Glennon & Porter 2005; Noson & Hutto 2005), pero la publicación de resultados en ecosistemas tropicales es escasa, aunque hay ejemplos (Andrade *et al.* 1993; Azevedo-Ramos *et al.* 2005). La Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla (RBPC) es un área natural protegida ubicada en el estado de Tabasco, México y representa uno de los humedales tropicales más importantes

de Mesoamérica y fue declarada en 1992 Reserva de la Biosfera (Anónimo 1992), forma parte de la Red Mundial de Reservas de Biosfera del Programa MAB de la UNESCO (Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia, la Cultura y la Comunicación) (Anónimo 2000, Anónimo 2006), desde 1995 es uno de los 58 humedales mexicanos de importancia internacional de acuerdo a RAMSAR (Romero-Gil 2000; Barba-Macías *et al.* 2006), es reconocida como Área de Importancia para la Conservación de las Aves (AICA) (Arriaga *et al.* 2000) y también es considerada una de las 13 maravillas de México y Patrimonio Mundial de la Humanidad por la UNESCO (Anónimo 2007).

A pesar de que la RBPC ha estado sometida a fuertes presiones antropogénicas (Anónimo 2000), aún se puede encontrar allí una enorme riqueza avifaunística de al menos 328 especies (Brodkorb 1943; Berret 1962; Centeno 1994; Grantham 1993; Arriaga 1999; Winker *et al.* 1999; Santiago 2000; Córdova 2002; Chablé-Santos *et al.* 2005; Córdova 2007). Por lo anterior, la evaluación de la condición biológica de los humedales de Pantanos de Centla es fundamental para asegurar que esta región continúe conservando su diversidad biológica. La historia ambiental del lugar junto con la noción de integridad biológica aplicada a la avifauna regional hacen de la Reserva un sitio idóneo para constatar la utilidad del concepto de IBI en un ecosistema tropical. Por consiguiente, el objetivo general de este estudio fue desarrollar un índice de integridad biológica avifaunístico (IBI) para la RBPC, en tanto que los objetivos específicos fueron: 1) evaluar el papel de las aves como indicadores de la salud ambiental de los humedales, 2) determinar si los valores del índice de integridad biológica se relacionaban con un índice de perturbación y 3) valorar la efectividad del índice en reflejar la integridad biológica de sitios diferentes pero con niveles de perturbación equivalentes.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Los Pantanos de Centla son humedales principalmente de tipo palustre, producto de la acumulación aluvial de sedimentos terrígenos que favo-

recen la formación de áreas susceptibles de inundación (López-Hernández 1993; Cámara-Córdova 2000; Barba-Macías *et al.* 2006). Estos humedales se ubican al noreste del estado de Tabasco (17° 57' 45" y 18° 39' 58" N y 92° 06' 30" y 92° 47' 58" O). Pantanos de Centla ocupan 302 707 ha (Romero-Gil *et al.* 2000), las cuales representa el 12.3 % del área de Tabasco (Anónimo 2000). Pantanos de Centla exhibe atributos hidrológicos caracterizados por amplias fluctuaciones temporales que afectan la distribución y estructura de las comunidades hidrófitas y de la fauna asociada (Lot & Novelo 1988; Guadarrama & Ortiz 2000). Esta variación temporal, aunada a las prácticas de manejo y de perturbación a la que ha estado sujeta la Reserva, dificulta la tipificación y descripción de la vegetación (Lot & Novelo 1988; Guadarrama & Ortiz 2000).

Selección de sitios y caracterización de la perturbación

El estudio se realizó en la Zona Núcleo II de la RBPC que está ubicada al norte de la misma. En esta zona se ha registrado el área con la mayor superficie de manglar y cuenta con los parches de este tipo de vegetación más grandes y continuos (Córdova 2007). La vegetación de la zona de estudio fue estratificada utilizando las cartas de hidrología y vegetación escala 1:100,000 (Anónimo 1999). Sólo los estratos de manglar y zonas inundables de popaltular fueron elegidos. En manglar se escogieron la ZONA 1 y ZONA 2 de estudio y en el popaltular la ZONA 3 (Tabla 2). Posteriormente, tres sitios se seleccionaron por zona. Cada uno de éstos sitios, representó una condición de perturbación diferente, en un gradiente de alta-perturbada (P), mediana-semiconservado (S) y baja-conservado (C) perturbación. Por consiguiente, un total de nueve sitios de muestreo, tres por grado de perturbación, fueron utilizados para esta investigación.

Estudio de la avifauna

Para la recolecta de datos se realizaron 11 salidas, una por mes, desde febrero 2004 hasta febrero 2005, excepto los meses de mayo y septiembre de 2004. Por lo anterior, el muestreo abarcó un total de 66 días). En cada visita se hicieron recorridos

Tabla 1. Definición de variables o atributos avifaunísticos de ensamblajes de aves en los Pantanos de Centla y su respuesta esperada a factores estresantes.

Table 1. Definition of avifaunistic variables or attributes of bird assemblages in Pantanos de Centla and the predicted response to stressing factors.

No.	Nombre de la variable o atributo biológico	Siglas	Respuesta predicha al impacto humano	Escala de valores
1	Número de especies de aves residentes de manglar y de zonas inundables de popal-tular	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 manglar y zonas inundables de popal-tular	EMZI	Disminuye	10 - 0
6	Abundancia de especies de aves exóticas	EXO	Aumenta	0 - 10
7	Número de especies de aves piscívoras de manglar y zonas inundables de popal-tular	PMZI	Disminuye	10 - 0
8	Abundancia de especies piscívoro-malacófagas especialistas de manglar y zonas inundables de popal-tular	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 de popal-tular	CMZI	Disminuye	10 - 0
12	Número de especies de aves carnívoras asociadas a hábitats generalistas	CHG	Aumenta	0 - 10
13	Diversidad de especies	H	Disminuye	10 - 0
14	Uniformidad de especies	U	Disminuye	10 - 0

terrestres y acuáticos.

La abundancia y riqueza de aves se evaluó mediante puntos de recuento sin radio fijo; un punto de recuento consistió en un lugar permanente 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). Diez puntos por sitio de muestreo fueron evaluados, lo cual sumó un total de 90 puntos de recuento distribuidos a lo largo de nueve transectos. Los transectos se ubicaron en la vecindad de cada sitio a una distancia mínima de 200 m entre cada punto. Los conteos fueron realizados de 6:00 a 11:30 y 16:15 a 18:45 hrs. El mismo observador llevó a cabo el muestreo en todas las ocasiones. Los puntos fueron visitados en una secuencia diferente en cada salida de muestreo.

Las especies de aves se determinaron con la ayuda de binoculares 10x50 Bushnell y guías de campo (Peterson & Chalif 1989; Howell & Webb 1995).

Aquellas especies difíciles de identificar fueron grabadas o fotografiadas con una cámara digital Sony Handycam 700x para su posterior identificación. Los datos registrados incluyeron: especie, número de individuos, localidad y hora.

Desarrollo del índice de integridad biológica-avifaunístico

El desarrollo del IBI se basó en los procedimientos de O'Connell *et al.* (1998) y Bryce *et al.* (2002) e implicó los siguientes pasos:

1. Condición de referencia. El cálculo de un IBI conlleva como primer paso el establecimiento de una condición de referencia, la cual es aquella que representa la mejor situación de integridad biológica que pudo o puede existir, para ser considerada como un estándar de comparación. Uno de los inconvenientes de este requerimiento es que puede generar problemas cuando se establece para regiones altamente perturbadas, en donde los sistemas mí-

Tabla 2. Interpretación de los valores del IBI para las asociaciones de manglar y popal-tular.
Table 2. Interpretation of the IBI values for the mangrove and poplar-cattail associations.

Nombre del Sitio	Tipo de Vegetación	Condición de perturbación	Acrónimo	Riqueza de especies	Valor del IPE	Valor del IBI	Grado de conservación
Arroyo Polo 3a. sección	Manglar	Perturbado (P)	ZONA 1-P	59	90.77	51.17	Mínima
Luis Echeverría	Manglar	Semiconservado (S)	ZONA 1-S	59	44.62	73.86	Regular
Arroyo Limoncillo	Manglar	Conservado (C)	ZONA 1-C	53	26.15	80.46	Buena
Arroyo Hondo	Manglar	Perturbado (P)	ZONA 2-P	67	75.39	59.32	Mínima
Barra San Pedro	Manglar	Semiconservado (S)	ZONA 2-S	52	44.62	76.72	Regular
Laguna Cometa	Manglar	Conservado (C)	ZONA 2-C	42	26.15	80.52	Buena
El Faisán	Popal-Tular	Perturbado (P)	ZONA 3-P	74	66.15	47.87	Pobre
Entrada Faisán	Popal-Tular	Semiconservado (S)	ZONA 3-S	90	38.46	65.82	Aceptable
La Pera	Popal-Tular	Conservado (C)	ZONA 3-C	72	29.23	71.32	Regular

nimamente modificados son escasos. Bryce (2002) aseveró que la información histórica o paleoecológica puede ser utilizada para modelar la condición natural. Dado que no existe una valoración integral de la avifauna y sus hábitats en la RBPC que permitiera seleccionar tales sitios, para este análisis se optó por adoptar el registro histórico de especies (RH), lo cual significó usar el número de especies que han sido reportadas para la RBPC desde 1943, que son los primeros registros históricos conocidos 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), así como datos de las colecciones de aves de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco y de la Universidad Nacional Autónoma de México. Aunque puede ser controvertible un listado histórico como reemplazo de una referencia "prístina" (Remsen 1994), tal selección debe ser considerada como parte de un proceso adaptable, ya que en algunos casos ha representado la mejor estimación con la información disponible al momento y una primera aproximación que puede ser refinada con el tiempo (O'Keeffe *et al.* 2007). También, información del registro de campo (RC), el cual incluyó, dependiendo de la variable, la riqueza de especies o la abundancia, fueron utilizados como datos auxiliares para la determinación de la condición de referencia.

2. Definición de atributos biológicos y selección de variables. Todas las especies de aves registradas en la RBPC fueron clasificadas, para este estudio, en ensambles de hábitat en el sentido

propuesto por Canterbury *et al.* (2000) y definiendo hábitat como tipo de asociación vegetal. Los ensambles de hábitat fueron manglar, zonas inundables de popal-tular y ambas. Dicha clasificación estuvo basada en información sobre asociación a hábitat proveniente de la literatura, principalmente de estudios de la zona (Berret 1962; Arriaga 1999; Chable-Santos *et al.* 2005) pero complementada con otras fuentes (Peterson & Chalif 1989; Howell & Webb 1995). Adicionalmente, las especies también fueron agrupadas en gremios por tipo de alimentación así como en categorías de estacionalidad. Esta última representa su estatus migratorio. En total, para el desarrollo del IBI se seleccionaron 14 variables (Tabla 1) o atributos biológicos, que significan componentes mensurables de un sistema biológico (Anónimo 2002), que a partir de ejemplos en la literatura ecológica se asume que cambian a lo largo de un gradiente de perturbación humana (Peterson & Chalif 1989; Croonquist & Brooks 1991; Howell & Webb 1995; O'Connell *et al.* 1998; Bryce *et al.* 2002). Dichas variables se agruparon en cuatro categorías: riqueza de especies y composición, especificidad del hábitat, composición trófica y características poblacionales (Anónimo 2002). Para obtener mayor objetividad, los procedimientos se estandarizaron para asignar las especies de aves a cada una de las asociaciones vegetales estudiadas, así como en la definición del resto de las variables. El índice Shannon-Weaver H' de diversidad y su medida de uniformidad (Ludwig & Reynolds 1988) fueron utilizados para el cálculo de las variables correspondientes.

Tabla 3. Coeficientes de correlación de Pearson entre los valores de las variables avifaunísticas y las del IPE (* = $p < 0.1$, ** = $p < 0.5$, *** = $p > 0.5$).

Table 3. Pearson's correlation coefficients between the values of the avifaunistic variables and the IPE values (* = $p < 0.1$, ** = $p < 0.5$, *** = $p > 0.5$).

Sigla	Variable o atributo avifaunístico	Zonas de muestreos		
		Zona 1 (manglar)	Zona 2 (manglar)	Zona 3 (popal - tular)
RMZI	Número de especies de aves residentes de manglar y de zonas inundables de popal-tular	-0.602***	-0.975**	0.177***
REMI	Número de especies de aves con poblaciones mixtas de residentes y migratorias	-0.960**	-0.754**	-0.922**
MIGRA	Número de especies de aves migratorias (residentes de invierno, verano y transitorias)	-0.578***	-0.999*	-0.356***
G	Abundancia de especies residentes y migratorias generalistas de hábitat	-0.990*	-0.986*	-0.998*
EMZI	Número de especies de aves residentes y migratorias especialistas de manglar y zonas inundables de popal-tular	0.085***	-0.911**	0.349***
EXO	Abundancia de especies de aves exóticas	-0.960**	-0.928**	-0.977**
PMZI	Número de especies de aves piscívoras de manglar y zonas inundables de popal-tular	-0.970**	-0.999*	-0.720**
Pm-MZI	Abundancia de especies piscívoro malacófagas especialistas de manglar y zonas inundables de popal-tular	-0.941**	-0.669***	-0.990*
O	Número de especies que consumen material vegetal y animal	0.240***	0	-0.693***
Gr	Abundancia de especies que se alimentan de granos y semillas	-0.965**	-0.273***	-0.150***
CMZI	Número de especies de aves carnívoras asociadas a manglar y zonas inundables de popal-tular	0.693***	-0.142***	0
CHG	Número de especies de aves carnívoras asociadas a hábitats generalistas	0	-0.785**	-0.970**
H'	Diversidad de especies	-0.703**	0.547***	-0.973**
U	Uniformidad de especies	-0.757**	-0.688***	-0.914**

3. Puntaje. Para cuantificar las variables o atributos avifaunísticos de un sitio se especificó el mejor estado o condición histórica de referencia de un sitio y se le otorgó una puntuación de 10. A partir de ese máximo valor de puntuación, se aplicó el método de interpolación lineal para dar cabida a los valores intermedios, dividiendo el valor crudo (observación de campo) por el valor máximo (valor histórico) y multiplicando por 10. Por ejemplo, para un sitio con seis especies de manglar observadas y al cual correspondían 15 como registro histórico, el cálculo se hizo de la siguiente manera: $([6/15] \times 10) = 4$ (Bryce et al. 2002; Pinto & Araújo 2007). El anterior procedimiento se aplicó a variables cuya tendencia era disminuir la mayor influencia humana (Tabla 1), pero la escala se revirtió para aquellas variables donde se pronosticó una tendencia a incrementar con la perturbación. Es decir, en este último caso se le otorgó el puntaje de uno en lugar de 10 al estado o condición de referencia, y el resto de la

evolución siguió el mismo procedimiento.

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

$$IBI = \sum_{i=1}^n \frac{\text{puntajes de las } n \text{ variables} \times 10}{\text{número de variables}} \quad (1)$$

4. Interpretación. La condición del humedal de acuerdo a los valores del IBI varió entre 0-100, donde el intervalo de 91 a 100 indicó una condición biótica excelente o muy buena en el sitio, 81-90 = buena, 71-80 = regular, 61-70 = aceptable, 51-60 = región umbral o mínima conservación, y menor o igual a 50 se consideró una pobre condición.

El coeficiente de Jaccard y el índice de Bray-Curtis son dos índices comúnmente utilizados para evaluar la distinción biótica entre ensamblajes taxonómicos o sitios de muestreo (Krebs 1989, Cao et al. 2002, Magurran 2004) por lo que fueron utilizados

para cotejar la constitución avifaunística entre los sitios de manglar. En el primer coeficiente el grado de similitud se establece comparando la composición de especies entre sitios únicamente con datos de presencia-ausencia; sin embargo, sólo las presencias compartidas (especies presentes en ambos sitios) contribuyen a la similitud (Southwood 1978; Koleff *et al.* 2003). Por consiguiente, el coeficiente de Jaccard ha sido usualmente utilizado en análisis de gradientes ambientales, pues es muy apropiado para medir el nivel de continuidad, mediante la coincidencia de especies entre sitios. Lo anterior, no previene su uso en cualquier circunstancia en la que se requiere reflejar la similitud con base en el número de especies compartidas como proporción del número total de especies entre los sitios comparados. El segundo coeficiente refleja disparidad entre dos muestras debida tanto a discrepancias en la composición de especies como a diferencias en su abundancia total (Bray & Curtis 1957; Gauch 1973). En el caso de las áreas de popal-tular, no se muestreó en otra zona con las mismas condiciones de perturbación que permitiera hacer estas comparaciones.

Caracterización de la perturbación

En la determinación de la perturbación se utilizaron los datos sobre actividades o modificaciones antrópicas. Así, el grado de perturbación humana, por ejemplo, urbanización, silvicultura, agricultura y pastoreo de cada sitio fue evaluado cuantitativamente mediante un índice de perturbación (IPE), el cual se calculó mediante los lineamientos propuestos por Bryce *et al.* (1999). En conformidad con estos autores, a cada uno de los sitios le fueron asignados puntos, de acuerdo con su acceso a vías de comunicación (presencia o ausencia de carretera pavimentada y terracería), tipo de cauce fluvial (primario, secundario, terciario), cercanía a centros de población (urbana/semiurbana, rural y su distancia a los sitios de muestreos), medio de acceso a los sitios (vehículo, lancha, cayuco), presencia humana (número de casas y de personas registradas cerca de los sitios), así como actividades antropogénicas, que incluyeron: ganadería (número de cabezas de ganado y abundancia de *Bubulcus ibis*), pesca (artes de pesca: atarraya, chinchorro, anzuelo, nasas, no pes-

ca) y actividad petrolera (pozos activos y no activos, no pozos). Es importante considerar, además, algunas peculiaridades para los dos manglares seleccionados (ZONA 1 y ZONA 2). En el primero, el acceso fue tanto por transporte terrestre –carretera principal– como acuático, asimismo, existen asentamientos humanos semi-urbanos y se practica ganadería, agricultura, pesca y ecoturismo. En la ZONA 2, el acceso a los sitios fue exclusivamente por transporte acuático y cuenta con asentamientos humanos rurales, ganadería y pesca. En el caso de la ZONA 3 (popal-tular) los sitios perturbados y semi-conservados son fácilmente accesibles por carretera de terracería, no así el sitio conservado, el cual se encuentra bajo vigilancia del ejido El Faisán, por lo que el acceso de vehículos se permite sólo bajo permiso o con la compañía de alguno de los integrantes de este ejido.

Los puntajes para cada variable y los puntajes del IPE siguieron procedimientos similares a los descritos anteriormente para los atributos avifaunísticos y el IBI.

Mediante el coeficiente de Pearson, los valores de los atributos avifaunísticos usados en el IBI fueron correlacionados con los valores correspondientes del IPE para conocer el grado de respuesta o asociación entre ambas variables (Ramírez 1993). Preliminarmente, a los datos se les aplicó la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk y la de Hartley de homogeneidad de varianza (Hartley 1950; Shapiro & Wilk 1965). También, a éstos se les practicó 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 & Hutto 2005).

RESULTADOS

Caracterización de la perturbación

Con el índice de perturbación (IPE) se corroboró que sitios cercanos a centros de población y que presentaron actividades humanas, registraron un mayor puntaje de perturbación (Tabla 2). En contraste, los sitios que fueron de difícil acceso y estaban retirados de centros de población obtuvieron valores más bajos.

Tabla 4. Índices de similitud entre niveles equivalentes de perturbación en estaciones de manglar (* = el valor 0 indica nula similitud; los cercanos a 100, máxima similitud, ** = el valor de 0 indica completa similitud; aquellos cercanos a 100, que no existe similitud).

Table 4. Similarity indices between equivalent levels of disturbance in mangrove stations (* = the value 0 indicates null similarity; the values near 100, maximum similarity, ** = the value 0 indicates complete similarity; those near 100 indicate no similarity).

Estación de muestreo	Jaccard		Bray-Curtis	
	% similitud*	% disimilitud**	% similitud*	% disimilitud**
ZONA 1-P / ZONA 2-P	27.27	72.73	15	85
ZONA 1-S / ZONA 2-S	30.59	69.41	33.77	66.23
ZONA 1-C / ZONA 2-C	46.15	53.85	25.44	74.56

Índice de Integridad Biológica

Acorde con la revisión de literatura, un total de 339 especies han sido registradas para la Reserva. De éstas, once se omitieron debido a registros inválidos y errores de identificación, por lo que, el listado final constó de 328 especies de aves. No obstante, 118 de ellas se excluyeron al ser registradas en hábitats y condiciones no considerados en este estudio, por ejemplo, especies nocturnas, ocasionales, de litoral, playa y aquellas exclusivas de selva. Por consiguiente, la condición de integridad biótica de referencia consistió de 210 especies (Anexo 1) asociadas principalmente con manglar y popal-tular. Por otra parte, la riqueza de especies observada consistió de 189 especies de aves, de éstas solamente se consideraron 138 especies en el IBI, debido a que 51 de ellas se registraron fuera del protocolo de muestreo o en sitios o hábitats no incluidos en el estudio.

De acuerdo con los valores resultantes del IBI (Tabla 2), dos sitios (ZONA 1-C y ZONA 2-C) presentan una buena condición ecológica (80.5, respectivamente) y sólo una (ZONA 3-P) registra una pobre condición ecológica (47.9). Los restantes sitios obtuvieron desde una regular hasta una aceptable condición ecológica. Sin embargo, los valores del IBI mostraron una tendencia inversa con respecto tanto a los valores de la riqueza de especies de aves como a los del IPE (Tabla 2).

Los resultados de la correlación de Pearson (Tabla 3) indicaron que las variables del IBI que presentaron una correlación más alta con los valores del IPE en la ZONA 1 fueron las relacionadas con las aves residentes de manglar y zonas inunda-

bles (RMZI), las residentes/migratorias (REMI), las migratorias (MIGRA), la abundancia de generalistas (G), la abundancia de exóticas (EXO), las piscívoras (PMZI), la abundancia de piscívoro-malacófagas (Pm-MZI), la abundancia de granívoras (Gr), la diversidad de especies (H) y la uniformidad de especies (U). Un caso especial fue la variable carnívora de manglar y zonas inundables (CMZI), la cual registró una correlación positiva. Esto significó que a diferencia de otras variables que respondieron de forma inversa a un incremento en el gradiente de perturbación, el valor del IBI obtenido fue notablemente mayor en el área perturbada que en las otras dos condiciones de perturbación. En cambio, en la ZONA 2, las variables que mejor se asociaron a los valores del IPE fueron las aves residentes de manglar y zonas inundables (RMZI), las residentes/migratorias (REMI), las migratorias (MIGRA), la abundancia de generalistas (G), las especialistas (EMZI), la abundancia de exóticas (EXO), las piscívoras (PMZI), la abundancia de piscívoro-malacófagas (Pm-MZI), las carnívoras generalistas (CHG) y la uniformidad de especies (U). La variable diversidad de especies (H) presentó un caso similar a la variable carnívora (CMZI) de la ZONA 1 (Tabla 3). Finalmente, en la ZONA 3, las variables abundancia de generalistas (G), las mixtas: residentes/migratorias (REMI), la abundancia de exóticas (EXO), las piscívoras (PMZI), la abundancia de piscívoro-malacófagas (Pm-MZI), las omnívoras (O), las carnívoras generalistas (CHG), la diversidad de especies (H) y la uniformidad de especies (U) fueron las que mejor se relacionan al gradiente de perturbación en el IBI (Tabla 3).

Los valores finales del IBI de cada zona, en cada condición de perturbación, mostraron una relación lineal significativa ($r^2 = 0.73$, $p < 0.05$) con los valores del IPE (Figura 1).

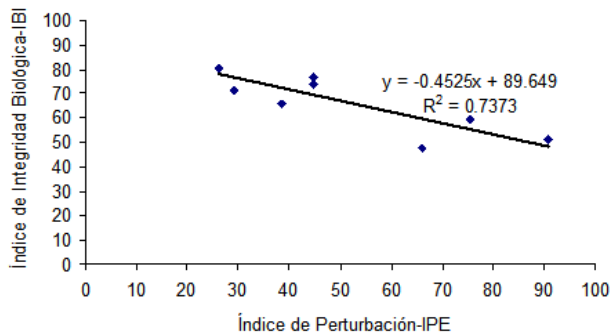


Figura 1. Análisis de regresión lineal entre el Índice de Integridad Biológica (IBI) y el Índice de Perturbación (IPE) para la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla.

Figure 1. Lineal regression analysis between the Index of Biological Integrity (IBI) and the Index of Perturbation (IPE) for the Pantanos de Centla Biosphere Reserve.

En contraste a la relación inversa entre los valores del IBI y del IPE, por ejemplo a mayor perturbación, menor valor del IBI, exhibida en todos los sitios estudiados, la riqueza de especies mostró un patrón diferente en el popal-tular. Específicamente, el número de especies fue mayor en los sitios semi-conservados que en los correspondientes a las otras dos condiciones (Tabla 2). Por su parte, en manglar esa misma variable fue mayor en los sitios perturbados y menor en los conservados.

La semejanza en la composición de la avifauna entre niveles equivalentes de perturbación de las asociaciones de manglar resultó baja (Tabla 4).

DISCUSIÓN

La riqueza de especies de aves detectada en la RBPC (casi el 90% de la cifra establecida como punto de referencia de integridad) confirmó la relevancia de este ecosistema 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 del escaso conocimiento regional que aún se tiene sobre es-

te grupo taxonómico (Anónimo 2000; Romero-Gil 2000). Además, el análisis presentado puso 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 & García 1993; Altamirano *et al.* 2002; Marsh & Trenham 2008). Estos problemas se han agudizado ante las continuas pérdidas de cobertura vegetal de estos ecosistemas (Dirzo & García 1992; Ramírez-García *et al.* 1998; Turner *et al.* 2001; Anónimo 2005; Anónimo 2008; Ruiz-Luna *et al.* 2008) e imposibilitan conocer y comprender la verdadera riqueza de estas zonas.

El desarrollo de un IBI en las dos asociaciones de vegetación utilizando exactamente las mismas variables fue complejo debido a que existen diferencias marcadas en las características físicas (e incluso biológicas) de cada uno de los tipos de sitios estudiados. No obstante, fue claro que en general los valores de IBI obtenidos para cada sitio de muestreo confirman que aquellas áreas que han sido menos impactadas por actividades antropogénicas registran los valores más altos de integridad.

En las tres zonas de estudio se observó que las variables avifaunísticas que mejor se correlacionaron con la perturbación (IPE) fueron las aves con poblaciones mixtas: residentes/migratorias (REMI), las generalistas (G), las exóticas (EXO), las piscívoras (PMZI) y las piscívoro-malacófagas (Pm-MZI). Sin embargo, en las tres zonas, hubo variables que también respondieron positivamente (por ejemplo, residentes de manglar y zonas inudables RMZI y las especialistas de manglar y zonas inundables-EMZI) (Tabla 3).

Estudios en los que se han utilizado a las aves migratorias neotropicales como especies indicadoras, principalmente en los Estados Unidos y Canadá, reportaron que su abundancia o la presencia de muchas de ellas disminuyen con la perturbación (Croonquist & Brooks 1991; O'Connell *et al.* 1998; Bryce *et al.* 2002; Noson & Hutto 2005). No obstante, debido a que muchas especies migratorias neotropicales tienden a ser flexibles en su uso del hábitat, particularmente durante la etapa de migración (De Graaf & Rappole 1995; Villaseñor & Hutto 1995), para este estudio se pronosticó que

aquellas variables que incluyeran especies migratorias (por ejemplo REMI, MIGRA y G, con excepción de EMZI por incluir especies con requerimientos más específicos de hábitat) tendrían una respuesta positiva ante agentes estresantes del ambiente. Esto es, que aumentarían con la perturbación antropogénica. Los resultados para dos de esas variables (REMI y G) fueron contrarios a tal pronóstico, es decir, se relacionaron de manera inversa con el grado de perturbación. También, la variable MIGRA mostró la misma tendencia, pero los resultados no fueron estadísticamente significativos. En contraste EMZI mostró correlación positiva (pero no significativa) para un sitio de manglar y el de popal-tular y negativa para el otro de manglar. En general, al comparar los resultados del IBI obtenidos en Pantanos de Centla con otros desarrollados en diferentes regiones (O'Connell et al. 1998; Bryce et al. 2002; Sudlow 2004), se deduce que los grupos funcionales de aves y algunos de los gremios (omnívoros, granívoros, generalistas, especialistas y piscívoros) tienden a presentar una respuesta similar ante perturbaciones antropogénicas.

Los resultados de este análisis mostraron que los atributos biológicos de los ensambles de aves se relacionan y varían de acuerdo con diferentes grados de perturbación antrópicos; por consiguiente, se refuerza la noción de que las aves conforman un grupo promisorio para la evaluación ambiental en regiones tropicales, como ya ha sido indicado por estudios en latitudes más septentrionales.

Como era de esperarse, la relación de regresión lineal obtenida entre los valores del IBI y los del IPE muestra una relación negativa: a una mayor perturbación corresponde un menor grado de integridad biótica (medida en términos de atributos avifaunicos). No obstante lo anterior, en las tres zonas de muestreo hubo diferencias notables en el tipo e intensidad de la perturbación lo que influyó en los valores de los IBI, particularmente en los sitios considerados como menos conservados. Así, en la ZONA 1 el sitio perturbado registró un valor de 51.2, apenas por arriba de una pobre condición, mientras que su equivalente de la ZONA 2 obtuvo un puntaje de 59.3, casi llegando a un estado de condición aceptable. Aunque ambos casos están muy lejos de

corresponder a una integridad biológica óptima, es evidente que las limitantes en el acceso al área, los asentamientos humanos y las actividades antropogénicas han jugado un papel fundamental en mantener la salud o condición de los ecosistemas. Esta situación también se presentó en los sitios conservados, pues ambos obtuvieron valores de una buena condición del ecosistema.

Los bajos números de los IBI de la ZONA 3 pudieron estar relacionados a los incendios inducidos que se presentaron en el área a mediados del periodo de muestreo. Dichas quemadas posiblemente estuvieron ligadas a la caza del cocodrilo de pantano (*Crocodylus moreletii*), que es una práctica ancestral a la que se ve sometida la zona en forma periódica. Asimismo, el sitio semiconservado estuvo sujeto durante los últimos meses de muestreo a la práctica agrícola conocida como sistema roza-tumba y quema (López-Hernández 1993), lo que aumentó el estrés sobre la zona y deterioró aún más su estado de conservación. Debido a que sólo se muestreó una sola zona de popal-tular, no fue posible corroborar en otras áreas el alto valor de la riqueza de especies registrado en el sitio semiconservado. No obstante, una explicación potencial es que la localidad recibe intensidades intermedias de perturbación, lo que permite la coexistencia de especies competitivamente diferentes y resulta en un máximo valor de diversidad (Connell 1978; Hobbs & Huenneke 1992; Wootton 1998). Al mismo tiempo, tampoco se puede descartar fácilmente la posibilidad de que las perturbaciones antropogénicas hayan simplificado la estructura de la vegetación y, por lo tanto, facilitado la observación y detección de más especies; empero, el sitio perturbado también es una zona abierta con poca estructura de la vegetación y su IBI fue notablemente más bajo y similar al del sitio conservado.

Debido a que los sitios estudiados fueron asignados a una categoría de condición de conservación apelando a su apariencia general, se calcularon dos índices de similitud para constatar si tal asignación se veía reflejada también mediante una medición del cambio (cuantitativo y cualitativo) en la composición de especies de aves; los resultados obtenidos, sin embargo, fueron ambiguos. El índice de Jaccard

aplicado a sitios considerados equivalentes mostró una baja similitud entre los mismos. Los resultados para el Índice de Bray-Curtis fueron semejantes; esto es, una alta disimilitud entre sitios equivalentes. Aunque el primero es una medida cualitativa y el segundo una cuantitativa y, por lo tanto, sus propiedades específicas difieren, es difícil pensar que hubo diferencias muy marcadas en la composición taxonómica de aves de dos lugares semejantes separados por unos cuantos kilómetros. Posiblemente, estas herramientas de análisis no sean adecuadas para valorar similitud a la escala espacial de este estudio; hay que considerar, por ejemplo, que el Coeficiente de Jaccard puede ser muy sensible al tamaño de la muestra: cercano a cero cuando se calcula con pocas muestras (es decir, la inclusión de especies es en gran medida debida al azar) y cercano a 1 (o 100) conforme el esfuerzo de muestreo se incrementa (Digby & Kempton 1987; Cao *et al.* 2002).

De igual manera, Bloom (1981) indicó que los impactos ambientales pueden ser sobre o subestimados de acuerdo al índice de similitud seleccionado ya que sus resultados difieren mucho entre sí cuando se les ha aplicado a tales casos. Finalmente, algunos autores han advertido que la mayoría de los índices de similitud no están asociados con valores de probabilidad, porque sus distribuciones subyacentes no se conocen, lo que trae como consecuencia que altos y bajos niveles de similitud no puedan ser objetivamente distinguidos de lo que cabría esperar al azar (Real & Varga 1996).

La mayoría de los estudios que utilizan a las aves como indicadores o que han desarrollado IBI basan la condición de referencia generalmente en datos de campo (Croonquist & 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 avifaunística actual de un lugar para 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 y naturales (Niedzwiedz & Batie 1984; Daniels *et al.* 1995; Gibbs 2000; Ross *et al.* 2002; Ellison 2004). Con un conocimiento íntegro

del área de estudio, es posible desarrollar un IBI que no sobrevalúe la calidad de los sitios.

Actualmente, los Pantanos de Centla proporcionan hábitats para 328 especies de aves. Antes de su decreto como Reserva de la Biosfera, el área sufrió una serie de perturbaciones antropogénicas (Anónimo 2000) que ocasionaron que muchos de sus ecosistemas hayan sido fragmentados y amenazados. Es posible que por tal causa, los valores del IBI resultantes no fueran relativamente altos. No obstante, los puntajes más altos obtenidos del IBI en los sitios conservados de manglar coinciden con los reportados por Vega (2005), aunque su estudio se realizó bajo un enfoque diferente. Esto deja abierta la posibilidad de que Pantanos de Centla se encuentre en un proceso de recuperación de sus ecosistemas desde el momento que se le decretó en 1992 (Romero-Gil *et al.* 2000), como una de las áreas naturales protegidas más importante de México; por lo tanto, especial atención se debe dar a los sitios de manglar, pues exhiben gran vulnerabilidad ante las perturbaciones humanas y se ven favorecidas muchas especies tolerantes a costa de especies típicas de éstos ecosistemas maduros.

En conclusión, este estudio aporta evidencia de que las aves son un medio adecuado para estimar la condición de conservación de humedales tropicales. A pesar de cierta circularidad y la inclusión de los mismos datos en diferentes formas, como bien lo señaló Magurran (2004), los índices de integridad biológica son un enfoque alternativo para la evaluación ambiental y la conservación, particularmente en países en desarrollo donde los recursos, tanto económicos como humanos, son muy limitados e impiden la realización de monitoreos y estudios de largo plazo. Los IBI avifaunísticos representan una herramienta de bajo costo que permite una valoración relativamente rápida de los efectos de las actividades humanas sobre los ecosistemas naturales. Sin embargo, es claro que los resultados no son concluyentes, ya que es necesario aplicar la técnica a más casos y diferentes tipos de ecosistemas, analizar comparativamente los datos (con los de otros estudios) para poder estandarizar los procedimientos de muestreo, así como mejorar la selección y la clasificación de los atributos biológicos.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos el apoyo de la Lic. en Hidrobiología Rosa Isela Chacón Hernández, Dr. Victor Córdova Avalos, Dr. Stefan Louis Arriaga Weiss, M.C. Ahmed Cruz Leyva, Téc. Juan Sánchez Martínez,

Téc. Jairo Olan Sánchez y el Sr. Gustavo Salvador Guzmán, quienes apoyaron con su tiempo, material y recursos económicos para llevar a buen término la investigación; asimismo, a dos revisores anónimos del manuscrito, sus sugerencias y observaciones.

LITERATURA CITADA

- Aguilar VBC, Córdova AA, Mendoza MGD, Clemente SF, Palacio NJ (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 pp.
- Altamirano GMA, Martín GMF, Cartas HGJ (2002) Ocurrencia, distribución y abundancia del género *Passeirina* en la Reserva de la Biosfera La Sepultura, Chiapas. Acta Zoológica Mexicana 85: 169-180.
- Andrade IG, Rosas ML, Repizzo A (1993) Notas preliminares sobre la avifauna y la integridad biológica de Carpanta. En: Andrade GL (ed) Carpanta selva nublada y páramo. Fundación Natura. Bogotá: 256 pp.
- Anónimo (1992) Decreto por el que se declara como Área Natural Protegida, con el carácter de Reserva de la Biosfera, la zona conocida como Pantanos de Centla. Diario Oficial de la Federación. D.F. 22 pp.
- Anónimo (1999) Carta de Hidrología, Uso del Suelo y Vegetación de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla. Petróleos Mexicanos.
- Anónimo (2000) Programa de Manejo de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla. Instituto Nacional Ecología. D.F. 220 pp.
- Anónimo (2002) Methods for Evaluating Wetland Condition: Developing Metrics and Indexes of Biological Integrity. Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. EPA-822-R-02-016.38 pp.
- Anónimo (2005) Evaluación preliminar de las tasas de pérdida de superficie de manglar en México. Instituto Nacional de Ecología. D.F. 22 pp.
- Anónimo (2006) Reservas de la Biosfera de la Red del programa MAB. http://www.portal.unesco.org/es/ev.php-URL_ID=35389&URL_D0=DO_TOPIC&URL_SECTION=201.html. Fecha de consulta: 21 Octubre de 2008.
- Anónimo (2007) Pantanos de Centla nominada como Maravilla Natural de México. http://www.tabasco.gob.mx/noticias/vernotas_sp.php?id=1939. Fecha de consulta: 21 de octubre de 2008.
- Anónimo (2008) Loss of mangroves alarming. Forestry Chronicle 84(3): 293-293.
- Arriaga WSL (1999) Composición y estructura de la ornitofauna de la Reserva de Pantanos de Centla. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. Villahermosa. 53 pp.
- Arriaga WSL, Trejo L, Escobar O (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). D.F: 440 pp.
- Azevedo-Ramos C, de Carvalho O Jr, Nasi R (2005) Animal indicators: a tool to assess biotic integrity after logging tropical forests? Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazonia (IPAM). Belem. 37 pp.
- Barba-Macías E, Rangel-Mendoza J, Ramos-Reyes R (2006) Clasificación de los humedales de Tabasco mediante sistemas de información geográfica. Universidad y Ciencia 22: 101-110.

- Berret DG (1962) The birds of the Mexican state of Tabasco. Ph.D. Dissertation, Louisiana State University, Baton Rouge. 404 pp.
- Bloom SA (1981) Similarity indices in community studies: potential pitfalls. *Marine Ecology Progress Series* 5: 125-128.
- Bradford DF, Franson SE, Neale AC, Heggem DT, Miller GR, Canterbury GE (1998) Bird species assemblages as indicators of biological integrity in Great Basin rangeland. *Environmental Monitoring and Assessment* 49(1): 1-22.
- Bray JR, Curtis JT (1957) An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs* 27(4): 325-349.
- Brodkorb P (1943) Birds from the gulf lowlands of southern Mexico. *Misc. Publ. Mus. Zool. Univ. Michigan*, 55: 1-88.
- Brooks RP, O'Connell TJ, Wardrop DH, Jackson LE (1998). Towards a regional index of biological integrity: the example of forested riparian ecosystems. *Environmental Monitoring and Assessment* 51(1-2): 131-143.
- Bryce SA, Larsen DP, Hughes RM, Kaufmann PR (1999) Assessing relative risks to aquatic ecosystems: A mid-Appalachian case study. *Journal of the American Water Resources Association* 35(1): 23-36.
- Bryce SA, Hughes RM, Kaufman PR (2002) Development of a bird integrity index: using bird assemblages as indicators of riparian condition. *Environmental Management* 30(2): 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 GE, Martin TE, Petit DR, Petit LJ, Bradford DF (2000) Bird communities and habitat as ecological indicators of forest condition in regional monitoring. *Conservation Biology* 14(2): 544-558.
- Cao Y, Larsen DP, Hughes RM, Angermeier PL, Patton TM (2002) Sampling effort affects multivariate comparisons of stream assemblages. *Journal of the North American Benthological Society* 21(4): 701-714.
- Centeno ABE (1994) Estado actual del conocimiento de la avifauna de Tabasco: revisión bibliográfica. Tesis de licenciatura en Biología. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. Villahermosa. 164 pp.
- Chablé-Santos JB, Escalante-Pliego P, López-Santiago G (2005) Aves. En: Bueno J, Álvarez F, Santiago S (eds) Biodiversidad del estado de Tabasco. Instituto de Biología. UNAM. D.F. 386 pp.
- Connell ML (1978) Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199: 1302-1310.
- Córdova AA (2002) Situación de la población de anátidos en la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla, Tabasco. Tesis de Maestría. Instituto de Recursos Genéticos y Productividad. Programa en Ganadería. Colegio de Postgraduados, Montecillo. 64 pp.
- Córdova AA (2007) Desarrollo de un Índice de Integridad Biológica Avifaunístico para los Humedales de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla. Tesis Doctoral. Instituto de Recursos Genéticos y Productividad. Programa de Ganadería. Colegio de Postgraduados. Montecillo. 142 pp.
- Correa SJ, García BJ (1993) Avifauna de Ría Celestún y Ría Lagartos. En: Salazar-Vallejo SI, Emilia GN (eds) Biodiversidad Marina y Costera de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO)-Centro de Investigaciones de Quintana Roo (CIQRO). México. 865 pp.

- Crewe TL, Timmermans STA (2005) Assessing Biological Integrity of Great Lakes Coastal Wetlands Using Marsh Bird and Amphibian communities. Project # WETLAND3-EPA-01 Technical Report. Bird Studies Canada. Canada. 89 pp.
- Croonquist MJ, Brooks RP (1991) Use of avian and mammalian guilds as indicators of cumulative impacts in riparian – wetland areas. *Environmental Management* 15(5): 701-714.
- Daniels RJR, Gadgil M, Joshi NV (1995) Impact of human extraction on tropical forests in the Western Ghats in Uttara Kannada, South India. *Journal of Applied Ecology* 32(4): 866-874.
- De Graaf RM, Rappole JH (1995) Neotropical migratory birds: Natural history, distribution and population change. Cornell University Press. Ithaca. 676 pp.
- De Luca WV, Studds CE, Rockwood LL, Marra PP (2004) Influence of land use on the integrity of marsh bird communities of Chesapeake Bay, USA. *Wetlands* 24(4): 837-847.
- Digby PGN, Kempton RA (1987) Multivariate analysis of ecological communities. Chapman and Hall, New York. 206 pp.
- Dirzo R, García MC (1992) Rates of deforestation in Los Tuxtlas, a neotropical area in southeast México. *Conservation Biology* 6(1): 84-90.
- Ellison AM (2004) Wetlands of Central America. *Wetlands Ecology and Management* 12(1): 3-55.
- Fischman RL (2004) The Meanings of Biological Integrity, Diversity, and Environmental Health. *Natural Resources Journal* 44: 989-1026.
- Ford ED, Ishii H (2001) The method of synthesis in ecology. *Oikos* 93(1): 153-160.
- Galatowitsch SM, Whited DC, Tester JR (1998) Development of community metrics to evaluate recovery in Minnesota wetlands. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery* 6(3): 217-234.
- Gauch HG (1973) A quantitative evaluation of the Bray-Curtis ordination. *Ecology* 54(4): 829-836.
- Gergel SE, Turner MG, Miller JR, Melack JM, Stanley EH (2002) Landscape indicators of human impacts to riverine systems. *Aquatic Sciences* 64(2): 118-128.
- Gibbs JP (2000) Wetland loss and biodiversity conservation. *Conservation Biology* 14(1): 314-317.
- Glennon MJ, Porter WF (2005) Effects of land use management on biotic integrity: An investigation of bird communities. *Biological Conservation* 126(4): 499-511.
- Grantham M (1993) Centla Wetland Expedition. Final Report. University of East Anglia, University of Tabasco. 35 pp.
- Guadarrama OMA, Ortiz GG (2000) Análisis de la flora de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla. *Universidad y Ciencia* 15(30): 67-104.
- Hartley HO (1950) The maximum F-ratio as a short-cut test for heterogeneity of variance. *Biometrika* 37(3-4): 308-312.
- Hobbs RJ, Huenneke LF (1992) Disturbance, diversity, and invasion: implications for conservation. *Conservation Biology* 6(3): 324-337.
- Howell SNG, Webb S (1995) A guide to the birds of Mexico and Northern Central America. Oxford University Press, Oxford. 851 pp.
- Hutto RL, Pletschet SM, Hendricks P (1986) A fixed-radius point count method for nonbreeding and breeding season use. *Auk* 103(3): 593-602.

- Karr JR (1981) Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6(6): 21-27.
- Karr JR, Chu EW (1999) *Restoring Life in Running Waters: Better Biological Monitoring*. Island Press, Washington, DC. 206 pp.
- Karr JR, Kimberling DN (2003) A terrestrial arthropod index of biological integrity for shrub-steppe landscapes. *Northwest Science* 77(3): 202-213.
- Koleff P, Gaston KJ, Lennon JJ (2003) Measuring beta diversity for presence-absence data. *The Journal of Animal Ecology* 72(3): 367-382.
- Krebs C (1989) *Ecological methodology*. Harper and Row Publishers, New York. 654 pp.
- López RD, Fennessy MS (2002) Testing the floristic quality assessment index as an indicator of wetland condition. *Ecological Applications* 12(2): 487-497.
- López-Hernández ES (1993) Aspectos de la vegetación de los pantanos del municipio de Centla, Tabasco, México. *Universidad y Ciencia* 10(19): 43-56.
- Lot HA, Novelo RA (1988) El pantano de Tabasco y Campeche: la reserva más importante de plantas acuáticas de Mesoamérica. En: *Ecología y conservación del Delta de los ríos Usumacinta y Grijalva (memorias)*. INIREB y Gobierno del estado de Tabasco. Villahermosa. 714 pp.
- Lougheed VL, Chow-Fraser P (2001) Development and use of a zooplankton index of wetland quality in the Laurentian Great Lakes basin. *Ecological Applications* 12(2): 474-486
- Ludwig JA, Reynolds JF (1988) *Statistical Ecology: a primer on methods and computing*. A Wiley-Interscience Publication. New York. 337 pp.
- Lyons J, Navarro-Pérez S, Cochran PA, Santana CE, Guzmán-Arroyo M (1995) Index of biotic integrity based on fish assemblages for the conservation of stream and rivers in West – Central Mexico. *Conservation Biology* 9(3): 569-584.
- Magurran AE (2004) *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing, Malden, MA. 256 pp.
- Marsh DM, Trenham PC (2008) Current trends in plant and animal population monitoring. *Conservation Biology* 22(3): 647-655.
- Micacchion M (2004) *Integrated Wetland Assessment Program. Part 7: Amphibian Index of Biotic Integrity (AmphIBI) for Ohio Wetlands*. Ohio EPA Technical Report WET/2004-7. Ohio Environmental Protection Agency, Wetland Ecology Group, Division of Surface Water, Columbus, Ohio. 31 pp.
- Miller SJ, Wardrop DH, Mahaney WM, Brooks RP (2006) A plant-based index of biological integrity (IBI) for headwater wetlands in central Pennsylvania. *Ecological Indicators* 6(2): 290-312.
- Niedzwiedz WR, Batie SS (1984) An assessment of urban development into coastal wetlands using historical aerial photography: a case study. *Environmental Management* 8(3): 205-214.
- Noson AC, Hutto RL (2005) *Using bird indices of biotic integrity to assess the condition of wetlands in Montana*. University of Montana. Final report. Montana. 53 pp.
- O'Connell TJ, Jackson LE, Brooks RP (1998) A bird community index of biotic integrity for the Mid-Atlantic highlands. *Environmental Monitoring and Assessment* 51(1-2): 145-156.
- O'Keefe J, Lens P, de Ruyter van Steveninck E, Douven W, van Dam A, van der Steen P (2007) *The environmental integrity of water resources. Water for a Changing World – Enhancing Local Knowledge and Capacity*. Session Environmental Integrity- Background document. UNESCO-IHE. Delft. 11 pp.
- Peterson RT, Chalif EL (1989) *Aves de México: Guía de campo*. Ed. Diana. D. F. 479 pp.

- Pinto BCT, Araújo FG (2007) Assessing of Biotic Integrity of the Fish Community in a Heavily Impacted Segment of a Tropical River in Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 50(3): 489-502.
- Ralph CJ, Geupel GR, Pyle P, Martín TE, De Sante DF, Milá B (1996) Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres. USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-159-Web, Washington DC. 46 pp.
- Ramírez GME (1993) Métodos estadísticos no paramétricos. Universidad Autónoma Chapingo. Texcoco. 223 pp.
- Ramírez-García P, López-Blanco J, Ocaña D (1998) Mangrove vegetation assessment in the Santiago River Mouth, México, by means of supervised classification using Landsat TM imagery. *Forest Ecology and Management* 105(1-3): 217-229.
- Real R, Vargas JM (1996) The probabilistic basis of Jaccard's Index of Similarity. *Systematic Biology* 45(3): 380-385.
- Remsen Jr JV (1994) Use and misuse of bird lists in community ecology and conservation. *Auk* 111(1): 225-227.
- Romero-Gil JC (2000) Reseña histórica de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla. *Universidad y Ciencia* 15(30): 7-14.
- Romero-Gil JC, García-Muñiz A, Bautista-Jiménez CA, Pérez-Alejandro PH (2000) Caracterización de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla. *Universidad y Ciencia* 15(30): 15-28.
- Ross KA, Fox BJ, Fox M (2002) Changes to plant species richness in forest fragments: fragment age, disturbance and fire history may be as important as area. *Journal Biogeography* 29(5-6): 749-765.
- Ruiz-Luna A, Acosta-Velázquez J, Berlanga-Robles CA (2008) On the reliability of the data of the extent of mangroves: A case study in Mexico. *Ocean & Coastal Management* 51: 342-351.
- Santiago AD (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. Villahermosa. 62 pp.
- Shapiro SS, Wilk MB (1965) An analysis of variance test for normality (complete samples). *Biometrika* 52(3-4): 591-611.
- Southwood TRE (1978) *Ecological methods, with particular reference to the study of insect populations.* Chapman & Hall, New York. 534 pp.
- Sudlow BE (2004) Birds as bio-indicators of the ecological integrity of the Sabie River, Mpumalanga. Master of Science Dissertation. Rand Afrikaans University, South Africa. 178 pp.
- Turner II BL, Cortina VS, Foster D, Geoghegan F, Keys E, Klepeis P, Lawrence D, Macario MP, Manson S, Ogneva-Himmelberger Y, Plotkin AB, Pérez SD, Chowdhury RR, Savitsky B, Schneider L, Schmook B, Vance C (2001) Deforestation in the Southern Yucatán Peninsular region: an integrative approach. *Forest Ecology and Management* 154(3): 353-370.
- Vega MA (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. Probaturo-Península de Yucatán. México. 131 pp.
- Villaseñor JF, Hutto RL (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 727. 288 pp.

- Westra I (2005) Ecological Integrity. En: C Mitcham (ed) Encyclopedia of Science, Technology, and Ethics, Vol. 2: D-K. Macmillan, New York. 2297 pp.
- Wilcox DA, Meeker JE, Hudson PL, Armitage BJ, Black MG, Uzarski DG (2002) Hydrology variability and the application of index of biotic integrity metrics to wetlands: a great lakes evaluation. *Wetlands* 22(3): 588-615.
- Winker K, Arriaga WS, Trejo PJJ, Escalante PP (1999) Notes on the avifauna of Tabasco. *Wilson Bulletin* 111(2): 229-235.
- Wootton JT (1998) Effects of disturbance on species diversity: A Multitrophic Perspective. *American Naturalist* 152(6): 803-825.

ANEXOS

Anexo 1. Listado avifaunístico usado en el desarrollo del Índice de Integridad Biológica (IBI) para Pantanos de Centla. 1 = especies residentes de manglar y popal-tular (RMZI), 2 = especies residentes/migratorias (REMI), 3 = especies migratorias (MIGRA), 4 = especies generalistas (G), 5 = especies especialistas de manglar y popal-tular (EMZI), 6 = especies exóticas (EXO), 7 = especies piscívoras (PMZI), 8 = especies piscívoras-malacófagos (PmMZI), 9 = especies granívoras (Gr), 10 = especies omnívoras (O), 11 = especies carnívoras de manglar y popal-tular (CMZI), 12 = especies carnívoras de hábitats generalistas (CHG). + = especies residentes usualmente especialistas de manglar, * = especies residentes usualmente especialistas de zonas inundables de popal-tular, ° = especies residentes usualmente de manglar y zonas inundables de popal-tular.

Annex 1. Avifaunistic list used in the development of the Index of Biological Integrity (IBI) for Pantanos de Centla. 1 = resident species in mangrove and poplar-cattail (RMZI), 2 = resident/migratory species (REMI), 3 = migratory species (MIGRA), 4 = generalist species (G), 5 = specialists species in mangrove and poplar-cattail (EMZI), 6 = exotic species (EXO), 7 = fish-eating species (PMZI), 8 = fish-eating and mollusc-eating species (PmMZI), 9 = grain-eating species (Gr), 10 = omnivorous species (O), 11 = carnivore species in mangrove and poplar-cattail (CMZI), 12 = carnivore species in generalist habitats (CHG). + = resident species usually specialists of mangroves, * = resident species usually specialists of flooded poplar-cattail areas, ° = resident species usually of mangroves and flooded poplar-cattail areas.

Especie	Variables usadas en el IBI											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>Dendrocygna autumnalis</i> °	x				x							
<i>Dendrocygna bicolor</i>		x			x							
<i>Cairina moschata</i> °	x				x							
<i>Anas strepera</i>			x		x							
<i>Anas americana</i>			x		x							
<i>Anas discors</i>			x		x							
<i>Anas clypeata</i>			x		x							
<i>Anas acuta</i>			x		x							
<i>Anas crecca</i>			x		x							
<i>Nomonyx dominicus</i> *	x				x							
<i>Tachybaptus dominicus</i> °	x				x			x				
<i>Podilymbus podiceps</i>		x			x			x				
<i>Phalacrocorax brasilianus</i> °	x				x		x					
<i>Phalacrocorax auritus</i>			x		x		x					
<i>Anhinga anhinga</i> °	x				x		x					
<i>Botaurus pinnatus</i> *	x				x			x				
<i>Botaurus lentiginosus</i>			x		x			x				
<i>Ixobrychus exilis</i> *		x			x			x				
<i>Tigrisoma mexicanum</i> °	x				x			x				
<i>Tigrisoma lineatum</i> °	x				x			x				
<i>Ardea herodias</i>		x			x			x				
<i>Ardea alba</i>		x			x			x				
<i>Egretta thula</i>		x			x			x				
<i>Egretta caerulea</i>		x			x			x				
<i>Egretta tricolor</i>		x			x			x				
<i>Bubulcus ibis</i>				x		x						
<i>Butorides virescens</i> °	x				x			x				
<i>Agamia agami</i> °	x				x			x				
<i>Nycticorax nycticorax</i>		x			x			x				
<i>Nyctanassa violacea</i> °	x				x			x				
<i>Cochlearius cochlearius</i> °	x				x			x				
<i>Eudocimus albus</i>		x			x			x				
<i>Plegadis chihi</i> *		x			x			x				
<i>Platalea ajaja</i>		x			x			x				
<i>Jabiru mycteria</i> *	x				x			x				
<i>Mycteria americana</i>		x			x			x				
<i>Coragyps atratus</i>				x								

Anexo 1. Continuación.
Annex 1. Continued.

Especie	Variables usadas en el IBI											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>Cathartes aura</i>				x								
<i>Cathartes burrovianus</i>				x								
<i>Pandion haliaetus</i>		x			x		x					
<i>Elanus leucurus</i>				x								x
<i>Rostrhamus sociabilis*</i>	x				x						x	
<i>Busarellus nigricollis</i> ^o	x				x						x	
<i>Circus cyaneus</i>			x	x								x
<i>Buteogallus anthracinus</i> ^o	x				x						x	
<i>Buteogallus urubitinga</i> ^o	x				x						x	
<i>Buteo magnirostris</i>				x								x
<i>Caracara cheriway</i>				x								
<i>Falco sparverius</i>			x	x								x
<i>Falco femoralis</i>				x								x
<i>Falco rufigularis</i>				x								x
<i>Falco peregrinus</i>			x	x								x
<i>Laterallus ruber</i>				x								
<i>Aramides cajanea</i> ^o	x				x							
<i>Porphyrio martinica*</i>		x			x							
<i>Gallinula chloropus*</i>		x			x							
<i>Fulica americana</i>			x		x							
<i>Heliornis fulica</i> ^o	x				x			x				
<i>Aramus guarauna</i> ^o	x				x							
<i>Charadrius vociferus</i>			x	x								
<i>Himantopus mexicanus</i>		x			x							
<i>Recurvirostra americana</i>			x		x							
<i>Jacana spinosa*</i>	x				x							
<i>Actitis macularius</i>			x		x							
<i>Tringa flavipes</i>			x		x							
<i>Tringa solitaria</i>			x		x							
<i>Bartramia longicauda</i>			x	x								
<i>Numenius americanus</i>			x	x								
<i>Calidris pusilla</i>			x		x							
<i>Calidris minutilla</i>			x		x							
<i>Calidris bairdii</i>			x		x							
<i>Calidris melanotos</i>			x		x							
<i>Calidris himantopus</i>			x		x							
<i>Tryngites subruficollis</i>			x	x								
<i>Gallinago gallinago</i>			x		x							
<i>Zenaida asiatica</i>		x		x					x			
<i>Zenaida macroura</i>			x	x					x			
<i>Columbina minuta</i>				x					x			
<i>Columbina talpacoti</i>				x					x			
<i>Amazona oratrix</i>	x				x				x			
<i>Tapera naevia</i>				x								
<i>Crotophaga sulcirostris</i>				x								
<i>Streptoprocne zonaris</i>			x	x								
<i>Chaetura pelagica</i>			x	x								
<i>Anthracothorax prevostii</i>				x								
<i>Amazilia beryllina</i>				x								
<i>Amazilia tzacatl</i>				x								

Anexo 1. Continuación.
Annex 1. Continued.

Especie	Variables usadas en el IBI											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>Amazilia yucatanensis</i>				x								
<i>Archilochus colubris</i>			x	x								
<i>Momotus momota</i>				x								
<i>Megaceryle torquata</i> ^o	x				x		x					
<i>Megacerylealción</i>			x		x		x					
<i>Chloroceryle amazona</i> ^o	x				x		x					
<i>Chloroceryle americana</i> ^o	x				x		x					
<i>Chloroceryle aenea</i> ⁺	x				x		x					
<i>Notharchus macrorhynchos</i>				x								
<i>Pteroglossus torquatus</i>				x								
<i>Melanerpes aurifrons</i>				x								
<i>Picoides scalaris</i>				x								
<i>Synallaxis erythrothorax</i>				x								
<i>Thamnophilus doliatus</i>				x								
<i>Camptostoma imberbe</i>				x								
<i>Elaenia flavogaster</i>				x								
<i>Poecilatriccus Sylvia</i>				x								
<i>Todirostrum cinereum</i>				x								
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>				x								
<i>Contopus virens</i>			x	x								
<i>Contopus cinereus</i>				x								
<i>Empidonax alnorum</i>			x	x								
<i>Empidonax albigularis</i>			x	x								
<i>Empidonax minimus</i>			x	x								
<i>Pyrocephalus rubinus</i>				x								
<i>Myiarchus yucatanensis</i>				x								
<i>Myiarchus tuberculifer</i>				x								
<i>Myiarchus crinitus</i>			x	x								
<i>Myiarchus tyrannulus</i>				x								
<i>Pitangus sulphuratus</i>				x								
<i>Megarynchus pitangua</i>				x								
<i>Myiozetetes similis</i>				x								
<i>Myiodynastes luteiventris</i>			x	x								
<i>Tyrannus melancholicus</i>				x								
<i>Tyrannus vociferans</i>		x		x								
<i>Tyrannus verticalis</i>			x	x								
<i>Tyrannus tyrannus</i>			x	x								
<i>Tyrannus forficatus</i>			x	x								
<i>Tyrannus savana</i>				x								
<i>Pachyramphus aglaiae</i>				x								
<i>Tityra semifasciata</i>				x								
<i>Tityra inquisitor</i>				x								
<i>Vireo griseus</i>			x	x								
<i>Vireo pallens</i>				x								
<i>Vireo philadelphicus</i>			x	x								
<i>Vireo flavoviridis</i>			x	x								
<i>Cyclarhis gujanensis</i>				x								
<i>Cyanocorax yncas</i>				x						x		
<i>Cyanocorax morio</i>				x						x		
<i>Cyanocorax yucatanicus</i>				x						x		

Anexo 1. Continuación.
Annex 1. Continued.

Especie	Variables usadas en el IBI											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>Progne subis</i>			x	x								
<i>Progne chalybea</i>			x	x								
<i>Tachycineta bicolor</i>			x	x								
<i>Tachycineta albilinea</i> ^o	x				x							
<i>Stelgidopteryx serripennis</i>		x		x								
<i>Stelgidopteryx ruficollis</i>				x								
<i>Riparia riparia</i>			x	x								
<i>Petrochelidon pyrrhonota</i>			x	x								
<i>Hirundo rustica</i>			x	x								
<i>Campylorhynchus zonatus</i>				x								
<i>Thryothorus maculipectus</i>				x								
<i>Troglodytes aedon</i>		x		x								
<i>Polioptila caerulea</i>		x		x								
<i>Turdus grayi</i>				x								
<i>Mimus gilvus</i>				x								
<i>Bombycilla cedrorum</i>			x	x								
<i>Vermivora peregrina</i>			x	x								
<i>Vermivora celata</i>			x	x								
<i>Vermivora ruficapilla</i>			x	x								
<i>Dendroica petechia</i> ⁺	x				x							
<i>Dendroica pensylvanica</i>			x	x								
<i>Dendroica magnolia</i>			x	x								
<i>Dendroica coronata</i>			x	x								
<i>Dendroica dominica</i>			x	x								
<i>Dendroica palmarum</i>			x	x								
<i>Setophaga ruticilla</i>			x	x								
<i>Protonotaria citrea</i>			x		x							
<i>Limnothlypis swainsonii</i>			x		x							
<i>Seiurus aurocapilla</i>			x	x								
<i>Seiurus noveboracensis</i>			x		x							
<i>Seiurus motacilla</i>			x		x							
<i>Oporornis philadelphia</i>			x	x								
<i>Geothlypis trichas</i>			x	x								
<i>Geothlypis nelsoni</i>			x	x								
<i>Geothlypis poliocephala</i>				x								
<i>Wilsonia pusilla</i>			x	x								
<i>Wilsonia canadensis</i>			x		x							
<i>Icteria virens</i>			x	x								
<i>Habia fuscicauda</i>				x								
<i>Thraupis episcopus</i>				x								
<i>Thraupis abbas</i>				x					x			
<i>Volatinia jacarina</i>				x					x			
<i>Sporophila torqueola</i>				x					x			
<i>Oryzoborus funereus</i>				x					x			
<i>Ammodramus savannarum</i>		x		x					x			
<i>Passerculus sandwichensis</i>		x		x					x			
<i>Zonotrichia capensis</i>				x					x			
<i>Saltator coerulescens</i>				x					x			
<i>Saltator atriceps</i>				x					x			
<i>Pheucticus ludovicianus</i>			x	x					x			

Anexo 1. Continuación.
Annex 1. Continued.

Especie	Variables usadas en el IBI											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>Cyanocopsa cyanooides</i>				x					x			
<i>Cyanocopsa parellina</i>				x					x			
<i>Passerina caerulea</i>			x	x					x			
<i>Passerina cyanea</i>			x	x								
<i>Passerina ciris</i>			x	x								
<i>Spiza americana</i>			x	x					x			
<i>Agelaius phoeniceus</i>				x					x			
<i>Sturnella magna</i>				x								
<i>Dives dives</i>				x								
<i>Quiscalus mexicanus</i>				x								
<i>Molothrus aeneus</i>				x								
<i>Icterus dominicensis</i>				x								
<i>Icterus spurius</i>			x	x								
<i>Icterus cucullatus</i>				x								
<i>Icterus chrysater</i>			x	x								
<i>Icterus mesomelas</i>				x								
<i>Icterus auratus</i>			x	x								
<i>Icterus gularis</i>				x								
<i>Icterus galbula</i>			x	x								
<i>Amblycercus holosericeus</i>				x								
<i>Euphonia affinis</i>				x								
<i>Euphonia hirundinacea</i>				x								