UNIVERSIDAD AUTONOMA DE NUEVO LEÓN

FACULTAD DE CIENCIAS BIOLOGICAS

EVALUACIÓN DE LA INTEGRIDAD ECOLOGICA DE LA COMUNIDAD DEL MANGLAR EN LA RESERVA DE LA BIOSFERA PANTANOS DE CENTLA MEDIANTE INDICADORES BIOLÓGICOS

Por

RAÚL ANTONIO GARZA CUEVAS

Como requisito parcial para obtener el Grado de
DOCTOR EN CIENCIAS con Especialidad en
Ecología Acuática y Pesca

Diciembre, 2005

EVALUACIÓN DE LA INTEGRIDAD ECOLOGICA DE LA COMUNIDAD DEL MANGLAR EN LA RESERVA DE LA BIOSFERA PANTANOS DE CENTLA MEDIANTE INDICADORES BIOLÓGICOS

Comité de Tesis

_____
Director de la tesis
Dr. Mohammad Hosein Badii Zabeh

_____
Secretario
Dra. Adriana Elizabeth Flores Suárez

_____
Vocal
Dr. Salvador Contreras Balderas

_____
Vocal
Dr. Humberto Quiroz Martínez

_____
Vocal
Dr. Rahim Foroughbakhch Pournavab

EVALUACIÓN DE LA INTEGRIDAD ECOLOGICA DE LA COMUNIDAD DEL MANGLAR EN LA RESERVA DE LA BIOSFERA PANTANOS DE CENTLA MEDIANTE INDICADORES BIOLÓGICOS

Comité Académico de Doctorado

_____

_____

_____

_____

_____

Subdirector de Estudios de Posgrado

AGRADECIMIENTOS

Quiero expresar mi más sincero agradecimiento al Dr. Mohammad H. Badii Z. Asesor de mi tesis por su valiosa ayuda en la realización del trabajo. Así como a la Dra. Adriana E. Flores Suárez, al Dr. Salvador Contreras Balderas, al Dr. Humberto Quiroz Martínez y al Dr. Rahim Foroughbakhch P. por su valioso apoyo en la revisión del presente trabajo.

A mi esposa y a mis hijos por ser el derrotero de mis aspiraciones. Y a todas aquellas personas que contribuyeron de una forma u otra en la consecución de este trabajo.

TABLA DE CONTENIDO

Sección		Página
1	RESUMEN	1
2	INTRODUCCIÓN	3
3	HIPÓTESIS	6
4	OBJETIVOS	7
	4.1 Objetivo general	
	4.2 Objetivos particulares	
5	ANTECEDENTES	9
	5.1 La sustentabilidad ambiental como objetivo del desarrollo	9
	5.2 La integridad ecológica de los sistemas naturales.	11
	5.3 El uso de indicadores biológicos en la evaluación de la integridad ecológica de los ecosistemas	13
	5.4 Índices de diversidad ecológica	20
	5.5 Importancia de los humedales	21
	5.6 Áreas Naturales Protegidas	23
	5.8 Reservas de la Biosfera	25
	5.9 Reserva de la Biosfera, Pantanos de Centla	25
6	MÉTODOS	27
6.1	Descripción del área de estudio	27
	6.1.1 Localización geográfica	27
	6.1.2 Condiciones sociales y económicas: uso del suelo	28
	6.1.2.1 Demografía	28
	6.1.2.2 Agricultura	30
	6.1.2.3 Ganadería	32
	6.1.2.4 Pesca	33
	6.1.3 Factores ambientales físicos	34
	6.1.3.1 Clima	34
	6.1.3.2 Hidrología	37
	6.1.3.3 Geología y Geomorfología	38
	6.1.3.4 Suelos	40

6.1.4 Factores ambientales bióticos 41
6.1.4.1 Vegetación 41
6.2 Descripción de los métodos. 43
6.2.1 Descripción del procedimiento de los modelos IVI, Benthic Index y sus modificaciones 44
6.2.1.1 Desarrollo de la base de datos (paso1) 44
6.2.1.1.1 Selección de los sitios de muestreo 45
6.2.1.1.2 Muestreo y análisis de las comunidades vegetales 45
6.2.1.2 Identificación de los sitios de referencia y degradados (paso 2) 46
6.2.1.3 Determinación de los estratos apropiados (paso 3) 47
6.2.1.4 Compilación y calibración de las métricas candidatas (paso4) 47
6.2.1.5 Validación de las métricas candidatas (paso 5) 49
6.2.1.6 Combinación de las métricas en un índice (paso 6) 50
6.2.2 Descripción de los índices de diversidad ecológica de Shannon-Weiner, de Simpson y el modelo de la Serie Geométrica 51

7 RESULTADOS 53
7.1 Resultados del modelo del Índice de Integridad Vegetativa (IVI). 53
7.1.1 Desarrollo de la base de datos (paso1) 53
7.1.2 Identificación de los sitios de referencia y degradados (paso 2) 54
7.1.3 Determinación de los estratos apropiados (paso 3) 56
7.1.4 Compilación y calibración de las métricas candidatas (paso4) 56
7.1.4.1 Métrica 1: Índice de similitud de la comunidad. 57
7.1.4.2 Métrica 2: Riqueza de taxa 58
7.1.4.3 Métrica 3: Biomasa persistente. 60
7.1.4.4 Métrica 4: Condición de desarrollo. 61
7.1.4.5 Métrica 5: Afinidad a la humedad. 62
7.1.4.6 Métrica 6: Porcentaje de contribución de la especie dominante. 64
7.1.4.7 Métrica 7: Categoría de protección o estatus. 65
7.1.5 Validación de las métricas candidatas (paso 5) 67
7.1.6 Combinación de las métricas en un índice (Paso 6). 69
7.2 Resultados de los Índices de Diversidad Ecológica y del Modelo de la Serie Geométrica 74

8 DISCUSIÓN 78
8.1 Descripción del manglar 78
8.2 Índices multimétricos 79
8.3 Índices de diversidad 82

9 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES 84

10 LITERATURA CITADA 86

11 APÉNDICE 93

LISTA DE TABLAS

Tabla		Página
I	Tipos de índices genéricos que agrupan las distintas formas de uso de los indicadores biológicos.	15
II	Temperatura y precipitación promedio registrada en la reserva de la Biosfera Pantanos de Centra.	35
III	Tipos de suelo presentes en la reserva de la Biosfera Pantanos de Centla.	41
IV	Localización de los sitios de muestreo en el manglar de la reserva de la biosfera, Pantanos de Centla. Coordenadas geográficas de los doces sitios y sus localidades	45
V	Descripción de las métricas de la comunidad de Manglar seleccionadas y modificadas para la evaluación de la integridad biológica de la comunidad y su respuesta al disturbio	48
VI	Concentración de los datos de densidad y de las especies colectadas en el manglar de la reserva de la biosfera, Pantanos de Centla.	54
VII	Escala ordinal para categorizar la hidrofilia de las especies de los humedales. USFWS, National List. 1996	63
VIII	Valores de las métricas para cada uno de los sitios evaluados	70
IX	Valores de IVI de cada métrica por sitio y valores de IVI final transformado con base en 100.	71
X	Valores de los cuartiles por métrica para su transformación ordinal a valores de IVI	71
XI	Escala ordinal para la interpretación de los valores finales del IVI	72
XII	Concentración de los valores de los índices de diversidad ecológica	74
XIII	Matriz DE Comparación de Hutcheson de pares de Muestras	77

LISTA DE FIGURAS

Figuras		Página
1	Ubicación de la reserva de la biosfera Pantanos de Centla	28
2	División municipal y área de la reserva de la biosfera Pantanos de Centla que comprende los municipios de Centro, Centla, Macuspana y Jonuta	30
3	Tierras bajas de Tabasco no aptas para la agricultura	31
4	Tierras bajas de Tabasco no aptas para la ganadería	33
5	Climas de la reserva de la biosfera Pantanos de Centla.	36
6	Hidrología del estado de Tabasco.	38
7	Geomorfología de la reserva de la biosfera Pantanos de Centla	39
8	Vegetación y uso actual del suelo de la reserva de la biosfera Pantanos de Centla	42
9	Gráfica de Caja de los percentiles de las métricas para los 12 sitios de muestreo	56
10	Promedios del índice de similaridad de Jaccard	58
11	Gráfica de la riqueza de especies	59
12	Gráfica de la biomasa persistente	60
13	Gráfica de la abundancia de las especies primarias en la comunidad de manglar	62
14	Gráfica de Afinidad a los humedales	63
15	Gráfica de las especies dominantes	64
16	Gráfica de las especies bajo protección	65
17	Gráfica de caja de los percentiles de cada métrica	67

18 Dendrograma con liga simple y distancia Euclideana de las métricas 68

19 Percentiles del sitio de referencia y rango de valores del IVI de acuerdo al cradiseccionamiento 70

20 Gráfica de la distribución de los valores del IVI por sitio 72

21 Dendrograma con liga simple y distancia Euclideana de similaridad entre sitios 73

22 Gráfica de distribución de los valores de E 75

23 Gráfica de dispersión de los valores del índice E con respecto a la abundancia de los individuos. 75

24 Gráfica de la distribución de los valores de D, para los sitios evaluados 76

25 Modelo de abundancia de la Serie Geométrica para las especies del manglar 77

1. RESUMEN

Los humedales de Tabasco tienen un gran valor como refugio biológico para la biodiversidad en el sur de México. A través del estado de Tabasco fluye más del 30 por ciento del total del agua de precipitación del país. Los ríos Grijalva y Usumacinta cruzan a lo largo de la región de los "Pantanos de Centla", área declarada como reserva de la Biosfera en 1992. Tiene una extensión de 302,706 hectáreas y varias organizaciones nacionales e internacionales la han reconocido como una importante área natural para la conservación. Las comunidades biológicas más importantes en la reserva son el manglar, la selva mediana subperennifolia, los popales y los tulares. Las especies dominantes del manglar son: Mangle Rojo (*Rhizophora mangle*); Mangle Negro (*Avicennia germinans*); Mangle blanco (*Laguncularia racemosa*), y Mangle prieto (*Conocarpus erectus*). El propósito del trabajo fue determinar la tendencia de la diversidad e integridad de la comunidad de manglar por medio de la metodología de los índices multimétricos, en especial, el índice de integridad vegetativa, componente esencial del Wetland Health Assessment Toolbox (WHAT). Los atributos biológicos utilizados en el trabajo fueron la riqueza de especies y la abundancia como parámetros primarios. Las métricas en general fueron modificadas y se seleccionaron siete métricas para ser usadas en el IVI: similaridad de la comunidad, riqueza de especies, biomasa persistente, condición de desarrollo, afinidad a la humedad, contribución de la especie dominante y categoría de protección. También fueron aplicados los índices estructurales de Shannon-Weiner y Simpson y, además, se probaron estadísticamente los resultados del índice de Shannon-Weinner mediante el método de Hutcheson. En el trabajo de campo se identificaron 25 especies, con 894 individuos en 12 sitios de muestreo. En general, se encontró que la integridad del manglar oscila entre la condición de excelencia y la condición pobre entre los mismos sitios de la Laguna El Cometa y la Laguna El Coco. El sitio con la más baja integridad de IVI, fue el M6 y el sitio con la mejor integridad de IVI fue el M8, pertenecen ambos a la Laguna El Cometa. Por otra parte, los resultados d los índices de diversidad ecológica mostraron una relación inversa con respecto a los resultados de la integridad del IVI pues el sitio con más alta diversidad fue el M6 y el de más Baja diversidad fue el M8 ambos de la Laguna El Cometa. Como conclusión la condición general ha sufrido cambios siendo evidente la reducción de las comunidades de manglar y la alteración diferenciada dentro de las mismas localidades.

ABSTRACT

Tabasco wetland has a great value as biological refugee to biodiversity on Southern Mexico. Throughout Tabasco streams flow more than 30 percent of the total amount of precipitation in Mexico. The Grijalva and Usumacinta rivers, crossing along the "Pantanos de Centla" region and it was declared as Biosphere Reserve in 1992. It has an extension of 302,706 hectares. Some National and International organizations have recognized the Pantanos de Centla as an important area for conservation of the biodiversity. The most important biological communities inside this Reserve are Mangrove, Medium Tropical Forest Moist, Popales, and Tulares. The mangrove has many variants related to contribution of brackish water and fresh water. Dominant species of mangrove are Mangle Rojo (*Rhizophora mangle*); Mangle Negro (*Avicennia germinans*); Mangle blanco (*Laguncularia racemosa*), and Mangle prieto (*Conocarpus erectus*). The purpose of this work was to determine the tendency of plant diversity and integrity of the mangrove communities with multimetric index methodology, specially Integrity Vegetative Index (IVI), essential element of Wetland Health Assessment Toolbox (WHAT). The primary biological attributes of this method were species richness and abundance of species. The metrics in general were modified and it was selected seven metrics in order to use with IVI. The metrics were: similarity community, species richness, persistent biomass, succession state, wetland affinity and dominant species contribution and rare/endanger classification. Also Shannon-Weiner and Simpson indices were used. The difference between Shannon indices was also analyzed using the Hutcheson method, based in sample pair's comparison. The fieldwork registered 25 species identified from 894 individuals evaluated in 12 samples. Ecological integrity of mangrove oscillated in an excellence condition between pour condition in the same sites of El Cometa Lagoon and El Coco Lagoon. The site with the low integrity of IVI was M6 and the site with best integrity was M8, both of El Cometa Lagoon. In the other hand, the ecological diversity index results show an inverse relation with integrity results of IVI because the site with high diversity was M6 and the site with low diversity was M8, both of El Cometa Lagoon. As a conclusion the general ecological condition has suffered changes with evident reduction of mangrove community and differentiated affectation of same localities.

2. INTRODUCCIÓN

"Cultura es contra Natura", en estas cuatro palabras se intenta resumir la casi imposibilidad de conciliar el desarrollo económico con la conservación de la Naturaleza. Es bien sabido que el desarrollo económico convencional está basado en la premisa del uso indiscriminado de los recursos naturales, considerados estos, elementos infinitos en las ecuaciones económicas. Por ende, en el afán del "progreso", tanto los países industrializados, como aquellos en vías de desarrollo, han alcanzado niveles críticos de deterioro en la estructura y función de numerosos ecosistemas, sino es que en todos. Dichos efectos se manifiestan en diferentes escalas del paisaje y del espectro biológico de organización de la vida. México y sus ecosistemas, no son la excepción y la intervención de sus habitantes en las comunidades de flora y de fauna, en términos históricos y actuales, está ampliamente documentada, pues dicha intervención en los ecosistemas del país fue intensificada a partir de la llegada de los españoles. Con todo, es en el siglo XX, cuando se torna más evidente la presión sobre los recursos del país y del ambiente en general. Dicha presión continúa hasta la fecha a pesar de distintos esfuerzos de programas oficiales e incluso de organizaciones privadas.

En este contexto, los estudiosos del ambiente y de áreas relacionadas han contribuido con diversas herramientas basadas en los principios científicos, a la búsqueda de las mejores soluciones para compensar, mitigar o revertir el efecto negativo del desarrollo económico. Algunos de los instrumentos que actualmente están en práctica, son: las evaluaciones del impacto ambiental, los análisis de riesgo ecológico, el ordenamiento o planeación ecológica, los índices o indicadores biológicos; todos ellos usados en diferentes formas para evaluar múltiples parámetros ambientales en términos de la integridad ecológica, de la biodiversidad y de las condiciones del hábitat en los ecosistemas.

Todas estas herramientas son útiles en la evaluación de los efectos causados sobre el ambiente derivados del desarrollo económico. El espectro de modelos es muy diverso pero algunas de ellas son específicas, por ejemplo, la metodología de evaluación de los impactos ambientales cuya aplicación se restringe al ámbito de las nuevas obras o proyectos de desarrollo. Aunque esta herramienta fue creada para evaluar los efectos potenciales de los futuros desarrollos, el procedimiento de evaluación puede ser usado para caracterizar el efecto negativo sobre el ambiente provocado por cualquier actividad

del desarrollo económico. Otras herramientas importantes usadas para evaluar las condiciones ecológicas son los índices o indicadores biológicos los cuales permiten determinar la integridad ecológica de un ecosistema.

Por otra parte, aunque todos los sistemas naturales adquieren importancia por si mismos, algunos adquieren mayor relevancia en virtud de la riqueza biológica que mantienen o por la gran cantidad de servicios ambientales que ofrecen. Dichos servicios ambientales se traducen en la estabilidad de los sistemas sociales y económicos en el desarrollo del ser humano. Entre los sistemas naturales que han adquirido gran importancia en la escala internacional y local se encuentran los ecosistemas de humedal, pues ellos aportan una alta productividad biológica, comparable con la de selvas tropicales y con los arrecifes de coral (Novelo y Lot, 1988). Además, proporcionan protección y alimento a un buen número de especies de plantas y de animales, y tienen influencia sobre el flujo, almacenamiento y calidad del agua (EPA, 1995). Los humedales son considerados como uno de los mayores productores y exportadores de energía, ya que intervienen en el reciclaje de los nutrientes disponibles para diversos organismos de la cadena trófica (Toledo et al, 1987). Por su conformación y condiciones de equilibrios ecológicos, muchas veces frágiles, los humedales se cuentan entre los ecosistemas más amenazados; debido a que un buen número de procesos antropogénicos que afectan a estos sistemas involucran actualmente actividades de drenaje, relleno y desmontes, o bien se basan en la explotación directa de especies silvestres o simplemente son vertederos de contaminantes (García, 1988).

En México, como en la mayoría de los países tropicales, los ecosistemas están siendo modificados rápidamente y en una escala masiva; particularmente en el estado de Tabasco el paisaje se encuentra muy alterado, esto a causa de la ampliación de la llamada frontera agropecuaria y de las actividades petroleras (Barrera et al, 1988). Originalmente, la riqueza natural del Estado estaba constituida por selvas, manglares, pantanos, tíntales y espadañales, tan sólo por mencionar algunas de las comunidades más sobresalientes; sin embargo, la mayor parte de esta cubierta vegetal se ha perdido junto con la enorme riqueza florística y faunística que albergaba (Barrera et al, 1988). Esta problemática motiva la necesidad de proteger los últimos relictos de los ecosistemas naturales representativos del estado, creándose el Sistema de Áreas Naturales Protegidas del Estado de Tabasco (SANPET). Por otra parte, en el ámbito federal se decreta en el año 1992, el área natural protegida bajo la categoría de Reserva de la Biosfera la zona que comprende a los “Pantanos de Centla” (DOF, 1992). Sin embargo, el decreto no es un obstáculo para el desarrollo de actividades antropogénicas como urbanización, industrialización, agricultura, navegación, alteración del régimen hidrológico de la cuenca del Grijalva-Usumacinta por construcción de presas, pesca y la explotación de hidrocarburos, factores que están alterando el funcionamiento natural de la Reserva y por consiguiente, de las especies florísticas y faunísticas que en ellos habitan (SEMARNAP, 1997).

En virtud de las razones anteriores, el interés de la presente investigación consiste en la evaluación de la integridad ecológica de los manglares en la Reserva de la Biosfera, Pantanos de Centla, mediante distintas herramientas de evaluación biológica. La primera de las premisas que sustentan el trabajo, se basa en el principio ecológico general de la representatividad de la vegetación en los ecosistemas. En términos fisonómicos la vegetación es el elemento más tangible de un ecosistema y, por ende, cualquier cambio no-natural en la misma representa cambios substanciales en los demás ensamblajes biológicos e incluso en el hábitat en general. Una segunda premisa se basa en la modificación de los índices biológicos de evaluación de la integridad y de la diversidad ecológica. Finalmente, la tercera premisa plantea que no es necesario analizar el total de ensamblajes biológicos de un ecosistema y la multiplicidad de parámetros que los definen para identificar las tendencias de deterioro. En el caso de la vegetación se presupone que es suficiente analizar dos de los atributos biológicos principales: la riqueza de especies y la densidad de las especies; atributos biológicos primarios de los cuales es posible derivar atributos o parámetros secundarios.

3. HIPÓTESIS

En términos estadísticos la hipótesis de la investigación considera la premisa de la igualdad de las condiciones del manglar para los diferentes sitios de muestreo en la reserva basada en las pruebas de medias, análisis de varianza de las muestras estudiadas, por lo tanto, la hipótesis planteada es la siguiente:

Ho = No existe diferencia en el grado de conservación, en la integridad y en la diversidad ecológica de la vegetación en los distintos sitios muestreados del manglar en la reserva de la biosfera, Pantanos de Centla.

Ha = Existe diferencia en el grado de conservación, en la integridad y en la diversidad ecológica de la vegetación en los distintos sitios muestreados del manglar en la reserva de la biosfera, Pantanos de Centla.

Sin embargo, haciendo a un lado las hipótesis estadísticas y sin restar su importancia, es posible plantear una hipótesis fundamental que no contempla determinar si dos poblaciones o muestras tienen una media diferente, sino contestar a la pregunta. ¿Cada uno de los sitios o muestras, satisfacen las condiciones de referencia? y en supuesto caso de no satisfacerlas se plantea una segunda pregunta ¿Qué tan alejada es su desviación de las condiciones de referencia? En sí, desde el campo biológico, es más importante en principio contestar ambas preguntas. No obstante en el presente trabajo los análisis llevados a cabo se ajustan a los procedimientos estadísticos requeridos.

4. OBJETIVOS

4.1 Objetivo General.

El propósito del presente estudio consiste en la evaluación de la integridad y diversidad ecológica de la comunidad del Manglar de la Reserva de la Biosfera, Pantanos de Centla en el estado de Tabasco a través de métodos rápidos, simples y de bajo costo que permitan explicar la condición de la vegetación, y que sean capaces de generar información confiable para el proceso de la toma de decisiones en la implementación de programas de conservación y/o restauración. Los índices aplicados comprenden los modelos de índices de comparación o similitud (multimétricos) basados en atributos biológicos, especialmente, el Índice de Integridad Vegetativa (Integrity Vegetative Index, IVI), junto con los índices de diversidad de Shannon-Weinner, Simpson.

4.2 Objetivos Particulares

Los objetivos particulares son:

a) Colecta y procesamiento de los registros totales de las especies vegetales de la comunidad de Manglar en la reserva de la biosfera, Pantanos de Centla.

b) Evaluación de la integridad ecológica del manglar en la reserva de la biosfera Pantanos de Centla, mediante los atributos biológicos de la riqueza de especies y la abundancia de las especies generando una propuesta de modificación al Índice de Integridad Vegetativa (IVI).

c) Seleccionar, calibrar y validar el uso de las métricas de evaluación de la integridad ecológica más adecuadas para su aplicación en el IVI.

d) Análisis de la diversidad ecológica del manglar de la reserva de la biosfera, Pantanos de Centla, mediante los índices estructurales de diversidad de Shannon-Weiner y Simpson.

e) Comparar los resultados de los índices de diversidad con los resultados del índice de integridad ecológica del IVI.

5. ANTECEDENTES

Los animales, las plantas y los microorganismos de la Tierra interactúan unos con otros y con el medio físico logrando un equilibrio natural en los sistemas que forman, constituyéndose de este modo en la piedra angular para el desarrollo sustentable de las sociedades de los seres humanos. La premisa anterior debe ser la base filosófica del manejo y la conservación de los ecosistemas en el mundo, y existe, hoy en día, una real preocupación por conservar la integridad de los ecosistemas dado que los mismos proporcionan un gran número de servicios ambientales, procesos, bienes y productos que son imprescindibles para mantener una adecuada calidad de vida de los seres humanos.

5.1 La Sustentabilidad Ambiental como Objetivo del Desarrollo.

Es a partir de la década de los 70 que los responsables de las políticas de desarrollo de las sociedades humanas en el mundo, incorporan en su lenguaje y en el proceso de toma de decisiones, los conceptos de la sustentabilidad y de algunos otros fundamentados en los principios ecológicos. Esto, se debió al surgimiento y a la frecuencia con que aparecían distintos problemas y crisis ambientales en diferentes escalas que afectaban directamente al desarrollo. Ante la necesidad de incorporar en las políticas de desarrollo las herramientas ecológicas para lograr la sustentabilidad, se dispara la actividad científica para estudiar y definir los mecanismos más adecuados para implementar los programas y las políticas de desarrollo con miras a lograr la sustentabilidad.

El desarrollo sustentable requiere en su operación de indicadores que puedan servir como herramientas de información para la evaluación de las consecuencias ambientales derivadas de las actividades sociales y económicas. Estos indicadores deben, por lo menos, cubrir tres áreas: (1) Presiones que el sistema socio–económico impone sobre el ambiente, (2) El estado del ambiente y (3) Las respuestas socio–económicas (Bittermann & Haberl, 1998). En una palabra deben evaluar el desempeño del desarrollo.

Una de las estrategias más importantes para la operación del concepto de desarrollo sustentable es la determinación y uso de los indicadores de sustentabilidad. El término indicador de acuerdo a su origen, en latín significa revelar, apuntar o señalar, anunciar o hacer del conocimiento público. En otro contexto es considerado como un estimador o una forma de determinar los precios en el mercado (Hammond et al., 1995). Por otra parte, los indicadores del desarrollo sustentable tienen tres funciones principales (Moldan et al., 1997): (1) La simplificación para el usuario de la información sobre el estado de un sistema, el cual es demasiado complejo para ser evaluado o medido directamente. (2) La cuantificación y (3) La comunicación.

En el ámbito internacional, la Agencia Ambiental Europea está trabajando en el desarrollo de indicadores del estado del ambiente y por su parte, el Banco Mundial está tratando de desarrollar definiciones y medidas de sustentabilidad. Por su naturaleza los indicadores deben presentar información de manera cuantitativa y deben permitir la descripción de los procesos sociales, políticos, públicos o naturales. De este modo, los indicadores pueden ser vistos como un modelo empírico de la realidad (Hammond et al., 1995; Morrey, 1996).

Una de las formas de definir los indicadores es a través del esquema fundamentado en la respuesta a la presión por parte del sistema, la cual se da en función de su condición o estado, siendo posible distinguir tres niveles: (1) las presiones que la sociedad impone al ambiente (Indicadores de presión). (2) el estado del ambiente (Indicadores de estado). Y (3) las medidas que debe tomar la sociedad para mejorar el ambiente (Estrategias de reparación) (Bittermann & Haberl, 1998). Son numerosos los enfoques dados a la sustentabilidad y cada una de las distintas disciplinas involucradas en el desarrollo presenta un sesgo particular de tal modo que la ciencia ambiental no es la excepción. En un trabajo desarrollado por The Ecological Society of America en 1995, se menciona que a pesar de la amplia difusión que el concepto de sustentabilidad ha tenido en los años recientes incluyéndolo en leyes y reglamentos, así como en los objetivos de manejo de diferentes agencias de gobierno, no ha sido posible lograr que sea de utilidad práctica porqué aún persiste, en un gran número de esquemas administrativos, el enfoque de la maximización del rendimiento a corto plazo y por ende, la obtención de ganancias económicas más que las de sustentabilidad a largo plazo. De acuerdo al mismo trabajo elaborado por The Ecological Society of America (ESA, 1995) son numerosos los obstáculos que contribuyen a ésta disparidad o inequidad y entre ellos están: 1) La información inadecuada sobre la diversidad biológica de los ecosistemas. 2) La amplia diseminación de la ignorancia acerca del funcionamiento y dinámica de los ecosistemas. 3) La interconectividad de los ecosistemas en escalas que trascienden los límites administrativos. Y 4) la percepción prevaleciente del público acerca de que los

valores sociales y económicos inmediatos pesan más que el riesgo de los futuros daños a los ecosistemas o los beneficios de los esquemas de administración alternativos.

En términos prácticos la sustentabilidad es uno de los numerosos elementos incluidos en el esquema de la administración y manejo de los ecosistemas. La misma The Ecological Society of America (ESA, 1995) define la administración y manejo de los ecosistemas de la siguiente manera: Es aquella administración conducida por metas explícitas, ejecutada por políticas, protocolos y prácticas y con mecanismos para dar seguimiento e investigar con base en nuestro mejor entendimiento de las interacciones ecológicas y los procesos necesarios para sostener la composición del ecosistema en su estructura y función. Es decir, en términos sustentables.

En la búsqueda de la sustentabilidad, el campo de la ecología ha acuñado algunos otros términos como es el concepto de la integridad ecológica con el objetivo de lograr mejores estimaciones de las condiciones de los ecosistemas. La aplicación del concepto de la integridad ecológica, la representación de los ecosistemas y la caracterización del paisaje, es sólo el primer paso para el diseño de los programas de conservación y de las áreas sujetas a protección. La representación por si sola no asegura que los procesos naturales serán mantenidos o que las especies nativas sobrevivirán.

5.2 La integridad ecológica de los sistemas naturales.

La evaluación de la condición general del ecosistema es bastante difícil debido a la existencia de múltiples variables. La dificultad es más evidente cuando se incorporan conceptos que por su naturaleza son muy amplios o generales en su significado restando posibilidades a su aplicación en áreas específicas. Tal es el caso del término integridad y, especialmente, del término salud del ecosistema. A este respecto, Karr (1998) menciona que el diccionario Webster define Salud, como una condición floreciente, de bienestar, vitalidad o prosperidad. Una persona saludable está libre de enfermedades físicas, una persona saludable lo es en mente, cuerpo y espíritu. Un organismo es saludable cuando desarrolla todas sus funciones vitales de manera normal y apropiada y cuando es capaz de recuperarse de las condiciones adversas normales. Por otra parte, un país es saludable cuando su economía provee el bienestar a sus ciudadanos. Y finalmente un ambiente es saludable cuando el suministro de bienes y servicios requeridos por los seres humanos y del resto de los organismos residentes es sustentable. La posible utilidad del concepto salud de los ecosistemas ha sido aceptada por unos y negada por otros, entre estos últimos está Suter (1993) quien insiste que el término salud es inapropiado debido a que la salud no es una propiedad o característica ecológica observable, de acuerdo a Suter, la salud es una propiedad sólo de los organismos.

Otros autores han trabajado en dirección a encontrar argumentos científicos que apoyen el uso del término salud en un contexto ecológico, frecuentemente igualando el término salud con frases como auto organización, amortiguación y productividad del ecosistema. Entre ellos están, Constanza, Haskell y Norton (1992) quienes sugieren que un ecosistema es saludable si este es activo y mantiene su organización y autonomía en el tiempo junto con su capacidad de amortiguación. Constanza (1992) va más allá proponiendo un índice de salud del ecosistema como el producto del vigor del ecosistema (producción primaria o el metabolismo), organización (diversidad de especies o interacciones) y la capacidad de adaptabilidad (resistencia o recuperación a los daños). Por su parte, Karr (1998) menciona que esos criterios no son defendibles, puesto que su aplicación a casos como un ecosistema acuático, podría considerarse entonces que un lago oligotrófico es menos saludable que un lago eutrófico altamente productivo.

A pesar de que la literatura y los trabajos realizados sobre distintos temas ecológicos en México son relativamente abundantes, no existe aún el acervo o integración suficiente de información que pueda ser utilizada en el diseño de programas de conservación y de manejo sustentable de los ecosistemas. Esto sucede, porqué gran parte de la información referida a un área específica, está dispersa o fragmentada, tanto en la escala espacial como en la temporal, sin embargo, esto no significa que su utilidad sea menor, es decir, que aún y cuando el conocimiento sobre un área particular sea parcial, es posible utilizar dicha información para definir posibles tendencias o condiciones de las comunidades biológicas e incluso para presentar un marco preliminar de las condiciones del ecosistema.

La salud del ecosistema y/o su integridad ecológica es evaluada actualmente con base en indicadores biológicos, cuya medición se fundamenta en estudios de campo que incluyen series de tiempo. Sin embargo, un gran número de los estudios realizados en los ecosistemas de las regiones que están en vías de desarrollo no está basado en series de tiempo y por lo tanto, es difícil aplicar a los objetivos de la conservación aquellos modelos que han sido generados bajo ésta condición. Una alternativa para evaluar las condiciones de integridad ecológica de las comunidades es generar modelos simplificados con base en la información histórica disponible y en la información puntual extraída en el trabajo de campo desarrollado en un momento y en un lugar determinado. Esto, significaría tomar una “fotografía instantánea” de la comunidad. Es cierto, que una de las características más importantes de las comunidades biológicas es su capacidad de cambio o evolución y que por ésta razón, es difícil la toma de decisiones basada sólo en información parcial. Sin embargo, cuando uno extrae información de una comunidad es posible caracterizar su estado momentáneo y en función de dicho estado inferir posibles tendencias de cambio.

El desarrollo de la sociedad humana está basado en el uso de los recursos naturales, el cual es apoyado por factores tecnológicos, que en forma conjunta han intensificado el impacto negativo que el ser humano ejerce sobre el ambiente, deteniendo o alterando en términos generales, el proceso evolutivo o disminuyendo la capacidad de cambio propia de las comunidades biológicas. Esta situación ha provocado que las comunidades presenten comportamientos distintos a los marcados por los procesos "naturales" y que además, sea imprescindible aplicar medidas correctivas con base en la poca información disponible que describe o caracteriza a las comunidades. Por ésta razón, es imperativo formular modelos simplificados que sean capaces de señalar y de proveer la información necesaria para revertir los procesos degenerativos de los ecosistemas y propiciar su restauración. Los mismos bioindicadores que se usan en los estudios con series de tiempo son factibles de ser usados, con las reservas del caso, en evaluaciones de la integridad de los distintos ensamblajes de los ecosistemas.

En términos puntuales la integridad ecológica es definida como el grado en el cual todos los componentes del ecosistema y sus interacciones están representados y operando en una situación normal o estándar. Bajo términos similares también ha sido definida como los elementos interconectados del hábitat de un ecosistema y los procesos que lo crean y lo mantienen, y que son capaces de sostener a toda la biota adaptada a una región determinada (Covich, 1994).

5.3 El uso de indicadores biológicos en la evaluación de la integridad ecológica de los ecosistemas.

Los índices son mediciones altamente agregadas que integran a los indicadores más importantes con capacidad para describir el desempeño de un sistema. Los índices simplifican a los sistemas complejos y frecuentemente se ajustan a un número el cual es útil para el proceso de toma de decisiones pero, si las piezas o elementos más importantes de la información se pierden o son representadas inadecuadamente en el índice, se caerá en falsas señales o en un sentido de incertidumbre y, posiblemente, en fallas en el proceso de la toma de decisiones (Garza-Cuevas, 2004)

Es importante en este punto diferenciar la aplicación de los indicadores para evaluar la integridad de los ecosistemas y/o comunidades. Es decir, la integridad ecológica puede ser evaluada por indicadores ecológicos y/o biológicos. En este sentido

un “Indicador Ecológico” es definido como: aquella característica de un ecosistema que está relacionada o es derivada de un atributo biótico o abiótico que puede proveer información cuantitativa de la función, estructura o condición ecológica. Por otra parte un “Indicador Biológico” es definido como: un organismo, especie o comunidad cuyas características muestran o representan la presencia de condiciones ambientales específicas.

Los principios de la evaluación biológica están fundamentados en el resultado de los procesos evolutivos de cada especie con base en su adaptación a las condiciones de la región biogeográfica nativa. De tal manera un ambiente determinado soportará un ensamblaje de organismos similar al producido por los procesos evolutivos de largo plazo con una alta integridad biológica. Los cambios de las condiciones ambientales que resultan de las actividades humanas causarán la disminución de la integridad biológica, convirtiendo el ambiente en inhabitable para los organismos nativos. Los rangos de respuesta de los organismos vivos van desde el ámbito biomolecular hasta el ámbito de la población y de la comunidad, es decir, es un espectro muy amplio que va de lo micro a lo macro.

Después de décadas de estudio, los científicos han determinado que la presencia, condición y cantidad de organismos presentes en un ecosistema pueden proveer información precisa acerca de la “salud” de una comunidad desde el punto de vista evolutivo. Los usos primarios de indicadores biológicos consisten en caracterizar la condición actual de un sitio y dar seguimiento o predecir cambios significativos. Entre las fortalezas del uso de los índices están los siguientes:

a) Utilizan atributos cuantificables que han sido probados en una amplia variedad de influencias humanas.
b) Proveen información sobre patrones relevantes.
c) Los resultados son precisos y fácilmente comunicables al público.

Antes de aplicar una metodología de índices multimétricos la EPA (1995) recomienda evitar ciertos criterios como:

a) Asumir que el hábitat es independiente de las actividades humanas.
b) Examinar todo el gradiente humano de influencia.
c) Utilizar una sola ecoregión o subregión.
d) Colectar más datos de los necesarios.
e) Tomar datos en una sola temporada.

Los índices aplicados en la evaluación ambiental han sido agrupados por Covich (1994) en tres tipos generales: a) los índices bióticos, b) los índices de diversidad de especies y, c) los índices comparación o de similitud. En la tabla 1, están descritos en forma general los tres tipos mencionados de índices.

Tabla I.
Tipos de índices genéricos que agrupan las distintas formas de uso de los indicadores biológicos

Tipo de índice	**Descripción general**
Índices bióticos	Específicos al tipo de agente contaminante o de alteración y al tipo de área. Son usados para clasificar los tipos de contaminación y el grado de tolerancia de los organismos indicadores.
Índices de diversidad	Mide la riqueza o número de taxa distintos (especie, género, familia, orden) en un sitio, la homogeneidad, la abundancia relativa de los diferentes grupos taxonómicos, determinada por el conteo de todos los organismos colectados.
Índices de comparación o similitud	Hace la comparación de la estructura de la comunidad en riqueza y/o similitud en el tiempo y el espacio. Un ejemplo es el IBI, Índice de Integridad Biótica que compara las medidas de la distribución y abundancia de varias especies de peces de un cuerpo de agua contra otro de referencia en la misma región. Un índice similar es el ICI, Índice de la Comunidad de Invertebrados que compara la distribución y abundancia de los macro invertebrados.

Los criterios usados para evaluar la integridad ecológica pueden ser seleccionados de cualquier nivel de la organización biológica, sin embargo los criterios biológicos basados en los niveles de población, comunidad y ecosistema son los más relevantes en su respuesta a los disturbios o alteraciones ecológicas (Covich, 1994). Las mediciones en el nivel de población incluyen estimaciones de la densidad, biomasa, tasas de crecimiento poblacional, estructura de edad, distribución de sexo y estructura genética. Los criterios del nivel de comunidad usados con más frecuencia son las típicas medidas estructurales como abundancia reducida, riqueza reducida de especies, y cambio en la composición de la comunidad en un espectro que va de las especies más sensibles a las más tolerantes.

Debido a que los organismos están sujetos a una gran variedad de factores de alteración del ambiente es necesario desarrollar múltiples medidas de la condición de "salud", con el propósito de apoyar la identificación y la separación de los efectos que son inducidos por los seres humanos, por ejemplo contaminantes, de aquellos que son naturales, como la disponibilidad de hábitat y de alimento.

Cuando los factores de tensión o disturbio de las comunidades biológicas son agentes contaminantes, es común utilizar como característica primordial de los indicadores, la condición fisiológica de los organismos. Esta característica en particular es clasificada en tres categorías o zonas mayores basadas en el nivel de daño causado. Las zonas o categorías de acuerdo al daño o incapacidad de los organismos son: zona de más sensibilidad, zona de sensibilidad moderada y zona de menor sensibilidad. El funcionamiento de los organismos con base en éstas zonas, produce una curva en la cual cada zona de incapacidad por salud, enfermedad y muerte es descrita en función del grado de deterioro que puede ser: homeostasis (poca o nada alteración), compensación (mecanismos que propician el retorno a las condiciones originales) y sin compensación (daño severo, sin recuperación). Con base en las tres condiciones de incapacidad y las tres condiciones de deterioro se obtienen los bioindicadores representativos para cada zona. Por ejemplo, en la zona más sensible es posible usar como indicadores las enzimas de desintoxicación, daño al ADN, enzimas antioxidantes, química sanguínea entre otros. Para la zona de sensibilidad moderada pueden usarse histopatologías seleccionadas, sistemas inmunes, parámetros reproductivos, crecimiento, coeficientes de condición. Y para la zona de menor sensibilidad es posible usar parámetros poblacionales, parámetros de la comunidad, alteraciones en la conducta sexual, alteraciones en la cadena de alimentos y relaciones entre los niveles tróficos.

Queda claro que conforme se escala en los niveles de la organización biológica desde los inferiores a los superiores, los bioindicadores son menos potentes para señalar o caracterizar la salud de los organismos y de las comunidades. Esto se correlaciona directamente con la falta de información de series de tiempo. De hecho, si las respuestas de los niveles superiores están bien calibradas, entonces las respuestas de los niveles inferiores pueden ser usadas de manera efectiva como herramientas en los procesos de evaluación del riesgo ecológico. Sin embargo, para propósitos prácticos y para la toma de decisiones requerida en el desarrollo económico y en la conservación de ecosistemas, es factible utilizar sólo las respuestas de los niveles superiores de la organización biológica.

Algunos de los bioindicadores utilizados con más frecuencia en los niveles superiores de la organización biológica como es el caso de la población son: abundancia, tamaño y distribución de edades, integridad reproductiva, relación de sexos y parámetros

bioenergéticos. En el nivel de comunidad se han manejado: la riqueza, índice de integridad biótica, las especies no tolerantes y tipos de alimentación.

Por otra parte, la Environmental Protection Agency (EPA) en 1995 recopiló una serie de datos e información sobre el uso de indicadores para evaluar la integridad ecológica de los humedales. Entre los indicadores más importantes mencionados por la EPA, destacan las plantas vasculares como indicadores de factores de disturbio hidrológico, de la condición de la cobertura vegetativa, de la salinidad, de la sedimentación y turbidez, de las cargas de nutrientes y de anoxia, finalmente de contaminación por pesticidas y metales pesados. La vegetación es un indicador práctico de la alteración ecológica de los humedales debido a sus relativas propiedades estacionales (Hunsaker and Carpenter, 1990). Los cambios en la composición vegetativa de los humedales reflejan la respuesta del nivel de la comunidad e implican un amplio espectro de factores de alteración. Los atributos de la composición de especies, abundancia de las especies, productividad, dinámica, estructura y salud de la comunidad cambiarán en la medida que cambien las condiciones ambientales (Shindler, 1987). Generalmente tales respuestas no pueden ser atribuidas a factores específicos sin los datos concurrentes de otros factores tales como la hidrología o el hidroperíodo, la química del agua y las condiciones del suelo.

En septiembre de 1995, la Agencia de Protección Ambiental (EPA, por sus siglas en inglés) publicó una síntesis de datos sobre el uso de indicadores para evaluar la integridad ecológica de los humedales. En esta síntesis se mencionan las características más relevantes del ecosistema para ser usadas en la determinación del grado de afectación; entre ellas están: Salinidad, sedimentación y turbidez, cobertura vegetativa, excesos de nutrientes y anoxia, condiciones hidrológicas y finalmente, contaminación por plaguicidas y metales pesados.

Entre los indicadores generales de la vegetación que pueden ser aplicados para la identificación del grado de disturbio de un ecosistema están:

a) Composición de especies
b) Riqueza de especies, especies endémicas y en peligro de extinción
c) Dominancia relativa.
d) Cobertura de área basal
e) Variabilidad interanual de la riqueza, densidad y/o biomasa.

En casi todos los esquemas de evaluación biológica que utilizan índices agregados (multimétricos), la premisa central se basa en la comparación de los recursos

biológicos de un sitio con relación a otros dentro de una ecoregión respecto a una condición de referencia esperada. La afectación, deterioro o modificación de un cuerpo de una comunidad es juzgada por su separación o desviación con respecto a una condición no alterada o esperada. El esquema presume que el propósito del manejo es prevenir, identificar y subsecuentemente reparar los daños antropogénicos causados a los recursos naturales. La evaluación biológica es aplicada con base en la capacidad para definir, medir y comparar los puntos diferenciales de la evaluación entre sitios similares. En este sentido, cualquier guía de metodologías analíticas de evaluación debe desempeñar dos actividades o fases preponderantes:

a) La caracterización de la condición esperada, la cual incluye la selección y calibración de las métricas y, la subsiguiente agregación en un índice de acuerdo a la homogeneidad de clases de los sitios y segunda;

b) La determinación de cualquier sitio que se desvía de la condición esperada, es decir, la evaluación de las condiciones biológicas de los sitios y su deterioro.

La gran mayoría de los métodos multimétricos usan el mismo esquema general, esto es, que los sitios son evaluados por la comparación de los ensamblajes de las comunidades de organismos encontrados en un sitio con respecto a un sitio de referencia con nulo o relativamente poco disturbio. Las condiciones esperadas son modificadas por la clasificación de los sitios de referencia de acuerdo a la variabilidad natural y cada sitio evaluado es clasificado usando información no-biológica (física, química y geográfica). Luego las variables biológicas son probadas con respecto a su respuesta a los agentes de afectación por comparación de los sitios no afectados con los sitios afectados. Posteriormente se establece un conjunto de reglas derivada de la información colectada, la cual es luego usada para determinar si la biota de un sitio se desvía de lo esperado indicando que el sitio está afectado.

En la caracterización de las condiciones de referencia el objetivo de la clasificación es agrupar los cuerpos de agua similares, de tal modo que las condiciones de referencia reflejen las expectativas razonables para evaluar el total de cuerpos de agua. En la literatura existen dos esquemas fundamentales para la clasificación de los cuerpos de agua: El esquema *a priori* o basado en reglas, en la cual se conocen las reglas que son aplicadas en la clasificación de los objetos; y el esquema *a posteriori* o basado en datos donde las reglas para la clasificación de los objetos son derivadas de los datos obtenidos de los objetos mismos (cuerpos de agua) (Conquest et al. 1994).

La premisa básica de la clasificación es que el hábitat y la calidad del agua determinan en mayor medida la composición de las comunidades biológicas en los cuerpos de agua. Un buen número de herramientas estadísticas auxilian en la

clasificación de los sitios pero no hay un procedimiento único Sí una clasificación *a priori* está basada en un conocimiento previo bien desarrollado entonces el análisis gráfico de los datos biológicos seguido de las modificaciones necesarias y pruebas de la clasificación resultante será suficiente.

Si la clasificación basada en reglas no es evidente entonces será necesario desarrollar una clasificación alterna desde los datos utilizando uno o más de los esquemas de de clasificación analíticas. En estos métodos se incluyen varios esquemas de análisis de conglomerados y de análisis de ordenación y entre ellos se incluyen el análisis de componentes principales, (ACP), análisis de correspondencia (AC), sus variantes y el escalamiento multidimensional no-métrico.

Una forma de lograr la caracterización de las condiciones de referencia es con el uso de los métodos gráficos. El método de uso común es la gráficas de caja. En este es posible mostrar los atributos poblacionales de los datos: medidas de tendencia central, la dispersión de los datos y los valores atípicos. Por lo regular el punto central es el valor de la mediana de la variable, además la caja muestra el rango intercuartil de los percentiles 25 y 75, y los límites inferiores y superiores de las líneas muestran los valores atípicos. Los puntos más allá de los límites son considerados valores extremos. Las gráficas de caja son sencillas de usar robustas, potentes y los rangos intercuartiles son usados para evaluar las diferencias reales entre dos áreas o si una métrica es buena candidata para ser usada en la evaluación. Graficar los datos debe ser siempre uno de los primeros pasos en el análisis de los datos.

Existe en la literatura un gran número de modelos de evaluación de la integridad ecológica basados en el uso de atributos biológicos y del hábitat. Uno de los modelos que intenta integrar múltiples indicadores derivados de distintos ensamblajes de flora, fauna y del hábitat es el de Carlisle et al (1998), quienes propusieron un modelo de evaluación de la integridad ecológica en el plan de protección de humedales implementado en los ecosistemas costeros de Massachussets, dicho esfuerzo fue apoyado por la National Oceanic and Atmospheric Administration (Coastal Service Center). El modelo aplicado en los humedales de Massachussets es denominado Wetland Health Assessment Toolbox (WHAT). Otro esquema novedoso es el Benthic Index of Biotic Integrity from Maryland Streams (Stribling et al, 1998). Ambos están fundamentados en el uso de índices de comparación o similitud que consideran la integración de diversas métricas o variables derivadas de distintos atributos de los ecosistemas para la conformación de uno o varios índices multimétricos. El fundamento principal de los modelos mencionados, es el Índice de Integridad Biótica (IBI) construido por Karr en 1981. El WHAT está constituido por 5 índices principales y varios índices de evaluación del hábitat, que comprenden desde atributos físicos y químicos hasta atributos biológicos del ecosistema.

En México, son pocos los antecedentes en la aplicación de indicadores ecológicos o biológicos, no obstante en la Universidad Autónoma de Baja California se han aplicado en el manejo de ecosistemas de zonas áridas, por ejemplo, Ahumada (1999), trabajó con la aplicación de tres índices conformados por atributos biológicos. Estos índices son: el Índice Composicional o "C" constituido por las especies nativas (incluye las endémicas), especies exóticas y el total de especies. El segundo es el Índice Estructural o "E" compuesto por la abundancia de las especies, la frecuencia de las especies y las formas de vida herbáceas y arbustos. Finalmente el tercer índice, es el índice Funcional o "F" que comprende a las especies suculentas, las no suculentas y el total de especies.

5.4 Índices de Diversidad Ecológica.

Los estudios sobre la medición de la biodiversidad se han centrado en la búsqueda de parámetros para caracterizarla como una propiedad emergente de las comunidades ecológicas (Moreno, 2001) y uno de los conceptos ecológicos más importante intenta explicar de manera global los patrones y variaciones espacio temporales de las comunidades; en su composición, el total de las especies y la abundancia relativa de cada especie (Badii et al., 1994). Los esfuerzos de los estudios se han enfrentado a distintos problemas como la gran variabilidad de los componentes ecológicos, de tal manera que la comprensión de los cambios en la biodiversidad en relación a la estructura del paisaje, requieren la separación de los componentes alfa, beta y gama (Whittaker, 1972). La diversidad alfa es la riqueza de especies de una comunidad particular considerada homogénea; la diversidad beta es el grado de cambio o reemplazo en la composición de especies entre diferentes comunidades en un paisaje; y la diversidad gamma es la riqueza de especies del conjunto de comunidades que integran un paisaje resultante de las diversidades alfa y beta (Whittaker, 1972).

El índice de Shannon-Weiner y de Simpson pertenecen a los índices estructurales de la diversidad alfa (Odum, 1971). La utilidad práctica de los índices estructurales (alfa) se ha demostrado con la comparación de comunidades que presentan diversidades diferentes estableciendo las bases para el análisis de los factores determinantes de la diferenciación. Tal es el caso de las diversidades encontradas para diferentes latitudes, siendo mayor la diversidad en los trópicos que en los polos (Foroughbakhch et al., 1994; Badii et al., 1994).

5.5 Importancia de los Humedales.

En "The Ramsar Convention" (1996) se adoptó la definición de humedales como áreas de marismas, pantanos y turberas, o superficies cubiertas de aguas, sean éstas de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas, incluidas las extensiones de agua marina cuya profundidad en marea baja no exceda de seis metros, aunque puede también incluir zonas de las orillas o de las costas adyacentes a la zona húmeda y de las islas o extensiones de agua marina a una profundidad superior a los seis metros a marea baja, rodeadas por humedales. En términos generales los humedales son el enlace entre la tierra firme y el agua, y es un término colectivo para una numerosa cantidad de comunidades biológicas como son las marismas, esteros, pantanos, manglares, popales, tulares y otros.

Neue et al. (1994), Menciona que los humedales son áreas de transición entre un sistema terrestre y un sistema acuático, localizados en áreas donde los suelos son inundados de forma natural o artificialmente o saturados con agua durante la mayor parte del año, esta posición de transición denominada como ecotono (Mitsch y Gosselink, 1993) les confiere a los humedales una alta biodiversidad y por consiguiente una alta productividad.

Los humedales son ecosistemas difíciles de definir no sólo por su gran extensión geográfica, sino también por su amplia variedad de condiciones hidrológicas en la cual se encuentran, abarcan una amplia variedad de hábitats, como ríos y sus desembocaduras, zonas costeras, lagos, lagunas y hasta barreras de coral (Mitsch y Gosselink, 1993).

Los humedales se localizan en todos los continentes con excepción de la Antártica y en varios climas que abarcan desde los trópicos hasta la tundra y en este sentido es difícil calcular su extensión, misma que se estima en 8.6 millones de Km^2, que representa aproximadamente un 6 % de la superficie del planeta; de este porcentaje, el 56 % de los humedales en el mundo se encuentran en regiones subtropicales y tropicales (4.8 millones de Km^2) y el resto en regiones boreales; abarcan una gran variedad de ecosistemas en diversas latitudes, destacan, las llanuras saladas interiores en regiones áridas, las zonas húmedas y frías como ciénegas, pantanos y tundra; así como

los bosques riparios y las tierras bajas, además de las líneas de costa de las regiones templadas, subtropicales y tropicales como son las marismas y manglares (Mitsch y Gosselink, 1993).

Estos ecosistemas representan una fuente importante de energía y materia para sus diferentes ecosistemas, como es el caso de sistemas acuáticos que están frecuentemente asociados a extensas áreas pantanosas (EPA, 1995); Contreras (1993), indica que la elevada actividad microbiana que se lleva a cabo sobre restos y aportes continuos de vegetales adyacentes y propios de los pantanos, hacen que el suministro de materia orgánica y detritos sea considerablemente importante.

En cuanto a su hidrología, los humedales, tienen un flujo permanente o intermitente de agua, moderando sus efectos y mejorando su calidad; tienen una importante función bioquímica, ya que almacenan y transforman los nutrimentos, lo que los convierte en sistemas altamente productivos; además contribuyen a la estabilidad de los niveles globales y disponibilidad de nitrógeno, azufre atmosférico, dióxido de carbono y metano (Mitsch y Gosselink, 1993).

La alta productividad de los humedales es responsabilidad principalmente de las plantas, ya que son los productores primarios de energía; las plantas acuáticas presentan adaptaciones morfológicas y fisiológicas que les permiten habitar un cuerpo de agua, se sabe que en lugares tropicales dominados por comunidades herbáceas emergentes como los "tulares", "carrizales" y "popales", se alcanzan valores muy altos de productividad primaria neta, del rango de las 7500g/m^2/año lo que los asemeja a la productividad que llegan a tener los cultivos perennes también en zonas tropicales (Novelo y Lot, 1988).

Los humedales poseen una gran biodiversidad, mantienen una alta concentración de aves, mamíferos, reptiles, anfibios, peces y especies de invertebrados; los niveles de diversidad de especies, varía considerablemente entre los diferentes humedales, algunos además de su diversidad presentan endemismos y son considerados como un importante recurso de material genético. De las 20,000 especies de peces en el mundo más del 40% (aproximadamente 8500 especies) viven en pantanos de agua dulce, esta diversidad es mayor en los trópicos, más de 4000 especies de anfibios han sido descritas, todos ellos dependen de la disponibilidad de agua para su desarrollo larval; muchos reptiles como tortugas y lagartos dependen de los humedales (The Ramsar Convention, 1996).

Los humedales por su conformación y condiciones de equilibrios ecológicos, se encuentran entre los ecosistemas más amenazados y en peligro de desaparecer; por tal motivo, la justificación para su conservación y aprovechamiento racional queda establecida bajo cualquier punto de vista (López y Pérez, 1993).

5.6 Áreas Naturales Protegidas.

Ante la creciente amenaza que enfrenta la biodiversidad, principalmente en el caso de México, considerado como uno de los doce países megadiversos (SEMARNAP, 1997), surge la idea de crear las áreas naturales protegidas (Halffter, 1994).

Las áreas naturales protegidas constituyen porciones terrestres o acuáticas del territorio nacional, representativas de los diferentes ecosistemas y de su biodiversidad, en donde el ambiente original no ha sido esencialmente alterado por el hombre y que están sujetas a regímenes especiales de protección, conservación, restauración y desarrollo (SEMARNAP, 1997).

Según la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA, 1999), las zonas del territorio nacional y aquéllas sobre las que la nación ejerce soberanía y jurisdicción, en las que los ambientes originales no han sido significativamente alterados por la actividad del ser humano, o que requieren ser preservadas y restauradas quedarán sujetas a esta Ley bajo la categoría de áreas naturales protegidas.

Restrepo (1995) indica que las áreas naturales protegidas se establecen en porciones terrestres y acuáticas de nuestro planeta, en donde el ambiente original no ha sido esencialmente alterado por el hombre y está sujeto a regímenes especiales de protección, a medida que se incrementa la influencia humana sobre los ecosistemas, mayor es la necesidad de mantener semejantes espacios.

En la LGEEPA (1999), se menciona que el establecimiento de las áreas naturales protegidas tiene por objeto:

I. El preservar los ambientes naturales representativos de las diferentes regiones biogeográficas y ecológicas y de los ecosistemas;

II. Salvaguardar la diversidad genética de las especies silvestres de las que depende la continuidad evolutiva; así como asegurar la preservación y el aprovechamiento sustentable de la biodiversidad del territorio nacional, en particular preservar las especies que están en peligro de extinción, las amenazadas, las endémicas, las raras y las que se encuentran sujetas a protección especial;

III. El asegurar el aprovechamiento sustentable de los ecosistemas y sus elementos;

IV. El proporcionar un campo propicio para la investigación científica y el estudio de los ecosistemas y su equilibrio;

V. Generar, rescatar y divulgar conocimientos, prácticas y tecnologías, tradicionales o nuevas que permitan la preservación y el aprovechamiento sustentable de la biodiversidad del territorio nacional;

VI. Proteger poblados, vías de comunicación, instalaciones industriales y aprovechamientos agrícolas, mediante zonas forestales en montañas donde se originen torrentes; el ciclo hidrológico de cuencas, así como las demás que tiendan a la protección de elementos circundantes con los que se relacione ecológicamente el área;

VII. El proteger los entornos naturales de zonas, monumentos y vestigios arqueológicos, históricos y artísticos, así como zonas turísticas, y otras áreas de importancia para la recreación, la cultura e identidad nacionales y de los pueblos indígenas.

Desafortunadamente, son escasos los estudios que vigilan el éxito o la permanencia de las áreas de protección existentes, pues su financiamiento muchas veces limita el cumplimiento de sus objetivos. Muchas de ellas se encuentran rodeadas de asentamientos humanos o de complejos industriales, agropecuarios, forestales o turísticos; por lo que las amenazas que pesan sobre ellas son mayores, así como sus requerimientos económicos para enfrentarlas (Restrepo, 1995); de la misma manera Halffter (1994), indica acertadamente que el decreto de una área protegida no es suficiente para garantizar la conservación de la biodiversidad.

5.7 Reservas de la Biosfera.

Existen varias categorías para decretar un área natural protegida, dentro de estas, la Reserva de la Biosfera es la más alta y la LGEEPA (1999), la define como "áreas biogeográficas relevantes en el ámbito nacional, representativas de uno o más ecosistemas no alterados significativamente por la acción del ser humano o que requieran ser preservados y restaurados, en los cuales habiten especies representativas de la biodiversidad nacional, incluyendo a las consideradas endémicas, amenazadas o en peligro de extinción".

Las reservas de la biosfera deben ser suficientemente grandes para constituir una unidad eficaz de conservación y para alojar diferentes utilizaciones sin conflictos; además de ofrecer posibilidades de investigación, educación y formación ecológicas (Estrada y Coates, 1995; LGEEPA, 1999).

5.8 Reserva de la Biosfera, Pantanos de Centla

Lot y Novelo (1988), consideran a Tabasco y Campeche como la zona no sólo de mayor superficie inundada y con importantes comunidades de plantas adaptadas a vivir en ambientes acuáticos temporal o permanentemente saturados de agua, sino también como la reserva de plantas acuáticas más diversa de toda el área Mesoaméricana; esto coincide con Restrepo (1995), quien indica que Tabasco cuenta con la zona de humedales más importante del país, en cuanto a extensión y productividad.

Dada la importancia que en el ámbito local, nacional e internacional posee el área deltáica del Grijalva- Usumacinta, el Gobierno del Estado de Tabasco en 1983 estableció un convenio con el Instituto Nacional de Investigaciones sobre Recursos Bióticos (INIREB) con el fin de seleccionar áreas naturales representativas en el Estado y posterior a ello formular una propuesta de manejo y conservación de las mismas (García, 1988).

Es así, que a raíz de lo anterior en 1986 se elabora el "Plan de Manejo para la Reserva de la Biosfera de los Pantanos de Centla" basado en el concepto y metodología propuesta por la UNESCO en su programa "Hombre y Biosfera". Posteriormente del 2 al 7 de febrero de 1987 en la ciudad de Villahermosa, Tabasco, se llevó a cabo el "Simposio Internacional sobre Ecología y Conservación del Delta de los ríos Usumacinta y Grijalva", donde fueron presentados estudios encaminados a proponer como Reserva de la Biosfera a los Pantanos de Centla (SEDUE, 1988); lo cual sentó las bases para que esta zona fuera decretada oficialmente como Area Natural Protegida el día 6 de agosto de 1992, con el carácter de reserva de la biosfera, con una superficie de 302,706 hectáreas, ubicada en los municipios de Centla, Jonuta y Macuspana, Tabasco (Diario Oficial, 1992).

El motivo principal para crear la Reserva de la Biosfera de los Pantanos de Centla fue promover la conservación de ecosistemas representativos de zonas bajas de Tabasco susceptibles de ser alterados por actividades humanas (López, 1993).

En el plano internacional nuestro país forma parte desde 1985 de la Convención Relativa a la Conservación de Humedales de Importancia Internacional, especialmente como hábitat de aves (Ramsar, 1996). Pero es a raíz de su inicio como participante activo en 1993, que se logró el financiamiento del proyecto "Caracterización de humedales mexicanos de importancia internacional: estrategia para el desarrollo de una propuesta de inclusión de humedales mexicanos en la convención de Ramsar"; de cuyo resultado se logró introducir tres sitios y entre ellos se encuentran los Pantanos de Centla (SEMARNAP, 1997). No obstante lo anterior, esta área natural es una de las más afectadas por las actividades extractivas de sus recursos, productos que son destinados al comercio y autoconsumo, trayendo un desequilibrio en la estructura poblacional de algunas de las especies del área (Sol, 1997).

6. METODOS.

6.1 Descripción general del área de estudio.

6.1.1 Localización geográfica.

La Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla se localiza al noreste del estado de Tabasco abarcando 302,706.62 hectáreas que representan el 12.27 % de la superficie total de la entidad. Se ubica entre las coordenadas geográficas 17° 57' 53'' y 18° 39' 03' de latitud norte y 92° 06' 39' y 92° 47' 58'' de longitud oeste. Sus límites extremos son al norte con el Golfo de México en la desembocadura del Río San Pedro y San Pablo, y con la ciudad de Frontera; al este con los límites territoriales entre el estado de Tabasco y Campeche. Al sur con el río los Bitzales hasta su confluencia con el río Grijalva y al oeste con el arroyo las Porfias y parte de la carretera Villa Hermosa-Ciudad del Carmen. La reserva se halla en su mayor parte dentro del municipio de Centra con 225,108 hectáreas; el de Jonuta con 65,651 hectáreas y en menor proporción con el municipio de Macuspana con 6280 hectáreas.

En el decreto se establecen dos zonas núcleo y una de amortiguamiento. La zona Núcleo I se ubica en el sur del área ocupando una superficie de 57,738 hectáreas. La zona Núcleo II tiene una superficie de 75,857 hectáreas y se ubica en el norte del área. (Decreto, Diario Oficial de la Federación, 1992 y Plan de Manejo de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla, 2000). En la figura 1, se muestra gráficamente la localización del área de estudio.

El área de estudio efectiva comprende la superficie que ocupa la comunidad de Manglar. El área de la comunidad de manglar queda comprendida en la zona núcleo II y en el área de amortiguamiento que colinda hacia el Golfo.

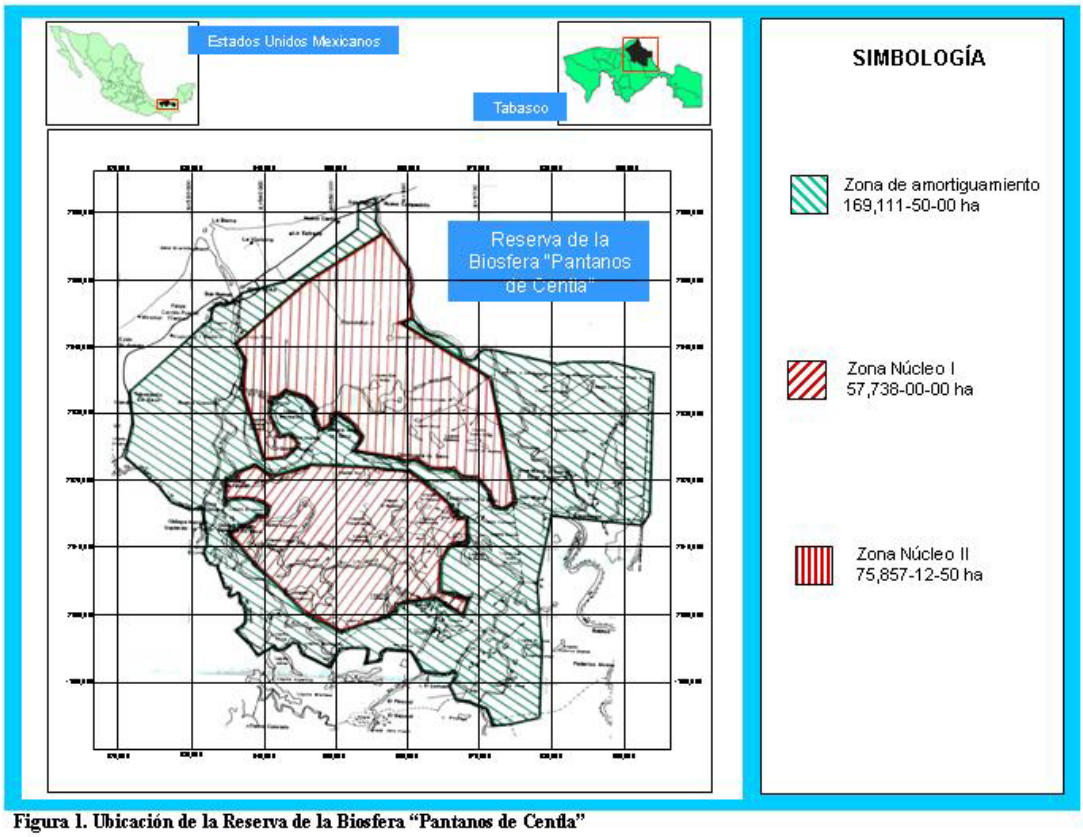


Figura 1. Ubicación de la Reserva de la Biosfera "Pantanos de Centla"

6.1.2 Condiciones sociales y económicas: uso del suelo.

6.1.2.1 Demografía.

Tanto en la costa como en la parte occidental del delta del Mezcalapa, la colonización del litoral de Tabasco, en su nueva época, parece haber comenzado en el siglo XIX, después de casi 250 años de abandono. La amplia zona de bordos de playa a ambos lados del Grijalva fue una de las primeras secciones costeras que volvieron a poblarse. En 1816 se fundó la población de Frontera, cinco kilómetros tierra adentro de la desembocadura del Grijalva. Para 1869, cerca de 1,300 habitantes ocupaban granjas de subsistencia y ranchos ganaderos en los bordos de playa entre los ríos Grijalva y San Pedro y San Pablo. Para fines del siglo XIX, la mayor parte de las áreas costeras desde el pueblo de pescadores de Santa Ana (el actual Sánchez Magallanes) en el occidente de

Tabasco, hacia el oriente hasta la laguna de Términos, ya estaban ocupados por más de 10,000 personas.

El extremo oriental de Tabasco y las partes inmediatas de Campeche se encuentran entre las secciones menos densamente habitadas de las tierras bajas tabasqueñas (De 5 a 10 personas por kilómetro cuadrado) La escasa población se encuentra concentrada a lo largo de los bordes del Usumacinta, sus afluentes y tributarios así como en los bordos de la costa. Los espacios pantanosos entre corrientes, han estado deshabitados prácticamente desde los días anteriores a la Conquista. Entre 1869 y 1950, la población de la cuenca del Usumacinta en el estado de Tabasco (las municipalidades de Tenosique, Balancán, Emiliano Zapata, Jonuta y la parte meridional de Centla), contenía aproximadamente el 8 % de la población del estado. En 1960, este valor se elevó a 10 % después de un importante aumento en el número de campesinos de subsistencia y de ganaderos comerciales, ya famosos por sus haciendas de ganado vacuno desde mediados del siglo XIX, sobre los diques del Usumacinta. En la figura 2, se presenta la división municipal y los municipios que están comprendidos en la reserva. La esperanza de encontrar trabajo en el prometedor desarrollo de la industria petrolera, también ha sido una atracción que lleva mucha gente a los pequeños poblados sobre la ribera de los ríos. El centro comercial de Tenosique (población de 6,500 habitantes en 1960), la población más importante sobre el río Usumacinta, contiene casi la mitad de los habitantes de la municipalidad. Antiguamente, la explotación de productos forestales (palo de tinte y maderas preciosas tropicales), atrajo a una población transitoria, pero el exceso de la tala de bosques y cambios en los mercados han restado oportunidades a esa ocupación.

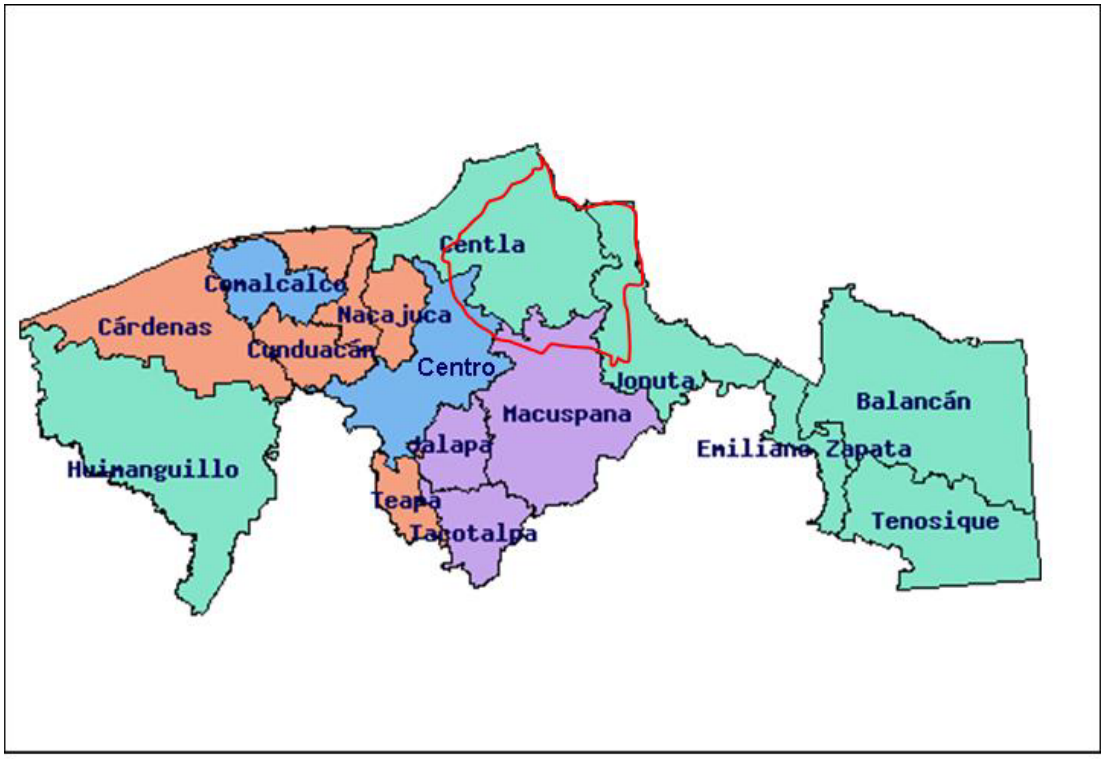


Figura 2. División municipal y área de la Reserva de la Biosfera, Pantanos de Centla (rojo) que comprende los municipios de Centro, Centla, Macuspana y Jonuta. Fuente: INEGI, Carta división municipal escala 1:1000,000

6.1.2.2 Agricultura.

En 1960, a pesar del reciente crecimiento de la industria del petróleo y el rápido aumento de centros urbanos en Tabasco, el 73 % de la gente estaba clasificada como población rural (viviendo en comunidades de menos de 2,500 habitantes). Y además, aproximadamente el 70 % de los ocupados se dedicaban a la agricultura y actividades de subsistencia. De esta manera, como en los tiempos de la Colonia, la agricultura domina la economía de las tierras bajas de Tabasco. No obstante la importancia de la agricultura en la economía de las tierras bajas, la extensión de tierra cosechada es poca. En 1950 sólo el 6 % del área total de Tabasco fue sembrada para producir cosechas. Estas cifras reflejan el carácter pantanoso y forestal de los llanos de aluvión reciente y la poca fertilidad de las tierras del Pleistoceno. El porcentaje de tierra de cosechas respecto al área total variaba de 3 a menos del 1 % en el oriente de Tabasco, donde prevalecen las tierras pantanosas (West et al, 1987). En la figura 3, se describe gráficamente el potencial agrícola de las tierras bajas de Tabasco, cuya vocación natural no es capaz de soportar una actividad agrícola convencional y por lo tanto se transforma en un mecanismo de presión y alteración sobre los sistemas naturales.

Se consideran tres tipos de actividades agropecuarias en las tierras bajas de Tabasco: La agricultura de subsistencia (maíz y fríjol principalmente a lo que sigue en importancia el camote, yuca, calabaza, plátano y arroz); la agricultura comercial y la cría de ganado. En la agricultura de subsistencia después de dos o tres años de uso, las parcelas de roza y quema se dejan descansar hasta la renovación de selva secundaria o acahual, para luego ser cortada de nuevo, quemada una vez más y cultivada durante 10 o 12 años. Sin embargo, debido a la creciente presión de la población, el lapso de descanso ha estado disminuyendo en forma gradual. Los agricultores de subsistencia que viven cerca de las lagunas y los pantanos, complementan sus regímenes alimenticios con la caza y la pesca. El pescador de tortugas, con frecuencia quema un parte del pantano para facilitar la caza, proceso que ha alterado las condiciones de la vegetación del pantano (West et al, 1987).

Figura 3. Las tierras bajas de Tabasco (Reserva de la Biosfera) no son aptas para la agricultura. Su potencial es pobre (área marcada en rojo).
Fuente: INEGI, Carta de potencial Agrícola Escala 1:1,000,000

6.1.2.3 Ganadería.

La ganadería en Tabasco, ha tenido un rápido crecimiento desde 1950 a la fecha y se debe, principalmente, a tres factores: 1) la siembra de pasturas artificiales provenientes de África; 2) la elevación en la calidad del ganado local mediante cruzas con ejemplares pura sangre importados, y 3) la reciente mejoría en los transportes que ha facilitado la conducción del ganado a los mercados. En 1950 más de una tercera parte de los rebaños pastaba en las sabanas en la parte meridional del estado; aproximadamente una cuarta parte se encontraba en los pantanos y en las sabanas tierra adentro en torno al río Usumacinta en el distrito de los Ríos, y el resto ocupaba pequeños pastizales y pantanos en las tierras bajas deltaícas y en los bordos de playa a lo largo de la costa. Probablemente es similar a la actual distribución. En 1872 el pasto "pará" (*Panicum purpurascens*), de origen africano se llevo de Cuba a Tabasco, donde fue sembrado en áreas bajas mojadas en las sabanas de Macuspana. Otros pastos africanos fueron introducidos en Tabasco durante las primeras décadas del presente siglo; el pasto de Guinea (*Panicum maximum*), muy apropiado para las tierras arenosas de los pastizales de los bordos de playa costeros, aproximadamente en 1900, y los pastos de melaza (*Mellinis minutiflora*) en 1923. El pasto elefante (*Penninsetum purpureum*), el pasto de pangola (*Digitaria decumbens*), jaraguá (*Hyparrhenia rufa*) y el pasto alemán (*Echinochloa polystachya*) son relativamente nuevos en Tabasco. La costumbre de sembrar esas clases de pasto en Tabasco ha multiplicado varias veces la capacidad de la tierra para sostener ganado, lo mismo que en muchas otras áreas húmedas tropicales de la América Latina (West et al, 1987). El efecto de la ganadería es más fuerte que el efecto de la agricultura sobre los sistemas naturales de la Reserva de la Biosfera. En la figura 4se muestra el potencial ganadero del estado de Tabasco.

Figura 4. Las tierras bajas de Tabasco (Reserva de la Biosfera) no son aptas para la agricultura. Su potencial es pobre (área marcada en amarillo). Fuente: INEGI, Carta de Potencial Ganadero Escala 1:1,000,000

6.1.2.4 Pesca.

La pesca comercial en pequeña escala, en lagunas y ríos de la costa ha sido desde hace mucho tiempo una tradición en Tabasco. Desde el siglo XIX (y quizás desde mucho antes) los pescadores de río han cosechado cantidades de mojarra (cecial) y de bobo (una especie de bagre) en el bajo Grijalva y en el Usumacinta, para los mercados de Villahermosa. La actividad pesquera es de las actividades primarias que mayor importancia tienen en la reserva, debido al aporte económico que representa; esta es practicada por la gran mayoría de personas en edad de trabajar, ya sea como actividad complementaria, eventual o principal. Esta actividad es la que proporciona el mayor porcentaje de proteínas de origen animal a las comunidades incluidas dentro del área de la reserva ya que es practicada de forma artesanal desde los tiempos prehispánicos por los pobladores de la zona. Las principales especies capturadas fueron: robalo, mojarra (paleta, tenguayaca, castarrica y tilapia), bobo, bagre, pejelagarto y pejepuerco (West et al, 1987).

6.1.3 Factores ambientales físicos.

6.1.3.1 Clima

La descripción de las características más importantes del clima que prevalece en las tierras bajas del estado de Tabasco fue determinada con base en la clasificación de Koppen, la cual a su vez fue modificada por Enriqueta García para adaptarla a las condiciones específicas de la República Mexicana. El clima característico de las áreas pantanosas corresponde al Grupo de Climas Cálidos A y en términos específicos pertenece al subgrupo de climas que es denominado también con la misma letra A. Con temperatura media anual mayor a 22° centígrados y una temperatura del mes más frío mayor a 18° centígrados. A su vez el subgrupo de climas cálidos A se divide en distintos tipos y es, el Tipo Cálido Húmedo con abundante lluvia en el verano el predominante en la región. Este tipo es simbolizado como Am (f) y se caracteriza por mostrar una precipitación, durante el mes más seco del año, menor a 60 milímetros y un porcentaje de lluvia invernal mayor a 10.2. Los datos climáticos fueron tomados de los registros elaborados en la estación climatológica de Tres Brazos, perteneciente al municipio de Centla, situada en las coordenadas de 18° 25´ de latitud norte y 92° 38´ de longitud oeste y con una altura de 30 metros sobre el nivel del mar. El clima Am (f) se distribuye desde las estribaciones de las serranías ubicadas en el sur de la llanura tabasqueña hasta la zona costera. En la figura 5 se muestra gráficamente el tipo de clima que prevalece en el estado de Tabasco y en el área de estudio.

Las temperaturas máximas mensuales se registran durante la época de primavera, particularmente, en los meses de abril y mayo y son los que muestran los valores más altos, mientras que las mínimas extremas se presentan en el transcurso del invierno, en los meses de diciembre y enero. La temperatura promedio anual para la periferia del área de influencia es de 25.6° C y las temperaturas promedio mensual están contenidas en la tabla 2.

Con respecto a la precipitación, la región comprendida en el área de estudio es una de las que presenta una mayor abundancia de lluvias en el país. La precipitación media anual varía de 1600 a 2000 mm; en la estación climatológica de Tres Brazos la precipitación promedio registrada anualmente es de 1693 mm, sin embargo, en la estación climatológica de Comalcalco, localizada hacia el oeste aproximadamente a 55

kilómetros de distancia, se registró la lectura máxima de la zona, que fue de 3606.5 mm en el año de 1932.

Tabla II.
Temperatura y precipitación promedio registrada en la reserva de la Biosfera Pantanos de Centla. T° = Temperatura, PRE = Precipitación.

	Ene.	Feb	Mar	Abr	Mayo	Junio	Julio	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic
T °	22.6	23.6	25.2	27.2	27.4	27.3	27.1	27.2	26.6	25.7	24.4	23.3
PRE	107.5	51.8	39.1	42.1	76.5	170	157.9	171.3	317.6	283.7	159.	116.1

Por otra parte, los fenómenos meteorológicos más severos se manifiestan por la circulación de los vientos, los cuales son de tipo anticiclónico, teniendo su origen en el Océano Atlántico. Los vientos predominantes proceden por lo general del Noreste durante la mayor parte del año, sin embargo en el transcurso de los meses de Abril y Mayo la dirección de los vientos cambia siendo con dirección Sudeste y con intensidades promedio de 14 Km/hr. Los valores extremos máximos de la velocidad del viento se reportan para el mes de Julio con una velocidad de 17 Km/hr, mientras que para los meses de Febrero, Agosto y Diciembre se registran los valores extremos mínimos de 12 Km/hr. Durante los meses invernales se registra el desplazamiento de masas de aire frío con dirección hacia el Sur generando los comúnmente llamados "nortes". La figura 5 indica la información climática correspondiente a la reserva.

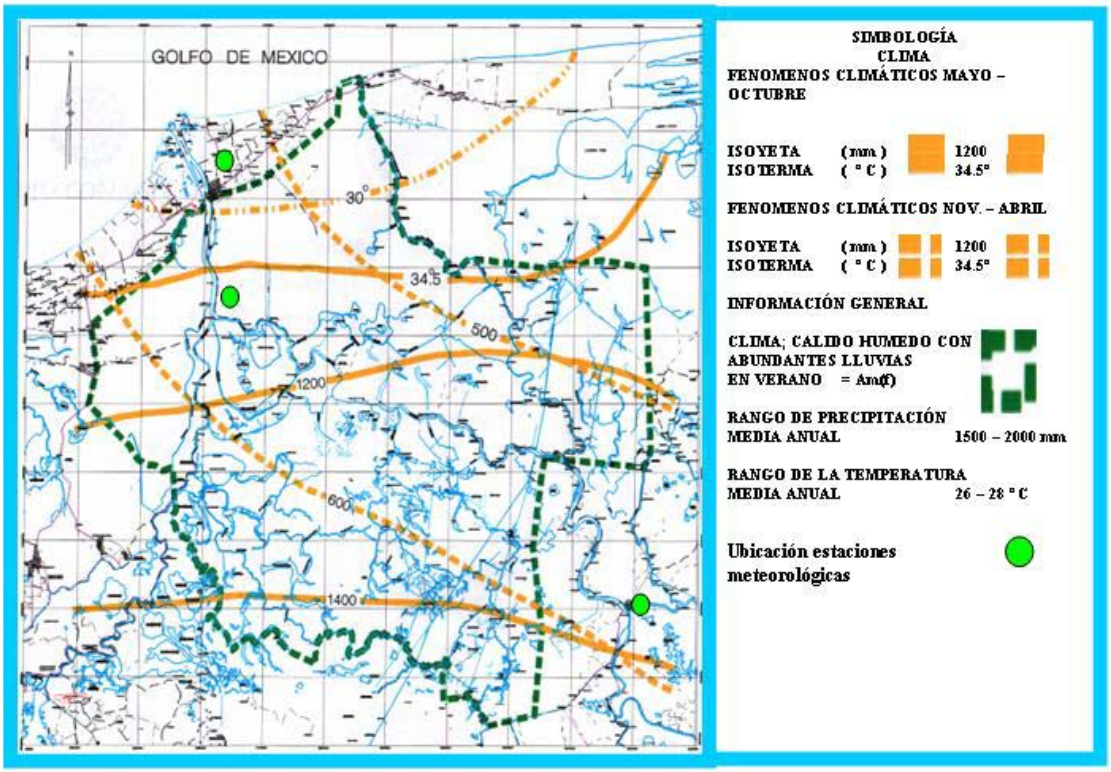


Figura 5. Climas de la Reserva de la Biosfera "Pantanos de Centla. Fuente: Plano base IREBIT A. C. – Propuesta Programa de Manejo 1994.

En la región se presenta un buen número de días nublados durante el año con un promedio de 272 días que incluyen el nublado cerrado y medio nublado. La temporada con mayor nubosidad es a partir de la segunda mitad del otoño hasta mediados del invierno. También se presentan 103 días con lluvia apreciable y 12 días promedio al año con tormentas eléctricas que ocurren con mayor regularidad entre los meses de junio a septiembre. Por otra parte, el granizo, las heladas y nevadas están ausentes de la zona de estudio debido a las particularidades del clima, especialmente debido a las altas temperaturas predominantes y de la altitud.

Un fenómeno de importancia es la presencia de huracanes o ciclones en la región, cuya frecuencia es relativamente baja de acuerdo a los datos estadísticos arrojados por el análisis de las trayectorias ciclónicas durante un período aproximado de 100 años, de los cuales sólo 7 huracanes han pasado por el estado de Tabasco, con vientos aproximados de 160 Km/hora y 20 tormentas tropicales que llegan con menor intensidad.

6.1.3.2 Hidrología

La Reserva de la Biosfera se encuentra ubicada en la región hidrológica Grijalva-Usumacinta. Comprende parte de tres cuencas: Usumacinta al norte y centro de la reserva; Laguna de Términos al este y río Grijalva-Villa Hermosa al sur y oeste de la reserva. Los ríos Usumacinta y Grijalva son los sistemas fluviales de mayor importancia en la reserva; el Usumacinta drena un volumen anual de 55,832 millones de m^3 anuales, registrados en su entrada a la planicie en la estación Boca del Cerro, lo cual lo convierte en el más caudaloso de México (West et al. 1987) y el Grijalva drena un volumen de 27,013 millones de metros cúbicos. Los ríos Grijalva y Usumacinta aportan una carga suspendida de 7.6 millones de metros cúbicos, de esta, el Usumacinta el 47 % y el 85.6 % del gasto total anual. Los ríos Usumacinta y San Pedro y San Pablo son afectados por intrusiones salinas en la época seca del año con distancias de 30 y 22 kilómetros de distancia tierra adentro propiciando la formación de manglares riparios en las orillas de los cauces.

La reserva posee 110 sistemas lenticos de agua dulce con una superficie total de 13,665 hectáreas. Las lagunas se concentran en la parte centro y sur de la reserva. Destacan entre estas, las lagunas El Viento, El Campo, San Pedrito, Chichicastle, Tintal, Concepción, Tasajera y El Retiro. Entre las lagunas costeras está la del Cometa que drena hacia el río San Pedro y San Pablo, El Coco hacia el Grijalva y El Corcho que desaloja sus aguas hacia la laguna Santa Anita. En la figura 6, están señaladas las cuencas del Grijalva y del Usumacinta.

Figura 6. Hidrología del estado de Tabasco. La Reserva de la Biosfera esta localizada en la parte baja de la región Grijalva-Usumacinta, en la desembocadura en el Golfo y conformada por las cuencas del mismo nombre. El color azul claro corresponde a la vertiente del Grijalva y el azul verdoso a la vertiente del Usumacinta. Fuente: INEGI, Carta de Hidrología, Escala 1:1,000,000

6.1.3.3 Geología y Geomorfología.

La región de las tierras bajas de Tabasco pertenece a la provincia fisiográfica denominada Planicie Costera del Golfo de México, la cual consta de una serie de prolongadas planicies distribuidas a lo largo de la región costera. Las características propias de esta provincia son las de estar formada por una serie de planicies y zonas de inundación, observándose particularmente la notable ausencia de elevaciones topográficas como resultado de la interacción entre una serie de procesos deposicionales y del régimen hidrológico que se presenta marcadamente a lo largo de la región costera. Desde el punto de vista geológico, podemos caracterizar a la zona de estudio por la ausencia del afloramiento de rocas en la superficie así como por la presencia de extensas llanuras de carácter aluvial y deposicional, como resultado del constante depósito de materiales acarreados por la marcada y extensa red fluvial presente en todo el Estado (Enríquez, 1997).

Los datos estratigráficos de la zona comprenden desde la era Mesozoica a la Cenozoica, dentro de la cual la formación rocosa de mayor espesor data del Mioceno, perteneciente al período Terciario. Así mismo las capas superficiales se encuentran conformadas por una serie de depósitos de materiales de tipo clástico esparcidos en forma aleatoria. En depósitos de arena mal clasificada de espesores variables, mezcladas con cuerpos lenticulares delgados de arcilla y limo de hasta 10 metros de espesor

Nuestra área de estudio se halla totalmente ausente de elevaciones topográficas mayores de 5 m de altura, esto debido a un nivel base de erosión de considerable extensión que presenta valores mínimos cercanos al 0, así como por el dominio de procesos deposicionales. Las características geomorfológicas están descritas en la figura 7.

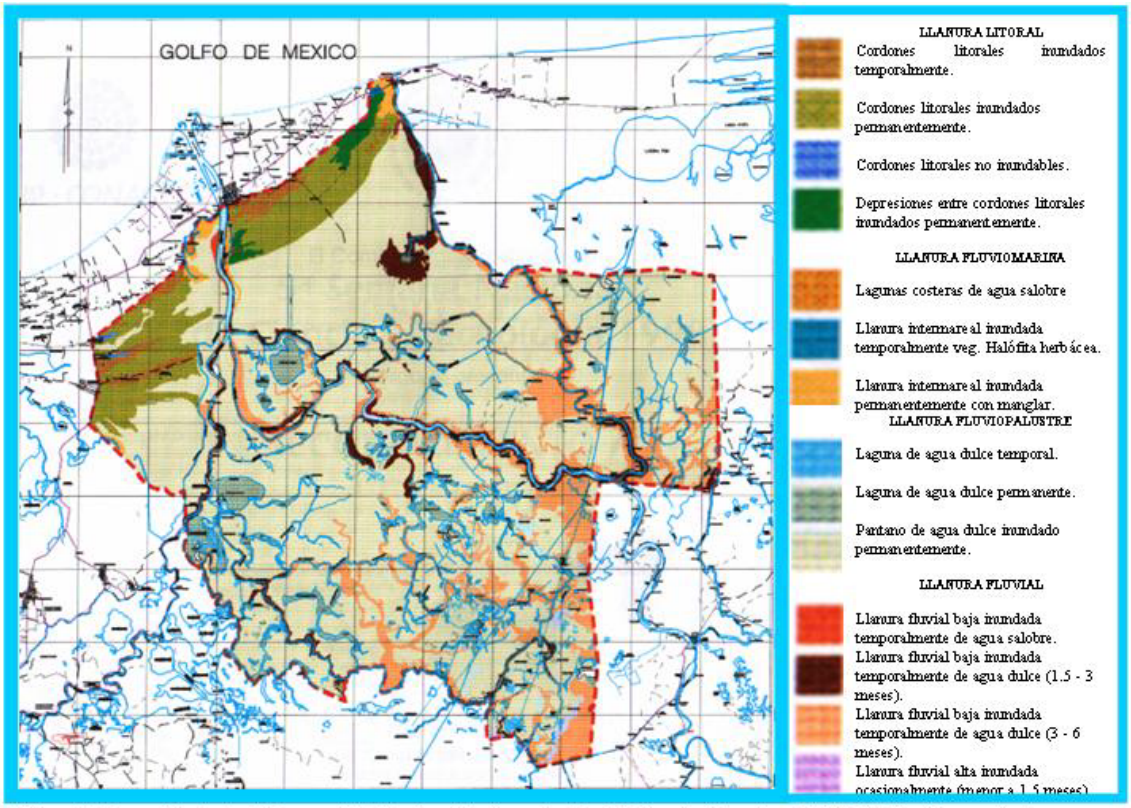


Figura 7. Geomorfología de la Reserva de la Biosfera "Pantanos de Centla". Fuente: Plano base IREBIT A. C. – Propuesta de Programa de manejo 1994.

6.1.3.4 Suelos.

La mayoría de los suelos presentes en esta provincia fisiográfica han tenido su origen en la consecuente depositación de aluviones, provocado por el cambio de curso que han tenido los ríos durante el Cuaternario. Algunos otros son de origen residual y fueron formados a partir de rocas sedimentarias, tales como: areniscas del Mioceno, calizas del Mioceno y Oligoceno, conglomerados Cuaternarios así como algunas lutitas-areniscas del Eoceno, una última porción es de origen litoral, lacustre o coluvio aluvial.

Varios factores han propiciado que el manto freático se encuentre muy cerca de la superficie de los suelos hasta que ocurra una completa inundación de los mismos, entre los cuales están: el relieve plano o ligeramente ondulado, el depósito de materiales finos de baja permeabilidad, las abundantes lluvias y los numerosos ríos.

El tipo de suelo gleysol se originó a partir de material aluvial, areniscas, rocas calizas y algunos conglomerados. Una característica importante de este tipo de suelo es que adquiere colores azulosos, grises o verdosos y al momento de exponerse al aire y sufrir desecamiento se manchan de rojo. La textura es fina o moderadamente fina aun cuando en la superficie son más bien arenosos lo que implica que su drenaje sea muy lento o moderado; su color es pardo a gris y su contenido de materia orgánica va de rico a moderado; entre las sales que contiene están el calcio y el magnesio siendo su concentración alta y su pH varía de ligeramente ácido a ligeramente alcalino, con algunas excepciones.

En el caso que nos ocupa, el tipo de suelo gleysol vértico, y eútrico la capacidad de intercambio catiónico es alta o muy alta y son fuertemente ácidos. Por lo general son suelos de buena fertilidad, exceptuando en algunas porciones donde hay salinidad; por otra parte, la inundación misma es una limitante, ya que son pocos los cultivos que la toleran, como es el caso del arroz y la caña de azúcar. En la gran mayoría de los gleysoles se cultivan pastos o en ocasiones se realiza agricultura de temporal permanente y semipermanente, como por ejemplo en los alrededores de la Chontalpa, Comalcalco y Cunduacán, a su vez, algunas áreas presentan vegetación de manglar y de popal-tular.

Se presenta una variedad muy limitada de tipos y combinaciones de suelos en el área de estudio, los cuales son de reciente formación resultando el de mayor abundancia

el suelo tipo Gleysol Vertico (Gv). Los tipos de suelo encontrados en la zona del proyecto se muestran en la tabla 3.

Tabla III. Tipos de suelo presentes en la reserva de la Biosfera Pantanos de Centla.		
TIPO DE SUELO	**CLAVE**	**TEXTURA**
Gleysol Eútrico	Gv	Fina
Combinación de Gleysol Vertico, Eútrico y Cambisol Gleyco	Gv+Ge+Bg	Fina
Combinación de Gleysol Eútrico y Fluvisol Gleyco	Ge+Jg	Gruesa

6.1.4 Factores Ambientales Bióticos.

6.1.4.1 Vegetación.

De acuerdo al Plan de Manejo de la Reserva de la Biosfera la flora está constituida por 569 especies, distribuidas en 118 familias y agrupadas en 8 asociaciones, las cuales son:

a) Comunidades de Hidrófitas
b) Selva Mediana Subperennifolia de Bucida buceras (Pukteal)
c) Selva Baja Subperennifolia de Hematoxylon campechianum (Tintal)
d) Manglar
e) Matorral de Dalbergia brownii (Mucal)
f) Palmar de Acoelorraphe wrigthii (Tasistal)
g) Palmar de Sabal mexicana (Guanal)
h) Vegetación riparia.

El presente trabajo se circunscribe únicamente a las comunidades de Manglar. La superficie que ocupa cada una de las comunidades es de 4,307 hectáreas y 19,974 hectáreas respectivamente.

El Manglar se presenta en esta región del estado de Tabasco en sitios que constantemente están influenciados por aguas salinas del Golfo de México. Esta

comunidad concentra la mayoría de sus individuos en los bordos de los ríos cercanos a la costa y suele asociarse con elementos de la vegetación riparia.

La estructura presenta el orden siguiente: Rhizophora mangle (Mangle rojo) en las orillas de ríos y lagunas costeras, Avicennia germinans se establece atrás de la línea de Mangle rojo formando bosques mixtos y en ocasiones masas puras. Por otra parte, Laguncularia racemosa y Conocarpus erectus aparecen donde la salinidad es relativamente baja. En este caso el manglar se asocia con la Selva Mediana Subperennifolia (Laguna El Cometa) haciéndose acompañar por especies características del Pukteal como Bucida buceras, Manilkara zapota, Pachira aquatica, Diospyros digyna, Callophyllum brasiliensis, Bactris balanoidea, Roystonea regia, Sabal mexicana, entre otras. En la figura 8 se señalan las áreas que corresponden a cada tipo de vegetación de la reserva de la biosfera. El Manglar se encuentra realmente reducido hacia la costa y las riberas de los ríos.

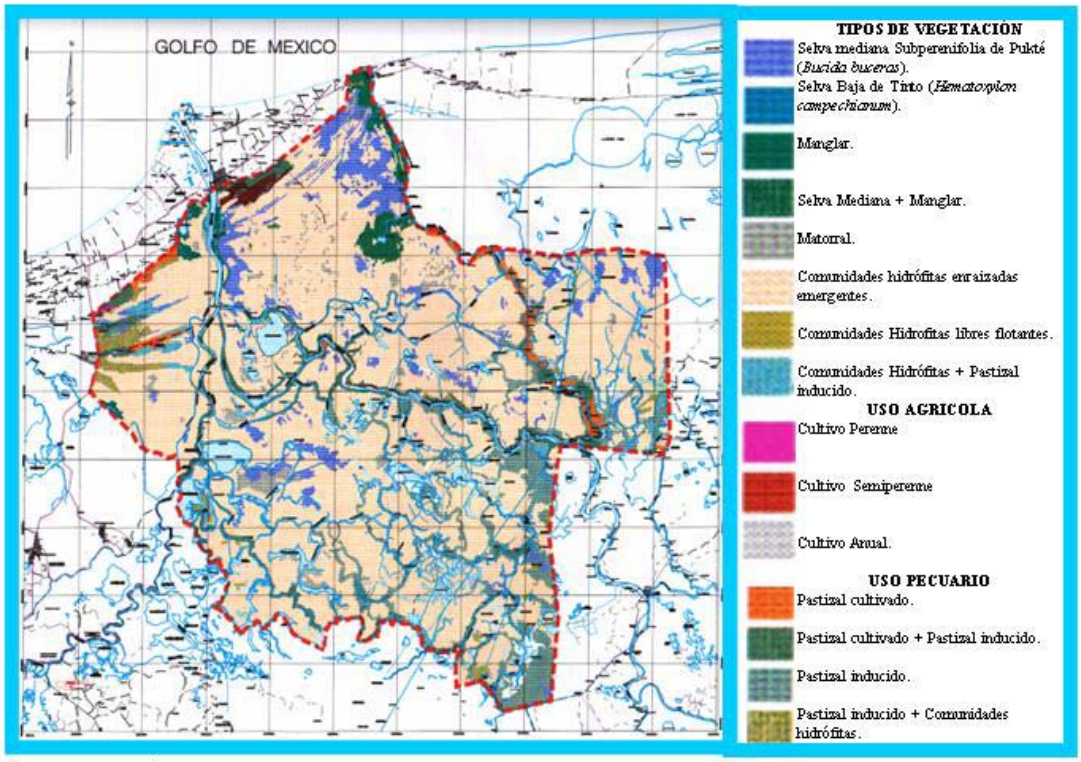


Figura 8. Vegetación y uso actual del suelo de la reserva de la biosfera "Pantanos de Centla". Fuente: Plano base; IREBIT A. C. – Propuesta de programa de Manejo 1994.

6.2 Descripción de los métodos

Los métodos empleados en el presente estudio para evaluar la integridad y la diversidad ecológica, están basados en el uso de los atributos biológicos que pertenecen a las categorías de comunidad y de población. En primer término para evaluar la integridad ecológica, fue aplicada la base conceptual del modelo del Wetland Health Assessment Toolbox, WHAT (Carlisle et al, 1998), y en forma conjunta el esquema conceptual del Benthic Index of Biotic Integrity (Stribling et al, 1998). Del modelo del WHAT, se seleccionó y modificó únicamente el Índice de Integridad Vegetativa (Integrity Vegetative Index, IVI), el resto de los índices del WHAT no se aplicaron porque se refieren a las comunidades de invertebrados, aves acuáticas, hidroperíodo y calidad química del agua. Del modelo del Benthic Index of Biotic Integrity se aplicó únicamente el procedimiento en términos conceptuales dado que este modelo fue elaborado para la evaluación de los ensamblajes de invertebrados.

Es importante enfatizar que los procedimientos de los modelos de índices multimétricos fueron modificados para adecuarlos a la evaluación de la comunidad de manglar, incorporando conceptos y mecanismos que generan una propuesta diferente en el uso de estos métodos. El procedimiento metodológico de los modelos de índices multimétricos seleccionados es descrito con una explicación del proceso y de las modificaciones y adiciones propuestas.

Para la determinación de la diversidad ecológica fueron empleados los índices de diversidad de Shannon-Weiner y de Simpson. La prueba de hipótesis sobre la similitud o diferencia en la diversidad-abundancia entre los sitios de muestreo se analizó con el método de la *t* de Hutcheson (1970). Método aplicado exclusivamente al índice de Shannon en las comparaciones estadísticas por ser el índice al que han reportado la forma de estimar su varianza. El mismo procedimiento ha sido aplicado en México en el análisis de la estructura de ecosistemas vegetales por Foroughbakhch et al. (1994) entre otros. Con respecto a la estructura de la diversidad-abundancia de la comunidad florística fue descrita por el modelo de la Serie Geométrica.

6.2.1 Descripción del procedimiento de los modelos del IVI, el Benthic Index y sus modificaciones.

La aplicación de los modelos multimetricos (IVI y Benthic Index) consistió en los pasos del protocolo del Benthic Index of Biotic Integrity aplicado en combinación con el WHAT. El procedimiento general de evaluación siguiendo el esquema multimétrico comprende 6 pasos secuenciados.

1. Desarrollo de la base de datos (Stribling et al, 1998; Carlisle, 1998)
2. Identificación de los sitios degradados y el de referencia (Stribling et al, 1998)
3. Determinación de los estratos apropiados (Stribling et al, 1998)
4. Compilación de las métricas candidatas (Stribling et al, 1998)
5. Validación de las métricas candidatas (Stribling et al, 1998)
6. Aplicación de los modelos: Combinación de las métricas en un índice, (Stribling et al, 1998; Carlisle, 1998)

Cada uno de los pasos debe cumplir con una serie de criterios de acuerdo a su planteamiento en el modelo original

6.2.1.1 Desarrollo de la base de datos (paso 1).

En los términos originales del modelo el desarrollo de la base de datos incluye el acopio de información o la medición de distintos parámetros del ecosistema para distinguir o discriminar entre los sitios utilizando la información de las características bióticas y no bióticas (desde el uso del suelo hasta el hábitat). Es importante apuntar que el modelo fue creado en un país que cuenta con los recursos suficientes para lograr todas las actividades planteadas en el mismo. La presente investigación solamente se enfocó en el análisis de la vegetación y uno de los objetivos es, precisamente, lograr la evaluación de la integridad ecológica con el mínimo de información basado en el ensamblaje de la vegetación.

Para la generación de la información básica del trabajo se realizó la programación de campo y el procesamiento de los datos colectados basados en las siguientes actividades:

6.2.1.1.1 Selección de los sitios de muestreo.

De acuerdo a Roth et al. (1997) todos los sitios de muestreo deben ser seleccionados con base en un esquema estratificado probabilístico, sin embargo, en el presente estudio se hizo en forma sistemática seleccionando 12 sitios de muestreo en la comunidad de Manglar. La justificación se basa en tamaño relativamente pequeño de las comunidades de manglar en la reserva que apenas alcanza las 4,307 hectáreas representando el 1.33% del total de las 302,706 hectáreas y también, a la supuesta homogeneidad debido al tamaño reducido de las comunidades. Los sitios de muestreo fueron ubicados en las 4 áreas de mayor tamaño, el Río San Pedro y San Pablo, la Laguna el Cometa, Laguna el Coco y Arroyo Polo. En el cuadro 2, Están las coordenadas geográficas y las localidades que corresponden a los sitios estudiados.

Tabla IV.
Localización de los sitios de muestreo en el manglar de la reserva de la biosfera, Pantanos de Centla. Coordenadas geográficas de los doces sitios y sus localidades.

Localidad	Sitio	Latitud	Longitud
Laguna El Coco	M1	18° 28´ 10´´	92° 40´ 00´´
Laguna El Coco	M2	18° 28´ 05´´	92° 41´ 00´´
Laguna El Coco	M3	18° 28´ 35´´	92° 41´ 14´´
Arroyo Polo	M4	18° 28´ 38´´	92° 39´ 07´´
Arroyo Polo	M5	18° 28´ 41´´	92° 39´ 07´´
Laguna El Cometa	M6	18° 28´ 12´´	92° 26´ 42´´
Laguna El Cometa	M7	18° 28´ 10´´	92° 26´ 38´´
Laguna El Cometa	M8	18° 28´ 11´´	92° 26´ 40´´
Laguna El Cometa	M9	18° 28´ 12´´	92° 26´ 39´´
Río San Pedro y San Pablo	M10	18° 36´ 03´´	92° 29´ 05´´
Río San Pedro y San Pablo	M11	18° 32´ 54´´	92° 28´ 52´´
Río San Pedro y San Pablo	M12	18° 32´ 43´´	92° 26´ 30´´

6.2.1.1.2 Muestreo y análisis de las comunidades vegetales.

Primeramente, se realizaron tres recorridos en distintos sitios con el fin de inventariar el total de especies presentes en la comunidad de manglar. Posteriormente se realizaron tres muestreos preliminares para determinar el área mínima de muestra

(unidad observacional) siendo utilizado el método del cuadrante y el concepto de la curva área-especies. De acuerdo a Mueller-Dombois los cuadrantes de 400 metros cuadrados (20X20 metros) son suficientes para representar el área mínima de muestreo en estudios de selvas y bosques, sin embargo, en los cuadrantes realizados en el presente estudio se encontró que el número de especies de los cuadrantes de 10X10 metros no se incrementaba al aumentar el área a 15X15 y la misma situación ocurrió con el aumento a superficies de 20X20 metros. Quizá debido a la gran alteración o disturbio a que están sujetos los manglares en la reserva. Los cuadrantes fueron hechos a lo largo de 4 transectos en los siguientes lugares: Laguna el Cometa, Laguna el Coco, Arroyo Polo y Río San Pedro y San Pablo con un total de doce cuadrantes o sitios de muestreo.

Los datos colectados en campo fueron la riqueza de especies y la densidad de cada especie. Los ejemplares colectados fueron prensados para su posterior identificación y verificación sistemática en el laboratorio.

6.2.1.2 identificación de los sitios de referencia y degradados (paso 2).

La gran mayoría de los trabajos realizados en los Estados Unidos para la determinación de los sitios de referencia y degradados utiliza los criterios de establecidos por el Maryland Fish IBI (Roth et al. 1997). Este esquema se basa en una serie de criterios físicos y químicos que comprenden una mezcla de análisis químicos de laboratorio, química de campo, observaciones visuales basadas en el hábitat físico, en las condiciones riparias y en el uso del suelo. En el caso del manglar de la reserva fue necesario aplicar un criterio diferente para lograr la identificación de cuando menos un sitio de referencia.

Una de las premisas primordiales en la caracterización de los sitios de referencia y degradados es contar con la información histórica o actual de las características del ecosistema como hábitat, uso del suelo, calidad del agua, entre otros. En el caso de la presente investigación no se cuenta con los datos históricos y tampoco fue posible medir los parámetros ya mencionados para contar con una plataforma de información base que permitiese discriminar entre los sitios. Es obvio que realizar las mediciones necesarias elevaría los costos y uno de los objetivos de la presente investigación es estructurar un modelo de bajo costo. No obstante, es posible identificar los sitios y realizar la discriminación con los mismos datos de la vegetación que fueron colectados durante el trabajo de campo.

6.2.1.3 Determinación de los estratos apropiados (Paso 3).

La detección de la afectación antropogénica sobre los ensamblajes de las comunidades biológicas debe ocurrir independientemente de las diferencias inherentes dadas por los factores naturales. La clasificación de los sitios provee un marco para organizar e interpretar la variabilidad natural de los ecosistemas. Las ecoregiones son el principal ejemplo de un marco de clasificación (Omernik 1995). Sin embargo, la clasificación de las variables puede ser hecha en una escala más fina que las ecoregiones o subregiones, como es el caso de los gradientes de altitud o las áreas de drenaje.

Para la clasificación o estratos apropiados, Stribling et al (1998) recomiendan el uso de índices de similaridad como el de Jaccard o el uso de las técnicas de análisis de conglomeradosy con base en las diferencias o agrupamientos resultantes son determinadas las clases de sitios.

6.2.1.4 Compilación y calibración de las métricas candidatas (paso 4).

Las métricas permiten al investigador el uso de los atributos con significancia en la indicación o respuesta a la alteración de las condiciones ecológicas y de las comunidades. Para que una métrica sea útil debe cumplir con los siguientes requisitos (1) ecológicamente relevante al ensamblaje biológico o comunidad bajo estudio; (2) sensible a los factores de alteración y capaz de proveer una respuesta que sea capaz de ser diferenciada de la variación natural.

El procedimiento consiste en la revisión de los valores de los rangos de las métricas potenciales y la eliminación de aquellas que tienen demasiados valores cercanos a cero en las poblaciones de los sitios de referencia. Para ello es común utilizar la estadística descriptiva (medidas de tendencia central, rango, distribución, valores atípicos) para caracterizar el desempeño de la métrica dentro de la población de los sitios de referencia. Posteriormente se eliminan las métricas que tienen demasiada variabilidad y que no pueden discriminar entre sitios de diferente condición.

Las métricas candidatas para su inclusión potencial y prueba en el IVI fueron seleccionadas de estudios previos incluyendo la modificación de algunas de ellas. En

términos generales las métricas fueron agrupadas en las siguientes tres categorías: (1) Riqueza, (2) Composición, (3) Tolerancia/Intolerancia y Tendencias de hábitat.

a) Riqueza taxonómica:

Las métricas en ésta categoría consideran el número de cada uno de los distintos taxa o jerarquías taxonómicas seleccionadas y depende de la comunidad estudiada.

b) Composición taxonómica:

Estas métricas están basadas en la proporción de individuos en una muestra que pertenecen a un determinado grupo taxonómico.

c) Tolerancia/Intolerancia y tendencias del hábitat:

La tolerancia de un taxón está basada en su capacidad de sobrevivir entre un corto o un largo tiempo de exposición a los agentes físico-químicos o a la alteración hidrológica, la contaminación química o por la degradación del hábitat. En el cuadro 3, se muestra la descripción general de las métricas, su respuesta y su forma de cálculo.

Tabla V.
Descripción de las métricas de la comunidad de Manglar seleccionadas y modificadas para la evaluación de la integridad biológica de la comunidad y su respuesta al disturbio.

MEDIDA	DESCRIPCIÓN	RESPUESTA AL DISTURBIO	CÁLCULO
COMUNIDAD (SIMILARIDAD)	*La semejanza de las comunidades al sitio de referencia cambiará tanto como se incremente el disturbio.*	*Declina*	*Porcentaje total de especies compartidas (Índice de Jaccard)*
RIQUEZA DE TAXA (ESPECIES)	*El N° total de especies de plantas en el sitio cambiará con el incremento del disturbio*	*Variable (la premisa es que decline)*	*Proporción del número de especies en el sitio con respecto al inventario total de especies*
BIOMASA PERSISTENTE	*La descomposición de la vegetación provee un importante soporte a la cadena de alimentos y a la estructura del hábitat*	*Declina*	*Proporción de especies con respecto al total con un atributo positivo de biomasa persistente*
CONDICIÓN DE DESARROLLO	*Las especies disminuirán su número tanto como las condiciones del hábitat sean alteradas por el disturbio*	*Declina*	*Proporción de especies de origen primario*

AFINIDAD POR HUMEDALES (HIDROFILIA)	*La composición de especies cambiará hacia el ambiente terrestre debido al disturbio*	*Incrementa*	*Sumatoria de las especies de acuerdo a su valor de humedad*
CONTRIBUCIÓN DE LA ESPECIE DOMINANTE	*Una comunidad saludable tendrá un balance entre la composición de los taxa dominantes y los no dominantes.*	*Incrementa*	*Proporción de la abundancia de la especie dominante con respecto a la abundancia total de cada sitio*
RAREZA/CATEGORÍA DE PROTECCIÓN O ESTÁTUS	*Conforme se incrementan los factores de alteración se incrementará el número de especies comunes y disminuirá el número de especies en categoría especial*	*Declina*	*Proporción de especies en alguna categoría o condición especial*

6.2.1.5 Validación de las métricas candidatas (Paso 5).

Casi todos los modelos de índices multimetricos requieren la transformación de los datos de cada una de las métricas en valores ajustados a escalas ordinales. La razón principal es la homogenización de los valores que fueron derivados de datos medidos en unidades diferentes, a manera de ejemplo se cita el número de especies y porcentaje de cobertura, métricas cuya medición está dad por el número absoluto y por el porcentaje lo cual no permite la comparación directa, sin embargo al transformarlos se facilita la comparación.

En este trabajo se aplica el mismo concepto de transformación que en los modelos originales, sin embargo, en un paso antes de la transformación de los valores a una escala ordinal se determinó utilizar para cada métrica las proporciones de los valores crudos con el fin de normalizar la distribución de los datos, para posteriormente someterlos a las pruebas de medias y análisis de varianza de la estadística descriptiva. Junto con estos análisis se sometieron los datos de las métricas al análisis de conglomerados para detectar la asociación entre las mismas y su utilidad práctica.

6.2.1.6 Combinación de las métricas en un índice (Paso 6).

La estructura final del modelo del IVI, incluye como paso final la obtención de los valores finales del IVI. Este último paso consiste en la tabulación de los datos crudos de cada sitio que son sometidos a un análisis gráfico (gráficas de caja) basado en la estandarización de la distribución del universo de datos mediante percentiles. En este caso puede usarse como límite superior el percentil 50 o el percentil 95 de la condición de referencia y con base en la comparación del resto de los valores de los sitios evaluados determinar si cumplen o no con los valores de la condición de referencia. Son múltiples las formas de estandarizar, calcular e interpretar los valores de las métricas y, para el presente estudio, se consideró la estandarización simple basada en la distribución de percentiles de los valores de cada métrica utilizando los cuartiles de 25, 50 (mediana) y 75. En dicha estandarización se incluye los valores de las condiciones de referencia, las cuales no necesariamente resultarán con los mejores valores del IVI.

La distribución de los valores en cuartiles es usada para cuadriseccionar los rangos de los valores en una escala ordinal de 4 valores que van desde 0, 2, 4 y 6, considerando el valor más bajo como una condición de gran afectación y el valor más alto como una condición original o cercana a la misma, es decir, con poca afectación. La base del modelo fue tomado del Wetland Health Assessment Toolbox (WHAT) Carlisle et al (1998) y fue modificado para simplificarlo y adaptarlo a la evaluación del manglar.

Si en el universo de sitios evaluados existe uno o más que presentan condiciones originales o de cero afectaciones, mostrarán el máximo valor de IVI. Sin embargo, esta situación es utópica para un gran número de ecoregiones y el caso del manglar de los Pantanos de Centla no es la excepción. El cálculo final y la interpretación de los valores de IVI se basan en la comparación relativa y para ello los valores de las métricas de cada sitio son sumados en un valor final. El máximo valor final de la condición ideal es transformado en una base de 100 y después se hace lo mismo con los valores de los sitios. Finalmente, para la interpretación del IVI, los valores de los sitios se someten de nueva cuenta a un cuadriseccionamiento con el fin de separar en una nueva escala ordinal, cuatro condiciones de integridad de los sitios: Excelente, Buena Regular y Pobre.

6.2.2 Descripción de los índices de diversidad ecológica de Shannon-Weiner, de Simpson y el modelo de la Serie Geométrica.

El índice de diversidad de Shannon esta basado en la abundancia proporcional de las especies (Magurran, 1989) y su ecuación toma la forma de:

$$H' = -\Sigma\, p_i \ln p_i$$

Donde:

P*i* = la proporción de individuos hallados en la *i*-esima especie
ln = logaritmo natural

El índice de Simpson está basado en una medida de dominancia y su ecuación toma la forma de:

$$D = \Sigma\, p_i^2$$

Donde:

P*i* = a la abundancia proporcional de la *i*-esima especie (ni/N)

La prueba de hipótesis sobre la similitud o diferencia utilizando la *t* de Hutcheson (1970) es descrita por el modelo:

$$t = \frac{H_1 - H_2}{(VarH + VarH_1)^{1/2}}$$

Donde:

$H_{1,\,2}$ = índices de Shannon en muestras 1 y 2

Var H_1 y H_2 = varianza del índice de Shannon en muestras 1 y 2 con grados de libertad dados por la siguiente ecuación.

$$df = \frac{(VarH_1 + VarH_1)^2}{(VarH_1)^{\,2}/\,N_1 + (VarH_2)^2/\,N_1}$$

Donde:

N_1 y N_2 = al número total de individuos en las muestras 1 y 2.

Finalmente, el modelo de la Serie Geométrica descrito por Magurran (1989) es:

$$n_1 = NC_kK(1\text{-}K)^{1\text{-}1}$$

Donde:

n_1 = número de individuos de la especie que ocupa la *i*-esima posición de abundancia

N = número total de individuos

$C_k = (1\text{-}(1\text{-}K)^s)^{-1}$
k = proporción del espacio de nicho disponible o recursos que cada especie ocupa.

7. RESULTADOS.

Los resultados están presentados de acuerdo a cada uno de los procedimientos probados. En primer término se describen los resultados obtenidos con el procedimiento metodológico de los modelos de índices multimétricos empleados. Posteriormente se presentan los resultados de los análisis de diversidad ecológica.

7.1 Resultados del modelo del Índice de Integridad Vegetativa (IVI).

La descripción de los resultados del Índice de Integridad vegetativa (IVI), son expuestos con base en la secuencia de pasos recomendados en los modelos del WHAT y del Benthic Index. De esta manera los resultados son:

7.1.1 Desarrollo de la base de datos (Paso 1).

Como resultado de las visitas preliminares llevadas a cabo en la reserva de la biosfera Pantanos de Centla se logró el reconocimiento de la comunidad vegetativa correspondiente al manglar y de sus condiciones generales. Se muestrearon 12 sitios distribuidos en las áreas correspondientes al río San Pedro y San Pablo, Laguna el Cometa, Laguna el Coco y Arroyo Polo. El área mínima de muestreo fue de 100 metros cuadrados (10X10), área que resultó de la ejecución de tres muestreos preliminares. Los datos tomados en campo consistieron en la riqueza de especies y la abundancia de las especies. El número total de especies en el inventario fue de 25 con un total de 894 individuos. A partir de los parámetros medidos en campo se generaron los atributos o parámetros secundarios que se utilizaron para determinar las métricas en la evaluación de la integridad. Con base en el número de especies y su abundancia se obtuvieron los valores de siete métricas:

a) Similaridad de la comunidad
b) Riqueza de especies
c) Biomasa persistente (perennifolia)

a) Condición de desarrollo
b) Afinidad por la humedad (hidrofilia)
c) Contribución de la especie dominante
d) Categoría de protección o estatus

Con respecto a la fisonomía del paisaje el manglar esta conformado por la predominancia de árboles, principalmente de mangle. Las especies principales que lo componen son: *Rhizophora mangle* (Mangle Rojo), *Pachira acuatica* (Zapote de agua) y *Lonchocarpus hondurensis* (Palo gusano) en primer plano. En la tabla 1, Están listadas las especies inventariadas, la densidad y el resto de los atributos medidos.

Tabla VI
Concentración de los datos de densidad y de las especies colectadas en el manglar de la reserva de la biosfera, Pantanos de Centla.
P y Pr = especies protegidas; * = especie secundaria

Nombre científico	Nombre común	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7	M8	M9	M10	M11	M12
Acoelorraphe wrigthii	Tasiste	6	8	3	0	4	4	2	0	1	0	0	0
Bactris baculifera	Jaguacté	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0
Laguncularia racemosa	Mangle blanco P	0	8	0	13	0	0	35	39	0	4	0	10
Rhizophora mangle	Mangle rojo Pr	21	34	28	14	13	18	3	5	17	20	32	19
Aviccenia germinans	Mangle negro Pr	0	0	0	0	0	0	2	3	3	0	0	5
Conocarpus erectus	Mangle prieto Pr	0	0	0	0	0	0	2	2	0	1	0	0
Achrostichum aureum	Cola de Lagarto	7	12	9	15	5	11	6	7	14	8	14	8
Sabal mexicana	Guano redondo*	5	3	2	3	1	0	7	5	4	4	8	3
Coccoloba barbadensis	Bolchiche*	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
Pithecellobium lanceolatu	Tucuy*	3	2	5	2	0	3	0	0	2	0	2	0
Bucida buceras	Pukté	0	1	0	0	3	1	0	0	1	0	0	0
Hibiscus tiliaceus	Majagua*	2	2	0	2	0	1	0	0	1	0	0	1
Malvaviscus arboreus	Sibil*	0	1	0	2	4	4	0	0	3	0	0	
Dalbergia browneii	Muco*	6	5	9	0	5	2	0	0	2	3	3	4
Lonchocarpus hondurensis	Palo Gusano *	1	0	0	2	0	1	0	0	0	0	0	1
Clerodendrum ligustrinum	Musté*	0	2	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
Annona glabra	Corcho*	0	2	1	0	0	3	0	2	0	0	3	0
Urechites andrieuxii	Bejuco lechoso*	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	3
Achmea bracteata	Pita	1	0	3	0	3	1	4	0	0	0	3	1
Bromelia pinguin	Piñuelilla	0	1	3	1	0	2	0	0	4	2	0	1
Habenaria randia	Orquídea	16	16	5	7	12	6	1	5	14	17	9	17
Pachira aquatica	Zapote de agua	5	7	0	10	0	5	0	4	0	16	5	10
Anthurium schlechtendalii	Orquídea	1	0	0	2	0	1	0	0	0	1	0	0
Selenicereus testudo	Pithaya	0	0	0	0	0	8	2	0	0	0	0	0
Sideroxylon gaumerii	Caracolero	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Total individuos	894	75	104	68	75	51	78	65	73	67	76	79	83

La estructura del manglar está constituida por los elementos característicos de esta comunidad para México. Los resultados obtenidos en los estudios (inventarios) realizados constataron los datos encontrados en la elaboración del Programa de Manejo de la Reserva. El orden que siguen en su estructura es: *Rizophora mangle* a la orilla de ríos y lagunas estudiadas en donde presenta su mayor densidad. Esta especie es la que mejor controla los efectos provocados por las mareas y la alta concentración de sales. En los bordos de los ríos es muy común encontrarlo asociado a las siguientes especies riparias: *Dalbergia brownii* (muco) y *Pithecellobium lanceolatum* (tucuy). *Avicennia*

germinans se establece atrás de la línea formada por el mangle rojo y se presenta a manera de masas puras, pero es más frecuente formando bosques mixtos. Y finalmente, *Laguncularia racemosa* y *Conocarpus erecta* aparecen donde la salinidad aparentemente es baja. En este caso el mangle se asocia francamente con la selva mediana subperennifolia (Laguna El Cometa), el mucal, tintal y las comunidades hidrófitas haciéndose acompañar en este caso por especies características de los estratos del pukteal como *Bucida buceras*, *Pachira aquatica*, *Bactris baculifera* y *Sabal mexicana*, entre otras.

El manglar sirve como refugio a otras formas de vida, entre ellas las epífitas como *Achmea bracteata* y el helecho característico del manglar, *Achrostrichum aureum*. El manglar se distribuye por la margen derecha del Río Grijalva, al noroeste de la región por el rumbo de Arroyo Polo al Sur de Frontera. Se continúa como una pequeña franja hacia el oeste del área protegida, hasta su localización más al sur antes de Tres Brazos donde se mezcla con selva mediana subperennifolia, también se encuentra como elementos aislados en las Lagunas San Pedrito, Librillo y el Moral. Su distribución en dirección NE se delinea desde la Barra de San Pedro, continuando por la margen izquierda del Río San Pedro y San Pablo, formando una franja de 18 a 20 Km. hasta llegar a la laguna Costera El Cometa en donde disminuye su concentración y se mezcla con el pukteal.

7.1.2 identificación de los sitios de referencia y degradados (Paso 2).

Para determinar el sitio de referencia y los sitios degradados se hizo uso de los datos tomados en campo (esquema *a posteriori*) y de la técnica de análisis gráfico (gráficas de caja). De los doce sitios estudiados se logró seleccionar cuando menos uno de los sitios, como sitio de referencia. El sitio M8 resultó ser el que mostraba la mejor condición de conservación. En la figura 9 se observa la distribución de los sitios basada en los valores de todas las métricas en la evaluación. Para lograr definición del sitio de referencia se utilizó la distribución de percentiles de los valores medidos, tomando como valor central la mediana y considerando que el sitio con el valor más alto de la mediana presenta mejores condiciones de conservación. Sin embargo, el sitio M8 que presenta la mediana más alta, también presenta un valor atípico bajo.

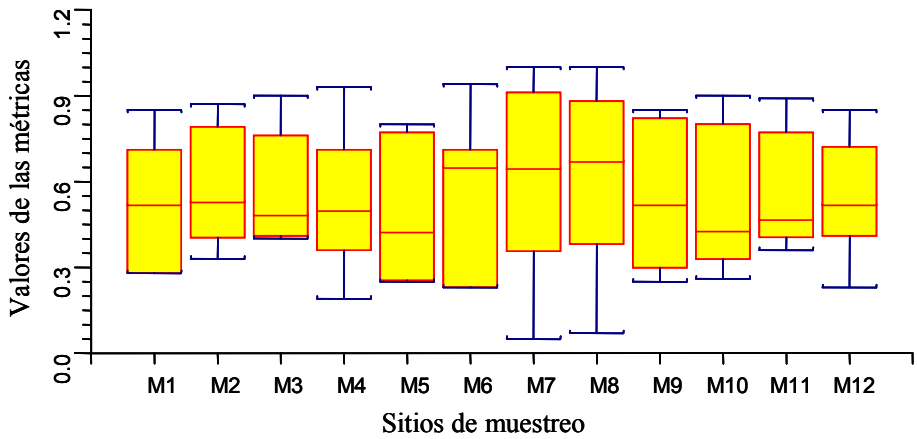


Figura 9. Gráfica de Caja de los percentiles de las métricas para los 12 sitios de muestreo. Discriminación de la condición menos alterada y las condiciones más alteradas.

7.1.3 Determinación de los estratos apropiados (Paso 3).

Esta etapa de la metodología no fue posible aplicarla debido a la ausencia de datos no biológicos del manglar y a la imposibilidad de desarrollarlos como parte de los objetivos del presente estudio. Sin embargo, es probable que no se presentase una estratificación o clasificación de sitios en función de las características del hábitat ya que se presupone que el hábitat es relativamente homogéneo o uniforme para los doce sitios seleccionados. Esta suposición implica que la variación natural se da en las mismas condiciones para todos los sitios estudiados.

7.1.4 Compilación y calibración de las métricas candidatas (Paso 4).

Como resultado de la selección, compilación y calibración de las métricas se describe su aplicación y las modificaciones realizadas en las mismas para la evaluación de los doce sitios seleccionados, junto con los valores obtenidos para cada una de las métricas.

7.1.4.1 Métrica 1: Índice de similitud de la comunidad.

Ésta métrica se fundamenta en los cambios que ocurren en el ensamblaje de la comunidad con relación al incremento del disturbio y por lo tanto, la semejanza con la condición de referencia será menor. Esto significa que el número de especies compartidas entre los sitios alterados y la condición de referencia decrece.

Para calcular la similitud de especies en la comunidad se aplicó el Índice de Jaccard. Esta es una de las medidas más ampliamente usadas para examinar la similaridad de pares de sitios en términos de la presencia-ausencia de taxa (Magurran, 1988) y es expresado como un porcentaje de las taxa compartidas por la siguiente fórmula:

$$C_j = j/(a+b-j)$$

Donde:

j = al número de taxa común en ambas muestras
a = al número de taxa en la muestra a
b = al número de taxa en la muestra b

Puesto que son múltiples las comparaciones entre los sitios al hacerlos por pares, se consideró utilizar la media como valor central para determinar la similitud de cada uno de los sitios con respecto al resto de los mismos y de este modo poder realizar la comparación. Esta modificación en el procedimiento permite la manipulación de los datos.

Los índices de similaridad de la comunidad promedio resultaron en una distribución de valores bastante uniforme para todos los sitios. Pero a pesar de la uniformidad, los valores de similaridad fueron bajos, significando que realmente no es más de la mitad de las especies las que, en forma general son compartidas entre los sitios. Incluso, entre los sitios que presentan los valores más bajos de similaridad general están el sitio de la condición de referencia, M8 y también el M7 que pertenecen a la Laguna El Cometa. En la figura 10 se muestra la gráfica de barras con los valores de similaridad para todos los sitios.

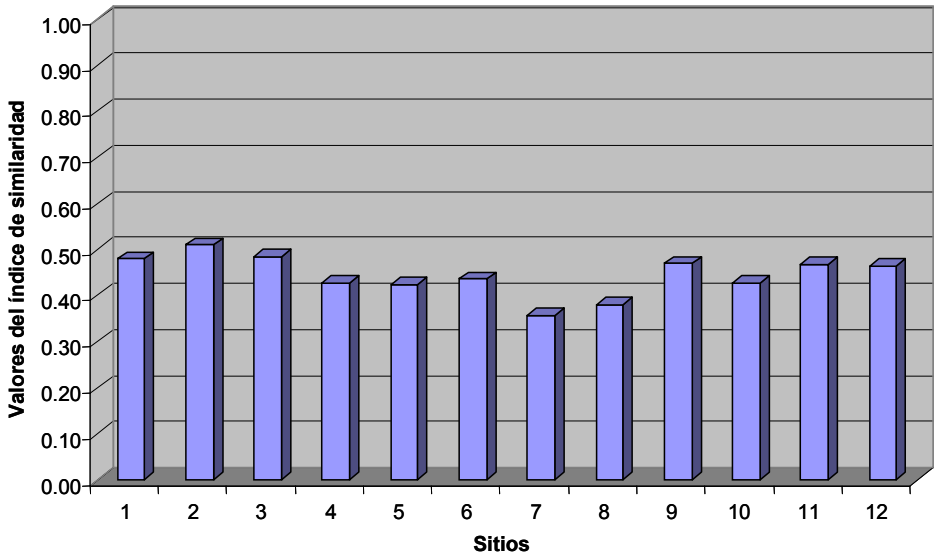


Figura 10. Promedios del índice de similaridad de Jaccard. El porcentaje (promedio) de especies compartidas en el manglar es relativamente bajo.

7.1.4.2 Métrica 2: Riqueza de taxa.

La riqueza de taxa refleja la salud de una comunidad a través de la medición de la cantidad de especies presentes. El concepto de ésta métrica se basa en que el número total de especies cambiará en función del incremento del disturbio, generalmente cuanto más saludable se encuentra un ecosistema, la riqueza de taxa será mayor. Sin embargo la repuesta de está métrica puedes ser variable, es decir, la riqueza puede incrementarse o declinar dependiendo de distintas circunstancias. En algunas ocasiones se incrementa la riqueza de taxa por un aumento en el número de especies invasoras y secundarias pero este efecto es casi siempre temporal o en función de la permanencia del agente de disturbio. No obstante, en regiones con climas adversos y con gran presión antropogénica la riqueza de taxa tiende a bajar porque no existe el suficiente número de especies oportunistas o porque la alteración del ecosistema llega al punto de no permitir la sobrevivencia de las oportunistas. Para propósito del presente estudio se consideró que la riqueza de taxa tiende a bajar como respuesta de la métrica.

En el modelo original del IVI se utiliza la diferencia absoluta del total de taxa (especies) en la ecoregión de acuerdo a la siguiente formula:

$$\left| \Sigma S_c - Ti \right|$$

Donde:

ΣS_c = Número de especies en el sitio

Ti = Inventario total de especies

Como resultado del trabajo se modificó el cálculo de la métrica utilizando la proporción de especies encontradas en cada sitio con respecto al total de especies en el inventario, en lugar de usar la diferencia absoluta.

Ninguno de los sitios resultó tener la riqueza del total de las especies inventariadas para la comunidad del Manglar. El sitio que más se acercó fue el M6, pero el sitio de referencia M8, presenta valores bajos de riqueza de especies, sin embargo ambos pertenecen a la Laguna. En la figura 11 están graficados los datos de la riqueza de especies.

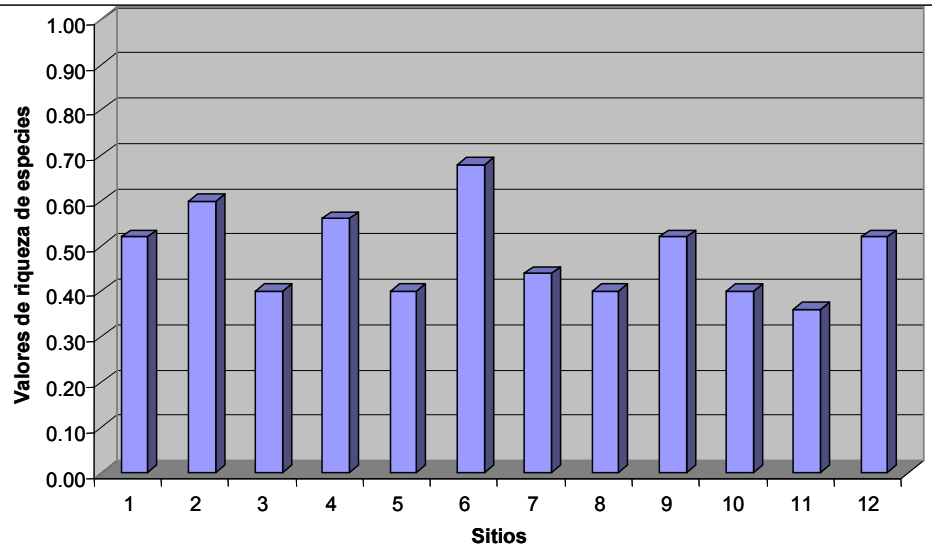


Figura 11. Gráfica de la riqueza de especies. esta permanece contrastante entre los sitios de referencia Laguna El Cometa (sitio 8) y el Arroyo Polo (sitio 6).

7.1.4.3 Métrica 3: Biomasa persistente.

La descomposición de la vegetación provee un importante soporte a la cadena alimenticia y en la estructura del hábitat; en ecosistemas con ciertos niveles de degradación, este parámetro generalmente declina. La base original en la determinación de esta métrica es la asignación de valores de 1 a las especies que muestran el atributo de biomasa persistente y de 0 a las que persisten una sola temporada (año). Con base en estos valores se determina la abundancia total de especies con un atributo positivo de biomasa persistente. En el caso del manglar de la reserva se modificó el cálculo utilizando la proporción de especies con respecto al total por sitio, en lugar de la abundancia total de especies con atributo positivo de biomasa persistente. Los sitios que mostraron un valor más alto en esta métrica fueron el de referencia M8 y el M7, laguna El Cometa. Los demás aunque no muestran valores bajos si presentan especies cuya condición es caduca o anual. En la figura 12, están graficados los datos de biomasa persistente.

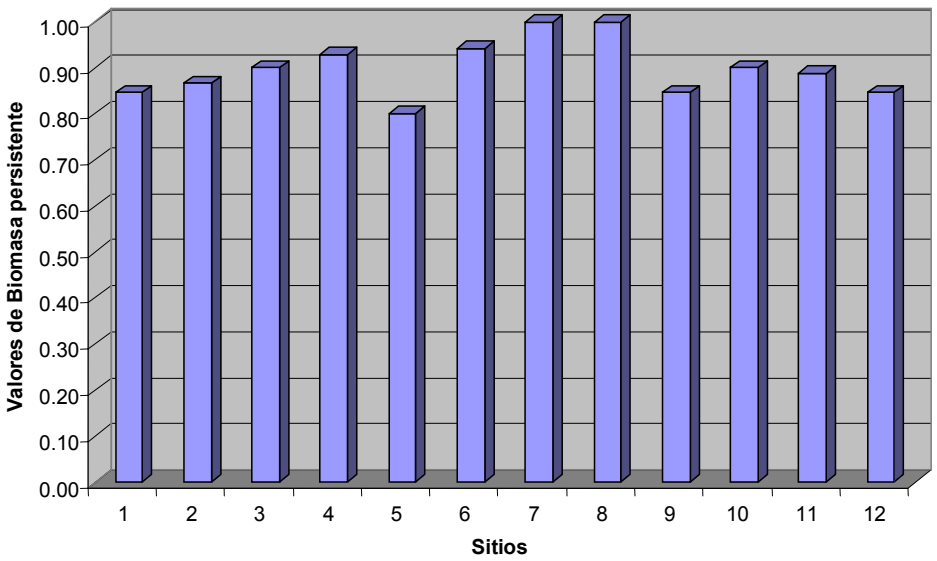


Figura 12. Gráfica de la biomasa persistente.Son muy pocos los elementos que muestran caducidad y por eso la gran mayoría de los sitios resultaron con valores altos de biomasa persistente

7.1.4.4 Métrica 4: Condición de desarrollo.

La aplicación de ésta métrica se basa en el concepto de sucesión de especies dentro de un ecosistema. De acuerdo a Echarri (1998), existen patrones regulares en toda sucesión. Primero colonizan el lugar las especies secundarias u oportunistas, de gran facilidad de dispersión y rápida multiplicación; después, poco a poco, van apareciendo especies de crecimiento más lento pero más resistentes y más organizadas.

Aumenta la diversidad, originándose una estructura más complicada (redes tróficas mayores y más complicadas), y aumentan las relaciones de parasitismo, comensalismo y otras entre especies. El propósito de ésta métrica, en el modelo original del IVI, es el de cuantificar la presencia y desarrollo de las especies de plantas oportunistas las cuales se entienden como aquellos individuos que ocupan nuevas áreas con facilidad y se extienden por ellas con rapidez; así éstas especies colonizarán o persistirán en el ecosistema tanto como las condiciones del hábitat sean alteradas por el disturbio.

Para la obtención del valor de la métrica se asigna el valor de 1 a las especies con atributos de oportunismo positivo tomando como premisa que bajo la presencia de un factor de disturbio, las especies y sus poblaciones se incrementarán y con valor de 0 a las especies que son de origen primario. De este modo, se obtiene el valor de abundancia de especies oportunistas pero en el caso de manglar se modificó el cálculo de la métrica obteniendo la proporción de especies primarias en lugar de la abundancia total de especies secundarias u oportunistas. La interpretación es con respecto a la condición de las especies primarias y no a las secundarias.

En esta métrica el sitio M7, laguna El Cometa, que está muy cercano al de referencia en cuanto a condición ecológica, muestra un buen desempeño debido a que prácticamente el predominio es de las especies primarias, pero en cambio el sitio de referencia M8, laguna El Cometa, tiene también un valor alto pero es superado por el sitio M10, Río San Pedro y San Pablo. El resto de los sitios presentan una buena cantidad de especies oportunistas, especialmente los dos sitios que pertenecen al Arroyo Polo. La figura 13 de la gráfica de barras describe el comportamiento de las especies primarias en los sitios evaluados.

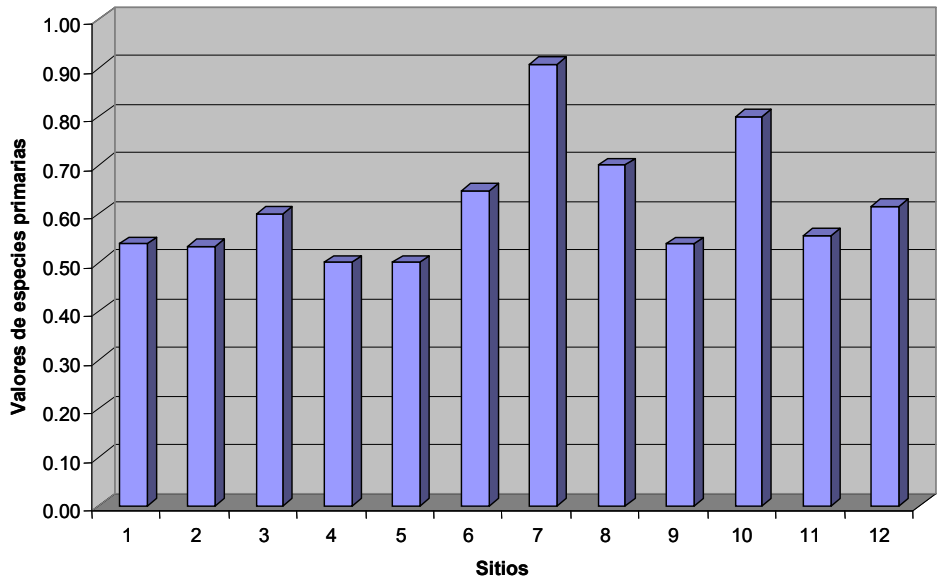


Figura 13. Gráfica de la abundancia de las especies primarias en la comunidad de manglar

7.1.4.5 Métrica 5: Afinidad a la humedad.

El modelo original del IVI utiliza una categorización con base en la afinidad a las condiciones de humedad de cada una de las especies inventariadas. El rango de valores está situado en una escala de 0 a 1, con 11 categorías y un valor fijo para cada una de ellas. Aún y cuando una categorización, debe ser por definición sujeta a una escala ordinal, el rango de valores entre 0 y 1, permite el ajuste a una escala de razón, y por ende, la manipulación de los datos puede ser realizada en forma cuantitativa con propiedades paramétricas. El rango de valores de acuerdo a la afinidad con respecto a las condiciones de humedad, va desde las acuáticas hasta las terrestres. Este atributo fue tomado directamente de la lista nacional de la USFWS (National List of Vascular Plant Species that occur in Wetlands: 1996 national summary), esta lista fue elaborada para las especies propias de los humedales. El rango de valores del atributo va desde totalmente dependiente del agua o del humedal hasta las terrestres. En el cuadro 4, está descrito el rango de valores para las distintas categorías de afinidad. El cálculo se obtiene por la suma de los valores que corresponden a cada una de las especies por sitio. Esta métrica no fue modificada y se aplicó en su forma original en el presente trabajo. En la figura 14 Se observa de manera muy clara el alto grado de afinidad de las especies que componen la comunidad de manglar en la reserva y en esta métrica aunque no es con gran diferencia si destaca el sitio M8, Laguna El Cometa del resto de los sitios.

Tabla VII **Escala ordinal para categorizar la hidrofilia de las especies de los humedales. USFWS, National List. 1996.**	
Categoría	**Escala**
Obligadas (Obl)	1
Facultativas húmedas positivas (FacWet+)	0.91
Facultativas húmedas (FacWet)	0.82
Facultativas húmedas negativas (FacWet-)	0.71
Facultativa positiva (Fac+)	0.60
Facultativa (Fac)	0.50
Facultativa negativa (Fac-)	0.41
Facultativa terrestre positiva (FacUp)	0.29
Facultativa terrestre (FacUp)	0.18
Facultativa terrestre negativa (FacUp-)	0.09
Terrestre (Upl)	0.00

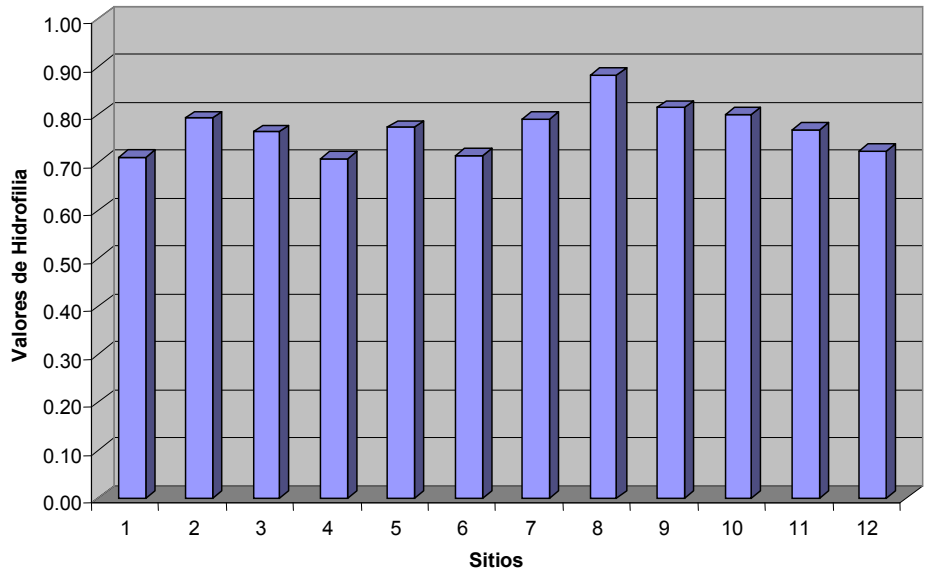


Figura 14. Gráfica de Afinidad a los humedales. Comportamiento de las especies a la hidrofilia, la gran mayoría de las especies presentes son hidrofílicas.

7.1.4.6 Métrica 6: Porcentaje de contribución de la especie dominante.

Esta métrica no existe en el modelo original del IVI y fue tomada del índice bentónico de integridad biológica y de sus variantes, usado en los ensamblajes de invertebrados (Stribling et al, 1998). La justificación de su uso está fundamentada en el comportamiento fisonómico de la especie o especies dominantes presentes en el estrato arbóreo en el manglar, la cual o las cuales determinan su fisonomía. En su forma original la métrica hace referencia a la proporción de las familias de invertebrados que muestran una mayor densidad poblacional, bajo la premisa de que el disturbio o la afectación propician que un mayor número de familias de la comunidad disminuya su densidad y que solamente unas cuantas incrementen su número. En los índices originales se considera de manera convencional la proporción de la abundancia de individuos de las tres familias dominantes, pero en el presente estudio sólo se considera la proporción de la especie que presenta la mayor dominancia. El cálculo de esta métrica considera la proporción de la abundancia de la especie arbórea dominante del manglar con respecto a la abundancia total del sitio. La interpretación de la métrica consiste en que una menor proporción significará un mayor disturbio o afectación en la condición ecológica En esta métrica los valores más altos corresponden al sitio de referencia M8 y el sitio M7, ambos de la Laguna El Cometa. En el resto de los sitios el grado de dominancia se ve repartido con otras especies e incluso, en algunos sitios el dosel arbóreo está muy clareado.

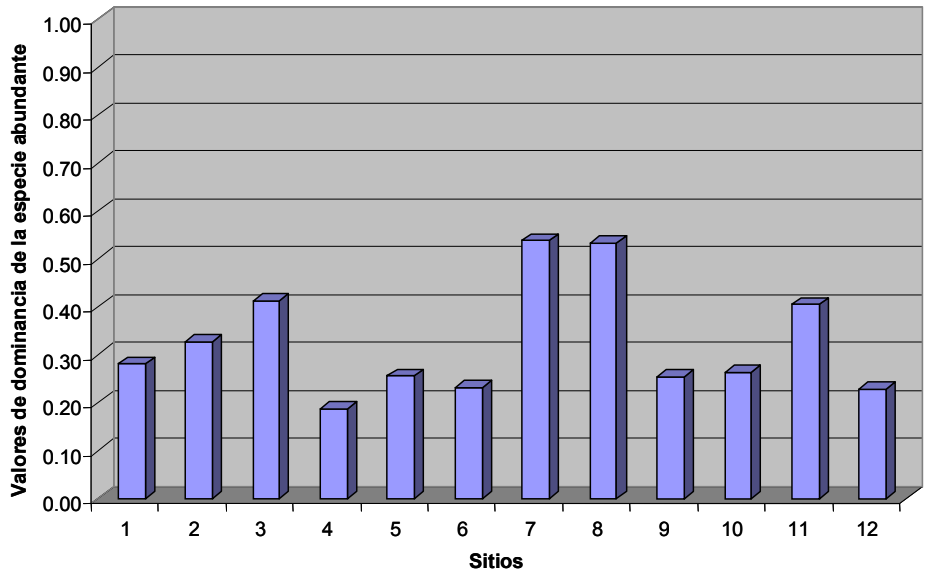


Figura 15. Gráfica de las especies dominantes. La dominancia está representada por las especies de Mangle, especialmente el mangle rojo, *Rizophora mangle* y el mangle blanco, *Laguncularia racemosa.*

7.1.4.7 Métrica 7: Categoría de protección o estatus.

Esta métrica tampoco existe en el modelo original del IVI y se planteó como una medida factible en virtud de la importancia de las especies que constituyen la fisonomía propia del manglar. Las cuatro especies de manglar reportadas para México se localizan en la reserva y las cuatro están listadas en la Norma Oficial Mexicana en alguna categoría de protección (NOM-059-SEMARNAT-2001). La respuesta de la métrica está en función del incremento en los factores de alteración produciendo que el número de especies comunes se incremente y que el número de especies en categoría especial disminuya. De este modo, declina la abundancia total de especies bajo alguna categoría o condición especial. El cálculo es semejante a las otras métricas y está basado en la proporción del número de especies en alguna categoría de protección con respecto al total de especies del sitio.

También en esta métrica el sitio de referencia M8 y el sitio M7, Laguna El Cometa, tuvieron los valores más altos al presentar en forma relativa la mayor cantidad de especies bajo protección. En la figura 16 están graficados los resultados.

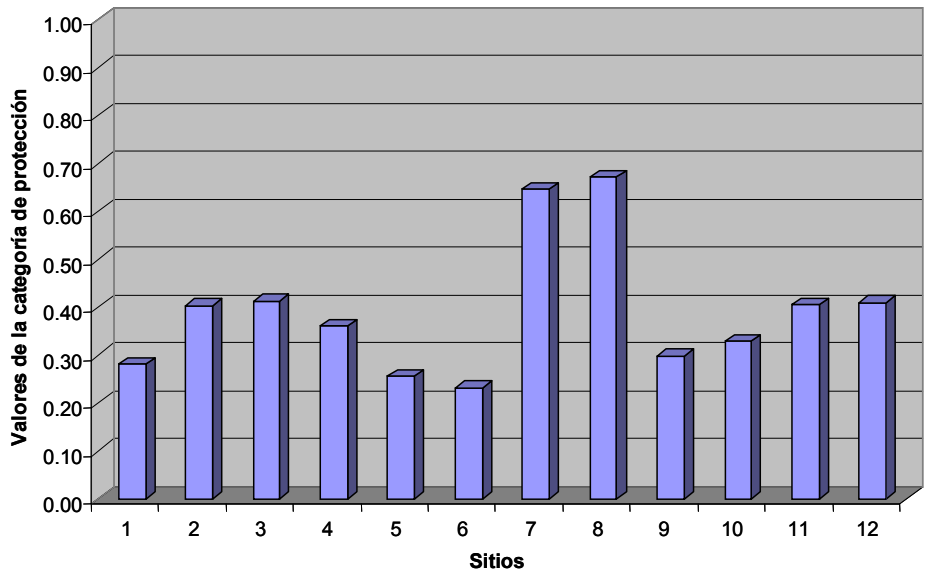


Figura 16. Gráfica de las especies bajo protección.

En resumen, el procedimiento metodológico para la aplicación de los índices multimétricos al manglar de la reserva implica la modificación de la métrica 1, similaridad de la comunidad en la cual se utilizó la media de los valores de cada sitio contra el resto. Las métricas 2, 3 y 4 fueron modificadas cambiando los valores absolutos por las proporciones. La métrica 5, afinidad por humedales fue utilizada en su forma original y, finalmente, las métricas 6 y 7, contribución de la especie dominante y categoría de protección son atributos que se incorporan al modelo y que no existían en su forma original. En ellas también se utilizan las proporciones.

Para la utilidad de las métricas se procedió a la revisión de los valores de los rangos usando el método gráfico (gráfica de caja) de la distribución de los percentiles de los datos de las métricas. Posteriormente se analizó el rango de los valores de cada métrica para determinar su variabilidad y la presencia de valores extremos. En la figura 17, Se muestra la gráfica de caja para las siete métricas evaluadas.

En el análisis de la compilación y calibración se usó uno de los criterios importantes para determinar la utilidad de una métrica, el cual consiste en la variación que presenta su distribución comparada con la media. Idealmente el coeficiente de variación debe ser pequeño y en el caso de las métricas del manglar tanto la varianza como la desviación estándar resultaron en valores muy pequeños para todas las métricas evaluadas. Esto significa que las métricas son útiles para ser aplicadas en la evaluación del manglar. El resultado arrojó que todas las métricas cumplían con los requisitos para ser utilizadas en la evaluación. Las métricas que resultaron con los valores más altos de CV fueron la métrica 6, Contribución de la especie dominante y la métrica 7, Categoría de protección con valores no mayores al 40 %. En la información estadística del apéndice A, se muestran los valores del Coeficiente de Variación para las distintas métricas evaluadas.

El resultado arrojó que todas las métricas cumplen con los requisitos para ser utilizadas en la evaluación pues los rangos de los valores se encuentran compactados en una distribución normal, sin valores extremos o atípicos que indiquen una discontinuidad. Solamente en la métrica 7 se presentaron valores extremos superiores pero no llegaron a ser significantes. Uno de los criterios que determinan la eliminación de una métrica es la presencia de valores de cero en los datos. En virtud de que no se encontraron valores de cero o cercanos a cero, no se descartó ninguna de las métricas bajo evaluación. Esta condición es muy sensible sobre todo cuando se trata de los valores cercanos a cero en las condiciones de referencia.

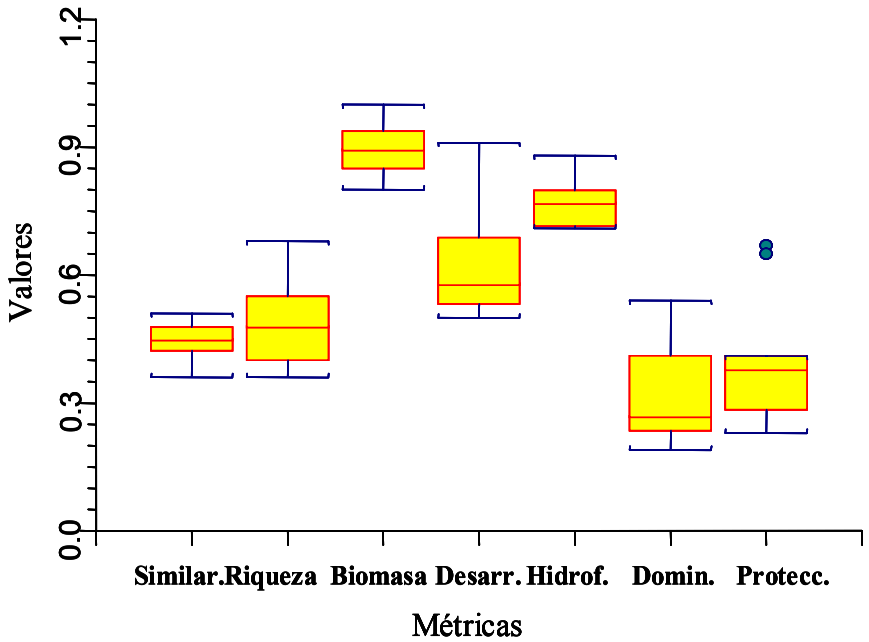


Figura 17. Gráfica de caja de los percentiles de cada métrica.

7.1.5 Validación de las métricas candidatas (Paso 5).

El tratamiento estadístico de los datos que corresponden a las métricas fue ejecutado con el paquete estadístico NCSS versión 6.0. Las métricas fueron sometidas a los diferentes análisis de la estadística descriptiva, incluyendo las medidas de tendencia central, de dispersión y las pruebas de medias, entre otras.

Las siete métricas seleccionadas para la descripción y caracterización de la integridad vegetativa en el manglar fueron sometidas a un análisis de conglomerados con el fin de discriminar a las métricas con menor asociación entre ellas. El resultado obtenido muestra que la mayor asociación para las siete métricas se da en un nivel mayor al 60 %, es decir, que la formación de un solo grupo o conglomerado se presenta con el 60 % de asociación. En términos de la utilidad de las métricas respecto a su grado de asociación es aceptable que compartan hasta un 50 %. De este modo el resultado obtenido indica que las 7 métricas si son útiles para desarrollarlas en un índice

multimétrico. En la figura 18 Se muestra el dendrograma con el grado de asociación o similaridad entre las métricas.

Un análisis de más detalle muestra que con un nivel de asociación mayor se forman dos grupos bien diferenciados con un valor del 70 % de similaridad. El primer grupo esta formado por: la métrica 1, Similaridad de la comunidad, métrica 2, Riqueza de especies, métrica 6, Contribución de la especie dominante y la métrica 7, Categoría de protección. El segundo grupo esta formado por: la métrica 3, Biomasa persistente, métrica 4, Condición de desarrollo y la métrica 5, Afinidad por humedad.

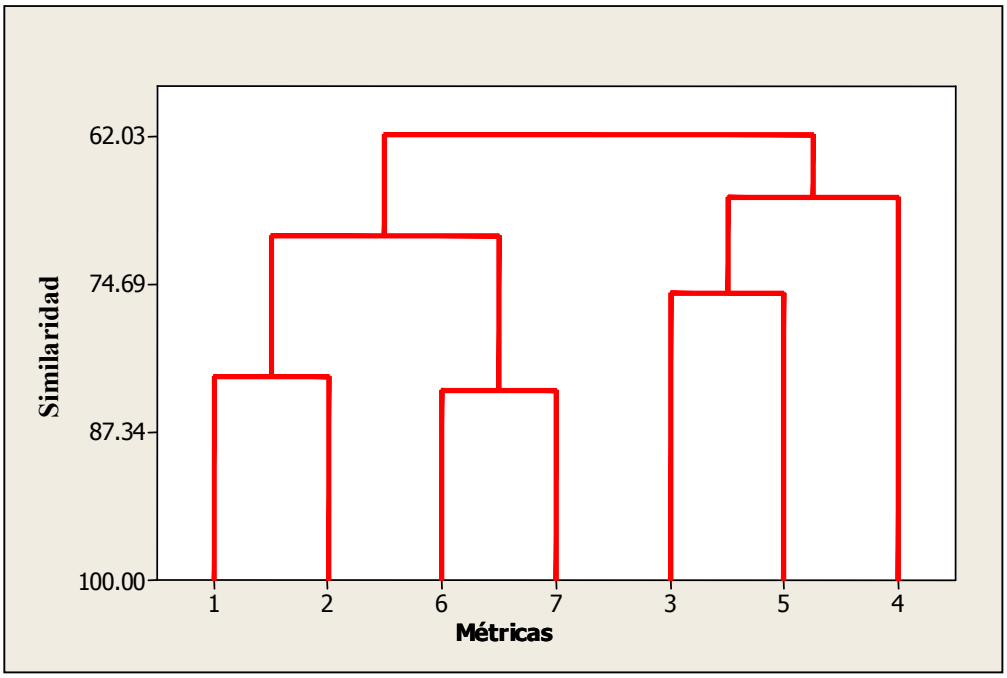


Figura 18. Dendrograma con liga simple y distancia Euclideana de las métricas formando la asociación completa en un sólo grupo a una distancia de 61.4

El apéndice, contiene el resumen de la información del análisis estadístico realizado para cada métrica, que comprende las distintas estadísticas de tendencia central, de dispersión y de la distribución de los datos.

Uno de los criterios básicos en la creación de métricas para la evaluación ecológica consiste en que el conjunto de valores se ajuste a una distribución normal. En el caso del manglar se obtuvieron diferentes medidas estadísticas de tendencia central: la media, la mediana, la moda e incluso de la media armónica y geométrica, y aunque estas dos últimas no tienen ninguna aplicación en el presente trabajo, todas son muy

semejantes entre si. Esta condición se repitió en todas las métricas evaluadas, significando esto, que la distribución de los datos se ajusta a la normalidad, aún y cuando el tamaño de la muestra es pequeño. Esto mismo se corroboró por los valores obtenidos en los estimadores de sesgo y de curtosis donde únicamente la métrica 1, similaridad de la comunidad, presentó un sesgo hacia la izquierda dado por el valor negativo del coeficiente de asimetría. El resto de las métricas mostraron un sesgo hacia la derecha con valores positivos del coeficiente de asimetría. Por su parte, la métrica 7, Categoría de protección, mostró un valor positivo de sesgo, que se ve reflejado en el coeficiente de curtosis, siendo la única métrica que presentó características de una distribución leptocúrtica, a diferencia del resto que mostraron características de distribución platicúrtica. Aún y cuando las distribuciones de las siete métricas presentan características de normalidad, ninguna presentó una simetría total. Las métricas fueron sometidas a 5 diferentes pruebas de hipótesis de normalidad, siendo las más robustas las pruebas de Martínez-Iglewicz y la de D´Agostino Ómnibus. El resultado arrojó que sólo en la métrica 4, Condición de desarrollo, se rechaza la normalidad mediante la prueba de D´Agostino Sesgo y en la métrica 7, Categoría de protección, se rechaza también la normalidad en la prueba Kolmogorov-Smirnov. Todas las demás pruebas realizadas a las métricas resultaron en la aceptación de la normalidad.

7.1.6 Combinación de las métricas en un índice (Paso 6).

Para la obtención de los valores del IVI se asignaron los valores de acuerdo a los pasos establecidos en la metodología. Se usó el percentil 90 como valor tope o “100” de excelencia en lugar del percentil 95, como ocurre en la gran mayoría de los métodos incluyendo los modelos aplicados en el presente trabajo, la decisión se tomó porque la diferencia de valor entre el percentil 90 y el 95 es sumamente pequeña. Por otra parte, con base en la regla de percentiles se normalizaron los valores obtenidos para cada métrica cuadriseccionando la distribución de los valores por cuartiles. En la figura 19 Se muestra la transformación de los valores del IVI con base en la distribución de percentiles considerando el sitio M8 como la condición de referencia.

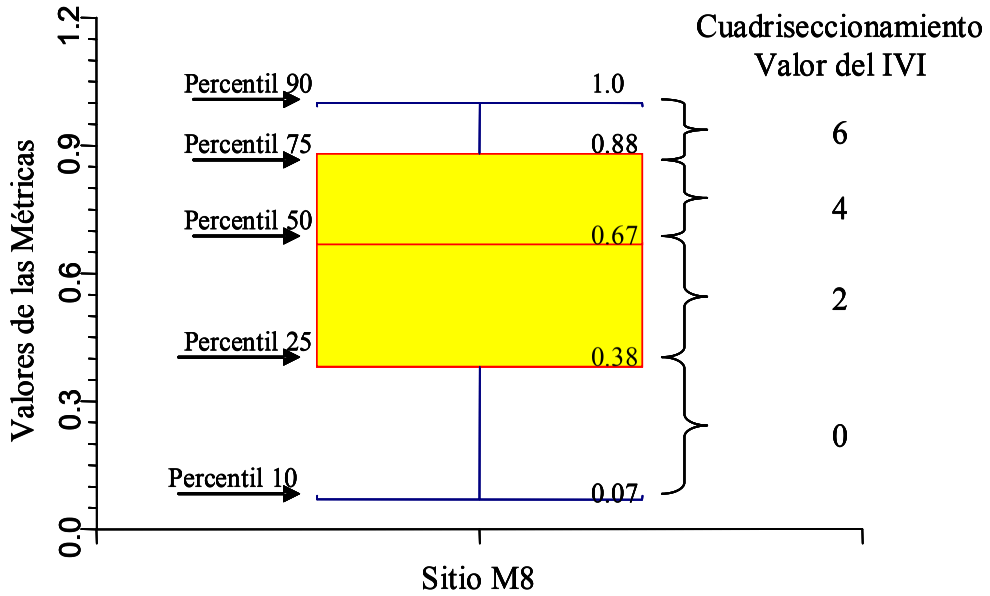


Figura 19. Percentiles del sitio de referencia y rango de valores del IVI de acuerdo al cradiseccionamiento.

Al aplicar la distribución de percentiles a los valores crudos de las métricas de la tabla 2 se obtuvieron los valores de la distribución de percentiles por métrica de la tabla 3 y su transformación (estandarización) a valores ordinales del índice de integridad vegetativa (IVI). De este modo el rango del cuartel 10 al 25 corresponde al valor de IVI de 0, el rango intercuartil de 25 a 50 (mediana) le corresponde el valor de IVI de 2, y el rango intercuartil entre 50 y 75 comprende el valor de IVI de 4, obviamente, el rango por encima de 75, le corresponde el valor de IVI de 6. A cada una de las métricas se asignó el valor correspondiente del IVI de acuerdo a su rango intercuartil.

Tabla VIII
Valores de las métricas para cada uno de los sitios evaluados

Métricas	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7M	M8M	M9	M10	M11	M12
Índice de similitud	0.48	0.51	0.48	0.43	0.42	0.44	0.36	0.38	0.47	0.43	0.47	0.46
Riqueza de especies	0.52	0.60	0.40	0.56	0.40	0.68	0.44	0.40	0.52	0.40	0.36	0.52
Biomasa persistente	0.85	0.87	0.90	0.93	0.80	0.94	1.00	1.00	0.85	0.90	0.89	0.85
Condición de desarrollo	0.54	0.53	0.60	0.50	0.50	0.65	0.91	0.70	0.54	0.80	0.56	0.62
Hidrofilia	0.71	0.79	0.76	0.71	0.77	0.71	0.79	0.88	0.82	0.80	0.77	0.72
Dominancia (abun dom/abu)	0.28	0.33	0.41	0.19	0.25	0.23	0.54	0.53	0.25	0.26	0.41	0.23
Categoría de protección	0.28	0.40	0.41	0.36	0.25	0.23	0.65	0.67	0.30	0.33	0.41	0.41

Tabla IX
Valores de los cuartiles por métrica para su transformación ordinal a valores de IVI. Valores de la desviación estándar, Coeficiente de variación y la media de cada distribución de las métricas.

Métrica	Cuartiles				Rango Valores del IVI			Médidas Estadísticas			
	25	50	75	90	6	4	2	0	Des. Est.	Coef. Var	Media
Índice de similitud	0.42	0.45	0.48	0.50	> 0.48	0.45-0.48	0.42-0.44	< 0.42	0.04405	9.91367	0.44
Riqueza de especies	0.40	0.48	0.55	0.66	> 0.55	0.48-0.55	0.40-0.47	< 0.40	0.09866	20.4119	0.48
Biomasa persistente	0.85	0.90	0.94	1.00	> 0.94	0.90-0.94	0.85-0.89	< 0.85	0.06204	6.91626	0.90
Condición de desarrollo	0.53	0.58	0.69	0.88	> 0.69	0.58-0.69	0.53-0.57	< 0.53	0.12695	20.4836	0.62
Hidrofilia	0.72	0.77	0.80	0.86	> 0.80	0.77-0.80	0.72-0.76	< 0.72	0.05151	6.68524	0.77
Dominancia (abun dom/abu)	0.24	0.27	0.41	0.54	> 0.41	0.27-0.41	0.24-0.26	< 0.24	0.11923	36.5482	0.33
Categoría de protección	0.29	0.38	0.41	0.66	> 0.41	0.38-0.41	0.29-0.37	< 0.29	0.13969	35.6598	0.39

La interpretación del rango de valores del IVI es en orden ascendente de 0, 2, 4 y 6 que van de una condición alterada o muy pobre hasta una condición de excelencia. En el siguiente paso se revaloró cada uno de los valores de las métricas por sitio, asignando el rango de valores ordinales del IVI (0, 2, 4 o 6) tal y como se muestra en la tabla 4.

Tabla X
Valores de IVI de cada métrica por sitio y valores de IVI final transformado con base en 100.

Métricas	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7M	M8M	M9	M10	M11	M12
índice de similitud	4	6	4	2	2	2	0	0	4	2	4	4
Riqueza de especies	4	6	2	6	2	6	2	2	4	2	0	4
Biomasa persistente	2	2	4	4	0	4	6	6	2	4	2	2
Condición de desarrollo	2	2	4	0	0	4	6	6	2	6	2	4
Hidrofilia	0	4	2	0	4	0	4	6	6	4	4	2
Dominancia (abun dom/abu)	4	4	4	4	2	0	6	6	2	2	4	0
Estátus	0	4	4	2	0	0	6	6	2	2	4	4
Total	16	28	24	18	10	16	30	32	22	22	20	20
IVI Final	38	67	57	43	24	38	71	76	52	52	48	48

La integración del valor final del IVI consistió en la suma de cada uno de los valores de las métricas evaluadas por sitio. El máximo valor posible del IVI para la suma de las siete métricas es de 42 puntos, es decir, que la referencia ideal (condiciones de excelencia) tiene un valor máximo de 42 puntos. Sin embargo, en la comunidad de manglar de la reserva no existe un sólo sitio que presente condiciones con el valor máximo de excelencia, de tal modo que el valor más alto encontrado para los sitios en el manglar fue de 32 puntos correspondiente al sitio M8, Laguna El Cometa y muy cercano al mismo está el sitio M7 de la misma laguna con 30 puntos (tabla 4). Además, para propósitos de manipulación, los valores del IVI por sitio fueron transformados en una escala de 0 a 100 (porcentaje), tomando los 42 puntos como el valor tope o 100 resultando (tabla 4).

En la gráfica de barras de la figura 20 Se encuentran los sitios que mostraron los valores más altos del IVI, siendo en orden de importancia los sitios M8, M7, Laguna El Cometa y los M3 y M2 de la Laguna El Coco. Por el contrario los sitios que mostraron las condiciones más pobres fueron el M5, Arroyo Polo, M1, Laguna El Coco y M6, Laguna El Cometa. Para interpretar finalmente la integridad ecológica de los diferentes

sitios se utiliza una escala ordinal de cuatro categorías basada en el mismo principio del cuadriseccionamiento basado en la distribución percentiles de los valores del IVI tomando en cuenta los rangos intercuartiles. En el cuadro 5, se muestra la interpretación de los valores finales del IVI.

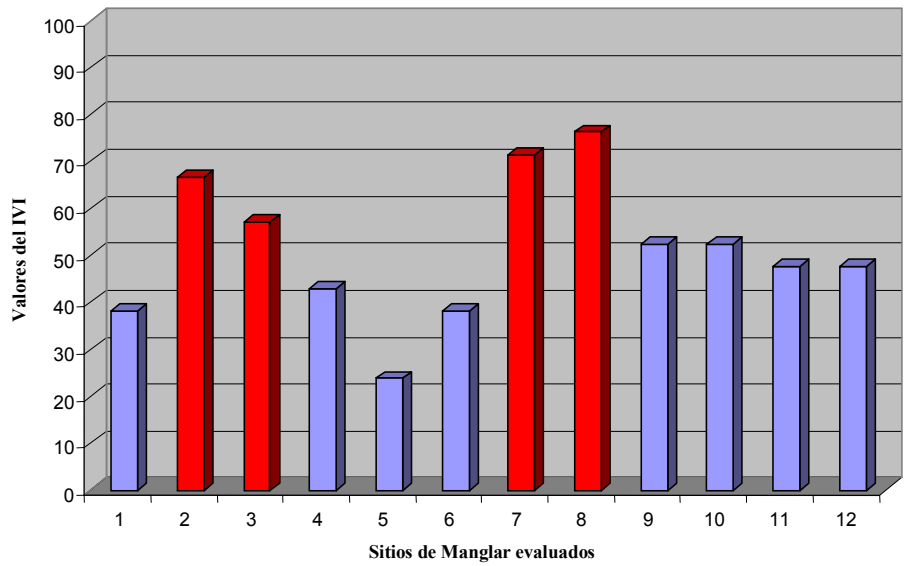


Figura 20. Gráfica que muestra la distribución de los valores del IVI por sitio

Tabla XI. Escala ordinal para la interpretación de los valores finales del IVI con base en cuatro categorías		
Interpretación de los valores de IVI	Condición de la comunidad de manglar	Sitios
> 59.5	Excelente	Sitios M2, M7 y M8 (Laguna El Coco y Laguna El Cometa)
50 – 59.5	Bueno	Sitios M3, M9 y M10 (Laguna El Coco, Laguna El Cometa y Río San Pedro y San Pablo)
41.7 - 49	Regular	Sitios M4, 11 y 12 (Arroyo Polo y Río San Pedro y San Pablo)
<41.7	Pobre	Sitios M1, M5 y M6 (Laguna El Coco, Arroyo Polo y Laguna el Cometa)

Los datos crudos de las métricas utilizados en la elaboración de los valores del IVI fueron sometidos a un análisis de conglomerados para definir el grado de asociación o de separación de los sitios en la comunidad de manglar y los resultados obtenidos en el análisis señalan que la formación de un sólo grupo apenas alcanza el nivel de 46.7 de similaridad. En el caso de la formación de dos grupos se alcanza el nivel de 61.4 de similaridad. Uno de los grupos está formado por los sitios M8 y M7 (Laguna El Cometa) y el segundo grupo por el resto de los sitios. En la figura 21 se observa el dendrograma con las distancias en los niveles de similaridad para los grupos formados.

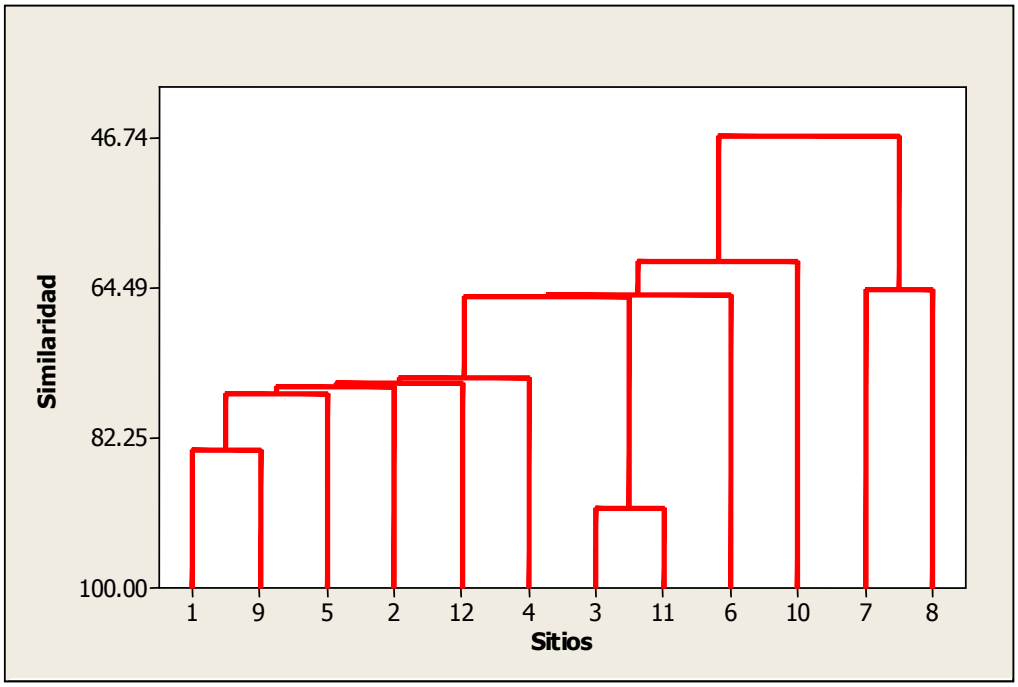


Figura 21. Dendrograma con liga simple y distancia Euclideana de similaridad entre sitios.

7.2 Resultados de los Índices de Diversidad Ecológica y del Modelo de la Serie Geométrica.

Con respecto al índice de diversidad de Shannon y de Simpson se obtuvieron para cada una de las muestras o sitios, el índice H, la equidad E, el índice de Simpson D, el índice de diversidad de Simpson 1-D y el recíproco de Simpson 1/D. La tabla 5 contiene los valores respectivos para cada índice probado.

Tabla XII
Concentración de los valores de los índices de diversidad ecológica de Shannon-Weiner y Simpson.

Índices	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7	M8	M9	M10	M11	M12
S	13	15	11	14	11	17	10	9	13	10	9	15
N	75	104	70	75	53	78	63	71	67	76	79	83
H'	2.128	2.165	1.838	2.214	1.991	2.460	1.684	1.675	2.078	1.899	1.792	2.166
E	0.830	0.799	0.798	0.839	0.865	0.868	0.702	0.727	0.810	0.825	0.816	0.844
D	0.843	0.835	0.790	0.863	0.852	0.888	0.659	0.727	0.810	0.825	0.816	0.844
1-D	0.157	0.165	0.210	0.137	0.148	0.112	0.341	0.273	0.190	0.175	0.184	0.156
1/D	1.187	1.198	1.265	1.159	1.173	1.126	1.517	1.375	1.235	1.213	1.226	1.184

S = Riqueza de especies, N = Abundancia, H´ = Diversidad de Shannon, E = Equitabilidad, D = Simpson

El índice de Shannon calculado para los sitios del manglar señala una tendencia de la diversidad de baja a media para los sitios del M3 (Laguna El Coco), M7 y M8, (Laguna El Cometa) y M11 (río San Pedro y San Pablo). En cambio marca una ligera diferencia hacia una diversidad mayor para el resto de los sitios, siendo el sitio M6 de la Laguna El Cometa, es el que muestra el valor más alto. En los sitios con los menores valores de H´ se nota un número bajo de individuos pero la condición de pocos individuos también se observa en los sitios M5 Arroyo Polo, M9 Laguna El Cometa y M10 río San Pedro y San Pablo con valores ligeramente más altos de diversidad H´. En el caso del índice de equidad (igualdad) la tendencia es de media a alta con la salvedad de que los sitios M7 y M8 Laguna El Cometa, poseen los valores más bajos de E. La semejanza de valores de E, resulta por que la abundancia de los individuos para cada una de las especies se presenta de manera proporcional en todos los sitios y en la gráfica de barras de la figura 22 se muestra la uniformidad de los valores de E. También, en la gráfica de la figura 23 se observa la dispersión de los valores del índice E con respecto a los valores de la abundancia de los doce sitios. De acuerdo a la gráfica el desempeño del índice de equidad E, no mantiene una relación específica con la abundancia de individuos.

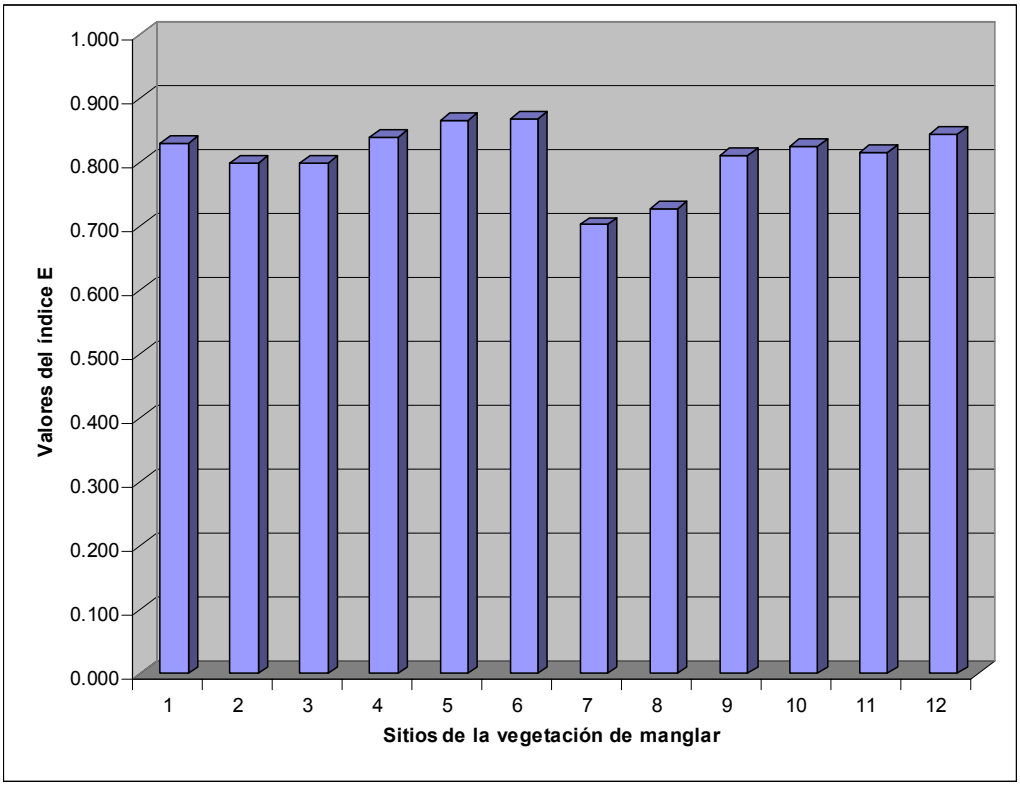


Figura 22. Gráfica de distribución de los valores de E. Las diferencias son mínimas entre los sitios

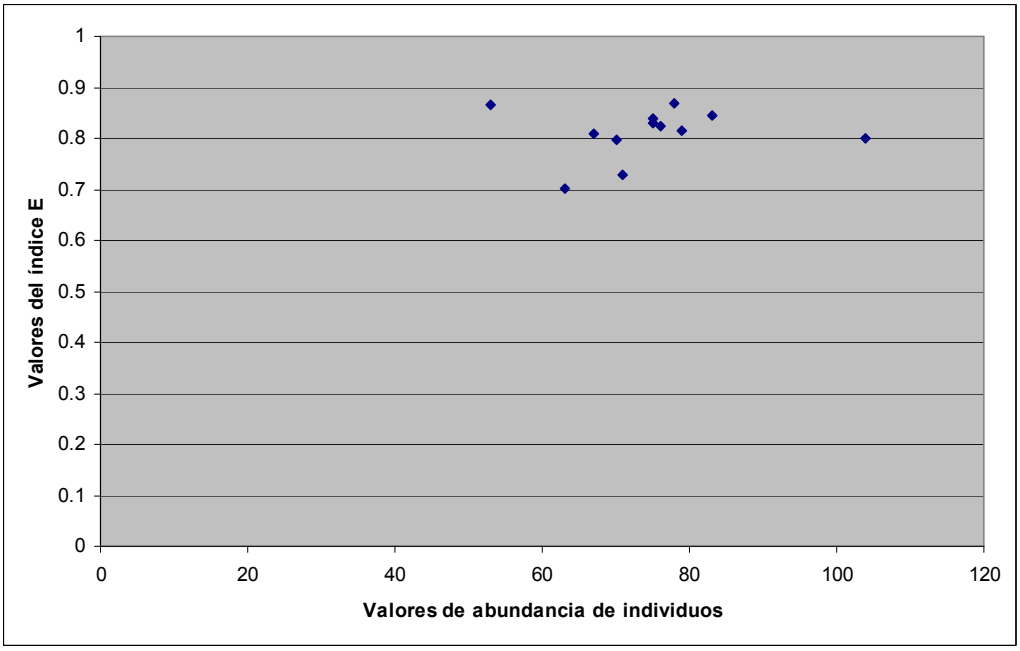


Figura 23. Gráfica de dispersión de los valores del índice E con respecto a la abundancia de los individuos.

En el caso de los índices de Simpson; el índice D muestra una tendencia a una diversidad alta pero se repite la misma historia del índice de Shannon con relación a los sitios M7 y M8, que también muestran los valores más bajos en el índice D. En la gráfica de la figura 24, se muestran los valores del índice D. Sin embargo, es muy difícil inferir la pérdida de especies con base en los índices aplicados y sobre todo poder referir la pérdida a causas antropogénicas en el manglar. De hecho, es notable la presencia de especies indicadoras de las condiciones de disturbio, entre ellas se encuentra con abundancia alta, el *Sabal mexicana*, Palma de Guano, especie clásica de invasión.

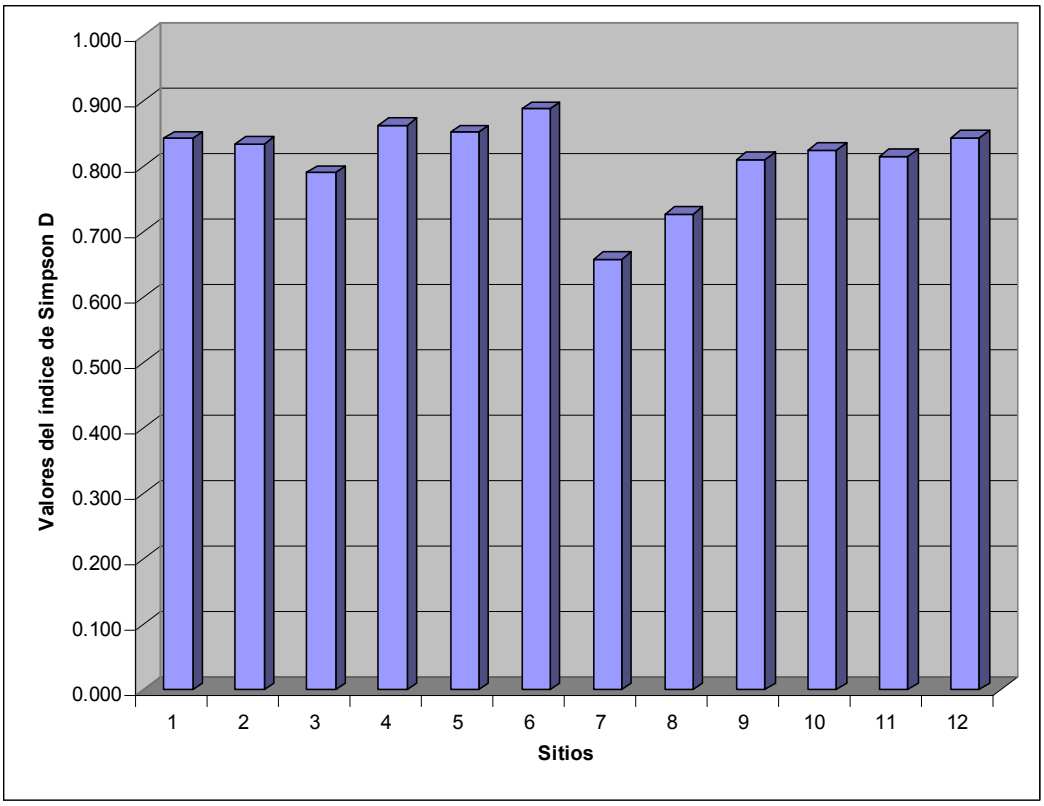


Figura 24. Distribución de los valores de D, para los sitios evaluados

Para determinar la confianza estadística de los valores obtenidos en el índice de Shannon fue aplicada la prueba estadística de la *t* de Hutcheson, basada en la comparación de los pares de muestras. El resultado de la prueba arrojó que no hubo diferencias entre los valores del índice de Shannon. Los valores calculados fueron menores a los valores tabulados. No obstante, si se considera la probabilidad de riesgo con un alfa (α) del 10% es posible encontrar diferencias significativas entre los sitios la

laguna el Cometa (sitios 6, 8) y el río San pedro y San Pablo (11). La tabla 6 contiene la matriz de la correlación de los pares con los valores de *t*.

Tabla XIII
Matriz de comparación de Hutcheson de pares de muestras

N°		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
	1	0	-0.1075	0.7540	-0.2679	0.4022	-1.0862	1.0401	1.0620	0.1487	0.6838	0.8988	-0.1197
d	2		0.0000	0.8305	-0.1477	0.4958	-0.9322	1.1055	1.1270	0.2494	0.7701	0.9735	-0.0033
e	3			0.0000	-1.0051	-0.3910	-1.7171	0.3283	0.3483	-0.6109	-0.1553	0.1088	-0.8832
	4				0.0000	0.6785	-0.8455	1.2698	1.2922	0.4151	0.9751	1.1630	0.1573
M	5					0.0000	-1.4900	0.7089	0.7305	-0.2475	0.2700	0.5223	-0.5376
u	6						0.0000	1.9073	1.9304	1.2155	1.8114	0.5223	1.0193
e	7							0.0000	0.0185	-0.9076	-0.4983	-0.2352	-1.1615
s	8								0.0000	-0.9292	-0.5200	-0.2555	-1.1841
t	9									0.0000	0.5204	0.7485	-0.2721
r	10										0.0000	0.2812	-0.8349
a	11											0.0000	-1.0386
	12												0.0000

El modelo de la serie geométrica mostró un buen ajuste a la estructura de la diversidad-abundancia de la vegetación del manglar en la reserva. Con todo, es notable que la comunidad de manglar posea un número abundante de individuos entre unas pocas especies y una abundancia reducida para un mayor número de especies. En la figura 24 se grafica la abundancia de las especies en el manglar con los valores del modelo de la serie geométrica.

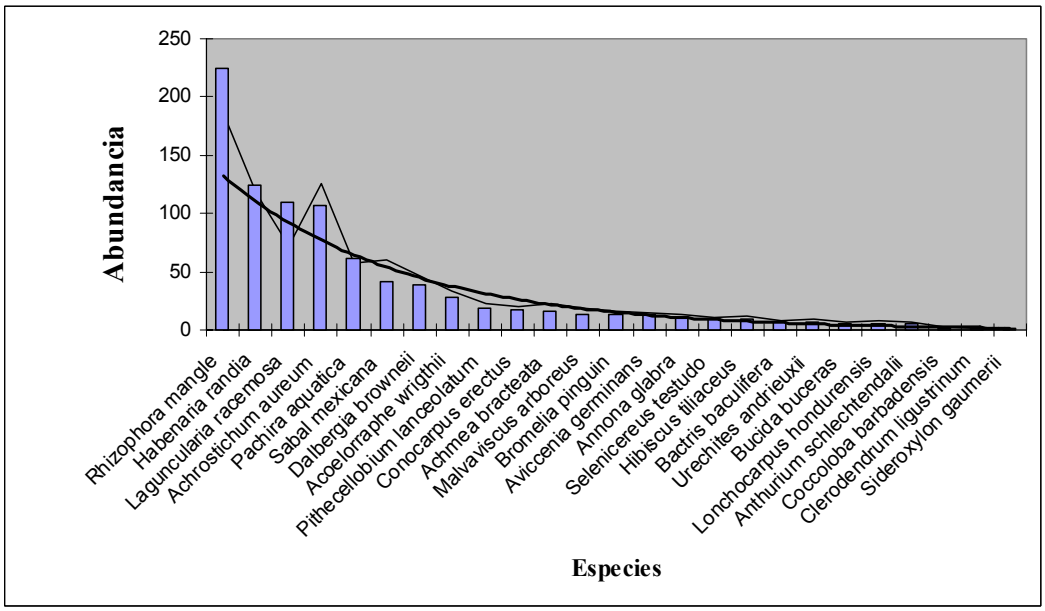


Figura 25. Modelo de abundancia de la Serie Geométrica para las especies del manglar.

8. DISCUSIÓN

El capítulo de discusión sigue el mismo orden que los capítulos de metodología y resultados con relación al tratamiento de los temas. En primer lugar se discuten los aspectos biológicos del manglar, después se discute la aplicación de los índices multimétricos, seguido de los índices de diversidad para finalizar con las generalizaciones de los índices probados en el trabajo.

8.1 Descripción del manglar.

La condición vegetativa del manglar en la reserva es una densa comunidad arbórea con elementos que van de los dos a los veinticinco metros y está bien desarrollada en todas aquellas áreas de influencia estuarina (Tudela, 1992). Sin embargo la comunidad de manglar en la reserva tiene una distribución muy variable, incluso discontinua, de hecho, las localidades estudiadas se encuentran separadas por grandes distancias con excepción de la Laguna El cometa y el río San Pedro y San Pablo. En el caso del San Pedro y San Pablo es posible localizar los manglares hasta 20 kilómetros río arriba y en el Usumacinta-Grijalva hasta 30 kilómetros. En este último la comunidad es discontinua porque en ambas riberas se ha deforestado para la construcción de casas de campo y ranchos ganaderos.

El manglar es muy variable en su composición y depende de las características geográficas y de las características salinas del agua (Seanger et al., 1981). En el caso de México las cuatro especies de mangle con distribución en país están bien representadas, *Rhizophora mangle* (Mangle rojo), *Avicennia germinans* (Mangle Negro), *Laguncularia racemosa* (Mangle Blanco) y Conocarpus erectus (Mangle Prieto). En estudios que realizaron Seanger et al. (1981), incluyeron 22 géneros y 62 especies de árboles, 6 géneros y 10 especies de formas arbustivas y herbáceas, 3 géneros y 3 especies de palmas y 1 género y 3 especies de helechos. Las especies identificadas en el trabajo incluyen 25 géneros y 25 especies, con 13 especies arbóreas, 3 epífitas, 3 palmas, 2 enredaderas, 1 helecho, 3 herbáceo-arbustivas.

El número máximo de especies en un sitio fue de 17 (M6, Laguna el Cometa y M12, río San Pedro y San Pablo). La especie con la mayor abundancia fue el mangle rojo (*Rhizophora mangle*) y era de esperarse debido a su gran capacidad de tolerancia a la salinidad. En el estrato inferior las especies con mayor abundancia fueron la orquídea, (*Habenaria randia*) y el Helecho Cola de lagarto (*Achrostichum aureum*) que junto con el mangle representan el 12 % del total de las especies inventariadas con el 51.4 % de la abundancia total. Aún y cuando el Mangle rojo muestra una dominancia relativa junto con especies acompañantes como el zapote de agua (*Pachira aquatica*), la tendencia encontrada es a disminuir las especies compartidas con relación al incremento del disturbio siendo evidente por la presencia e incremento en el número de las especies secundarias como la Palma de Guano (*Sabal mexicana*), el Tucuy (*Pithecellobium lanceolatum*), la Majagua (*Hibiscus tiliaceus*) y el Muco (*Dalbergia browneii*).

8.2 Índices Multímétricos.

De acuerdo a Contreras–Balderas et al. (1995), las necesidades de investigación para el inventario de los componentes de los ecosistemas y/o de los recursos naturales orientadas al ordenamiento territorial y a la protección de áreas, así como para diferentes formas de evaluación requieren de estudios completos de alta intensidad y sobre todo de excelencia profesional en las distintas especialidades involucradas que permitan conocer las condiciones actuales de biodiversidad, de las características inherentes a la zona, de la supervivencia y de las posibles proyecciones sobre su respuesta a los impactos o posibilidades futuras de conservación. Sin embargo, las limitaciones impuestas a la investigación ecológica por la falta de recursos económicos y tiempo, entre otros, impiden llevar a cabo los estudios con la cobertura necesaria para tipificar en detalle las condiciones ecológicas de los ecosistemas. No obstante, es posible lograr con pocos recursos y con base en métodos simples una caracterización ecológica preliminar que sirva de base o plataforma para inferir tendencias en el desarrollo de las condiciones futuras en caso de continuar operando los factores detrimentales de las condiciones ecológicas de los sistemas naturales.

El uso de los índices multimétricos ha probado en las experiencias de otros investigadores ser un esquema práctico y operativo que logra la evaluación de la integridad de los ecosistemas o de distintos ensamblajes de la comunidad a través de los atributos físicos y biológicos. Los procedimientos empleados en la evaluación del manglar de la Reserva de la Biosfera, Pantanos de Centla, basados en la plataforma conceptual del modelo del Wetland Health Assessment Toolbox, WHAT (Carlisle et al, 1998), y del Benthic Index of Biotic Integrity (Stribling et al, 1998), probaron ser útiles en la aplicación de los indicadores biológicos. Dichos modelos fundamentados en el esquema de los índices multimétricos, proveen de un protocolo básico que permite modificaciones en sus distintos componentes y etapas metodológicas, tales como el uso

de múltiples herramientas estadísticas para la generación de las métricas adecuadas en la evaluación de la integridad ecológica.

Una seria limitante en el uso de los indicadores es la ausencia de series de tiempo. Factor que impide el poder realizar una separación más precisa entre la variación natural y la variación debida a los factores antropogénicos. La EPA (1995) recomienda que una condición a cumplir para los estudios que usan indicadores, sea el uso de múltiples datos en el tiempo y no de una sola temporada. La evaluación del manglar de la reserva se realizó con una sola serie de datos de tiempo debido a la escasez de recursos. En este punto es comprensible que una condición inherente de cualquier ensamblaje de una comunidad biológica, es el dinamismo que presenta su composición y su función. Pero también está claro que, aunque hay una gran interacción y/o dependencias entre las comunidades, los cambios se dan de manera variada entre las mismas; sean estas de fauna y/o de flora. De este modo, la premisa para justificar el uso de una sola serie de datos en el tiempo para la evaluación del manglar, se basa, en primer término que la evaluación es preliminar y que pretende establecer las bases de un protocolo. Y segundo, que el tiempo de respuesta de la vegetación es sumamente más lento, sobre todo, de las especies de mayor tamaño (Mangles) en comparación de la respuesta de los elementos que componen a cualquier comunidad de fauna e incluso de flora más pequeña. Por otra parte, se establece también, que los resultados obtenidos deben ser considerados únicamente como una fotografía instantánea, y que deben seguir siendo tomadas más "fotografías" por temporada o por períodos regulares que permitan obtener inferencias acerca de la tendencia de deterioro o de mejora de los distintos sitios evaluados.

La identificación de la condición de referencia se obtuvo por medio de los datos colectados en campo (esquema a posteriori) y con la aplicación del método gráfico de discriminación de las métricas (gráfica de caja). Los datos utilizados fueron únicamente los datos biológicos y no se dispusieron de datos no-biológicos como lo recomienda Roth et al. (1997), los cuales se basan en una serie de criterios físicos y químicos que comprenden una mezcla de análisis químicos de laboratorio, química de campo, observaciones visuales basadas en el hábitat físico, en las condiciones riparias y en el uso del suelo. Es indudable que existe una correlación (la cual habría que probar) entre la condición de la vegetación y la condición de la calidad del hábitat (calidad del agua, uso del suelo etc.), con el método de Roth et al (1997) se busca dar más precisión a dicha correlación. Sin embargo es probable que el resultado hubiese sido semejante al aplicar dicho método en el manglar de la reserva.

Algo semejante ocurrió con la clasificación o estratificación de los sitios en el manglar. No se presentó una diferenciación clara entre los diferentes sitios que pudiese definir una, dos o más zonas o "regiones" que pudiesen ser evaluadas en forma separada.

Las condiciones en que podría darse de forma natural están a lo largo del gradiente de un río o en los mismos humedales cuando están sujetos a los efectos de la salinidad, condición que separa a los ecosistemas de agua salobre de los ecosistemas de agua dulce. En la reserva existen comunidades bien diferenciadas como los manglares, la selva mediana subperennifolia, los popales y los tulares. Sin embargo, la evaluación se centró únicamente en la comunidad de manglar la cual no mostró diferencias estrictas en sus condiciones.

La selección de las primeras cinco métricas fue basada en los trabajos previos de del modelo del Wetland Health Assessment Toolbox, WHAT (Carlisle et al, 1998), más no fueron aplicadas en su forma original pues fueron modificadas para adecuarlas a los fines y objetivos del estudio. La métrica 1, Similaridad de la comunidad fue modificada al utilizar el valor medio del total de los valores de los pares en cada sitio. Es decir, el valor de similaridad del par de los sitios M1 y M2, seguido por los valores de los pares M1 y M3; M1 y M4; y sucesivamente. Esto se repitió para cada uno de los sitios. Una cuestión importante aquí es que la media enmascara tanto los valores de similaridad de aquellos pares de sitios que presentan valores altos o valores bajos. Como es el caso de los pares M9-M2 y M11-M3. Para evitar esto y hacer una mayor distinción entre los sitios, se exploró la posibilidad de usar la mediana como valor del índice, sin embargo no funcionó debido a que la media y la mediana tuvieron valores muy cercanos. Una de las causas de dicho comportamiento es precisamente la normalidad de los datos.

En el caso de la métrica 2, Riqueza de especies, tomada del mismo modelo, fue modificada la manera de considerar el valor, al sustituir el valor absoluto de la diferencia de especies por la proporción de las especies con respecto al valor total de abundancia. Esto permitió que la lectura o interpretación de los valores no fuese en términos de una relación negativa, que de acuerdo a su forma original, entre menor sea el valor de la métrica mayor será la riqueza de especies. En la evaluación del manglar la aplicación de la proporción de especies permitió una lectura directa (relación positiva).

En la métrica 3, Biomasa persistente, se realizó una modificación semejante a la anterior. La métrica se basa en el uso del valor de la suma de los números enteros que son derivados de la asignación del valor de 1 a las especies que manifiestan el atributo positivo de perennifolia, pero en su lugar fue utilizada la proporción de dicha suma con respecto al total de las especies que componen el sitio. Lo mismo sucedió con la métrica 4, Condición de desarrollo que en su forma original también utiliza el valor de 1 para la asignación de valores a las especies que muestran atributos de oportunismo, pero aquí el cambio consistió en asignar el valor de 1, a las especies que muestran atributos de condición primaria (no secundarias e incluso, no exóticas). El propósito es tener una lectura o interpretación positiva de la métrica, es decir, que entre mayor sea el valor de la métrica mejor será su condición, el caso contrario ocurre en la métrica original, en la cual entre mayor sea el valor de la métrica menor será la condición ecológica del sitio, de tal manera que la respuesta de la métrica tiende a declinar. El caso de la métrica 5.

Afinidad por la humedad (hidrofilia) fue aplicada en su forma original. En esta métrica es notable que prácticamente todas las especies presentan un alto grado de hidrofilia y se refleja en los valores medios que están por encima de los valores de la categoría de facultativas, incluso la dispersión de los datos demuestra que no se presentan especies cuya grado de afinidad pertenezca expresamente a los ecosistemas terrestres.

8.3 Índices de Diversidad.

Los valores de diversidad ecológica para el manglar de la reserva basados en los índices de Shannon-Weiner y Simpson tienen una gran utilidad para definir la condición de desarrollo de la comunidad pues reflejan en cierta medida la pérdida de especies y el desbalance que presentan aquellas especies con atributos de invasión. En algunos estudios realizados en regiones de América del Norte y en Asia, los investigadores han encontrado valores similares de diversidad ecológica, por ejemplo, Lugo y Snedaker (1973) para los manglares de Florida encontraron valores de 0.4979, el cual es bastante bajo en comparación a los encontrados en Centla. También, en Tailandia, Aksornkoae (1976) encontró valores de 0.8790 y Patanaponppaiboon (1979) encontró valores de 0.7806 para manglares.

Brockway (1998) realizó estudios en bosques templados y determinó los valores de los índices de diversidad de Shannon para los bosques de coníferas de las montañas Cascada en el estado de Washington. En dicho estudio el índice de diversidad de Shannon varió desde 1.75 hasta 4.06, estableciendo como límite arbitrario el valor de 3.50 o mayor para considerar una condición de alta diversidad. El gran problema que presentan los índices de diversidad, especialmente el de Shannon-Weiner es la escala de valores. Esta escala debe ser adaptada a las condiciones particulares de cada comunidad analizada puesto que de manera arbitraria se definen los límites de una alta o baja diversidad ecológica. En el caso de los valores del manglar para el índice de Shannon el valor más alto (sitio M6) no alcanzó el valor de 3, y el valor más bajo (sitio M8) esta por encima de 1.5. El dilema aquí es, que con valores menores a 3 ¿sería posible afirmar que la diversidad de un sitio es alta? La disyuntiva cae de nueva cuenta en la relación de la abundancia de las especies con respecto al número de especies. Un caso demostrativo puede ser el de dos sitios de una misma ecoregión, en donde uno de ellos tiene 20 especies con una abundancia que no es proporcional o equitativa, dominando 3 o 4 de las especies con altos números de individuos y el resto con muy pocos. El segundo sitio puede tener sólo 10 especies pero una distribución de la abundancia proporcional para todas las especies. En ambos casos el valor del índice de Shannon sería muy semejante con diferencias de fracciones posiblemente. El problema estriba en que la diversidad de los sitios del ejemplo no es realmente equivalente porque el sitio con mayor riqueza de especies quizá está invadido de especies secundarias o lo contrario sería que el sitio con menor riqueza este presente un agente de disturbio que es sumamente selectivo.

En el caso del manglar de la reserva, los sitios M6 y M12 son los que muestran una mayor riqueza de especies, el primero con 17 y el segundo con 13. En su caso el sitio M6 presenta el valor más alto del índice de Shannon pero es el que también presenta una mayor proporción de especies secundarias u oportunistas. Por otra parte, el sitio M8 tiene el valor más bajo del índice de Shannon y posee solamente 10 especies con una baja proporción de especies secundarias. Sin embargo, una característica común es que la distribución de la abundancia de las especies entre todos los sitios tiende a ser proporcional. Esto hace que no se presenten valores extraños del índice, aunque las diferencias en los valores son muy pequeñas es difícil determinar rangos para diferenciar la diversidad alta de la diversidad baja.

Por otra parte, si se usarán los valores de los índices de diversidad ecológica para determinar en el manglar los sitios que muestran una mejor "condición ecológica", tendrían que ser aquellos sitios con lo valores más altos de H´ y D. Que para el caso son el sitio M6 y M12, los cuales contrastan con los resultados obtenidos en la aplicación del índice de integridad vegetativa, donde los sitios M6 y M12 son los de peor condición, en cambio los sitios M7 y M8, representan los sitios de referencia en el IVI, pero son los que obtuvieron los valores más bajos de los índices de diversidad ecológica.

9. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Los resultados del inventario de las especies y de la evaluación de la integridad ecológica permiten concluir que la riqueza de especies en la comunidad del manglar de la reserva de la biosfera, Pantanos de Centla, está reducida en gran medida debido a la alteración por los usos antropogénicos del suelo.

En el caso de los procedimientos aplicados, es indudable que el análisis biológico requiere del apoyo de la herramienta estadística para validar que los procedimientos metodológicos satisfagan los criterios apegados a los cánones de la investigación científica. Pero también es cierto que las diversas limitaciones impuestas a los trabajos biológicos por los factores naturales o no-naturales inducen a que los métodos de investigación requeridos en los análisis biológicos no satisfagan las expectativas estadísticas. En ocasiones, los resultados estadísticos no reflejan la realidad de las condiciones biológicas de un ecosistema y por lo tanto es necesario aplicar la experiencia del investigador para encontrar el mejor procedimiento estadístico que avale los resultados encontrados. No se trata de adaptar los resultados a un determinado procedimiento estadístico, sino conocer con precisión cual es el objetivo y metas que persigue un trabajo de investigación para determinar con antelación que procedimiento estadístico explicará de mejor manera los datos y los resultados. En la aplicación del modelo de índices multímétricos para evaluar la comunidad de manglar se decidió utilizar las herramientas estadísticas clásicas proponiendo de antemano las modificaciones necesarias en el procesamiento de los datos con el fin de evitar en lo posible el sesgo “experimental”.

De acuerdo a los resultados obtenidos en las pruebas estadísticas es posible afirmar que el uso de los datos o de los valores en la dimensión de una misma escala, facilita el manejo de los datos en términos estadísticos, y disminuye el sesgo o los errores derivados de la toma de muestras o de la experimentación. Es importante evitar trabajar con mediciones que propicien la anormalidad de los datos, pero a pesar de ello las métricas con distribuciones anormales pueden también ser útiles en la evaluación pero deben ser tratadas con herramientas estadísticas adecuadas (no-paramétricas). En el presente trabajo se logró trabajar con mediciones ajustadas a la normalidad.

Los resultados de las pruebas estadísticas sugieren que el uso de las proporciones en lugar del uso de los datos crudos de la riqueza de especies, su abundancia y las métricas derivadas, permite que la distribución de los mismos se ajuste a la normalidad. Condición básica necesaria para someter los datos a la validación estadística de las pruebas de medias y de varianza paramétrica. No obstante, algunos autores trabajan con atributos o métricas que por su naturaleza no se ajustan a una distribución normal y para su validación utilizan la estadística no-paramétrica.

Los atributos biológicos de riqueza de especies y la abundancia de las especies probaron ser parámetros suficientes para derivar un conjunto de métricas que permitan evaluar la integridad ecológica de la comunidad de manglar en la reserva de la biosfera, Pantanos de Centla.

Las métricas aplicadas resultaron ser efectivas en la evaluación de la integridad ecológica de la comunidad de manglar en la reserva. Del mismo modo, los modelos conceptuales del WHAT y del Benthic Index con las modificaciones propuestas en el trabajo resultaron ser útiles y efectivos en la evaluación de la integridad ecológica.

De acuerdo al estudio realizado es posible afirmar que sí existen diferencias en el grado de conservación o integridad ecológica de los diferentes sitios del manglar. Que, incluso los sitios con mejor condición presentan afectación puesto que ninguno de los sitios alcanzó el puntaje máximo del rango de valores del IVI. Las diferencias encontradas en los sitios estudiados del manglar indican en términos generales que la comunidad se encuentra en diferentes estados sucesionales en función de la presencia de especies secundarias u oportunistas y por la abundancia de las mismas.

La diversidad ecológica calculada por los índices de Shannon-Weiner y de Simpson, no mostró grandes diferencias en los valores encontrados para los distintos sitios, de tal modo que es difícil establecer una escala de baja, media y alta diversidad entre los sitios. La misma situación se reflejó en el índice de equidad el cual resultó en una equidad baja para todos los sitios pero con una proporcionalidad semejante en todos.

El sitio con mejor IVI obtuvo la más baja diversidad ecológica y el sitio con la más alta diversidad ecológica obtuvo el peor IVI. Esta contradicción "ecológica" se explica en términos del uso y aplicación de cada uno de los índices probados. En el caso del IVI, las métricas permiten analizar la condición de la comunidad en forma separada, de esta manera las métricas de riqueza de especies y de condición de desarrollo fueron evaluadas en forma individual, al igual que la métrica condición de desarrollo. Por su parte, los índices de diversidad ecológica se calculan con base en la riqueza de especies, la cual se ve influida por la abundancia de los individuos. Además, el incremento en la riqueza de especies, en el caso específico del manglar, se vio influido por el incremento en el número de especies oportunistas, es decir, que conforme se degrada la comunidad se incrementa la riqueza de especies por invasión de elementos secundarios u oportunistas. Por lo tanto, la diversidad se aumenta.

10. LITERATURA CITADA.

Aksornkoae, S. 1976. Structure of Mangrove Forest at Amphoe Khlung, Changwat Chantaburi, Thailand. Kasetsart. Univ. For. Bull. p.38-42

Ahumada, B. 1999. Índices ecológicos para la evaluación y la gestión ambiental: Aplicación de un estudio de caso (punta banda, Ensenada, Baja California, México) Tésis inédita, Universidad Autónoma de Baja California. México.

Badii, M. H., A. E. Flores, R. Foroughbakhch y L. Hauad. 1994. Diversidad ecológica. Calidad Ambiental, 1 (5): 18-22.

Barbour, M.T., J. Gerritsen, B.D. Snyder, and J.B. Stribling. 1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.

Barrera, S. C., J. Sandoval, C.; A. Fernández, M., E. López, H.; H. Verónica, V.; C. Garibay, O. y O. Manzano, B. 1988. Propuesta para el establecimiento de una Reserva de la Biósfera en Centla Tabasco, México. 667-688 p. In: Ecología y conservación del delta de los ríos Usumacinta y Grijalva. Memorias. INIREB. Gobierno del Estado de Tabasco. 1ª. Edición. Villahermosa, Tabasco.

Bittermann, Wolfgang, Helmut Haberl. 1998. Landscape-relevant indicators for pressures on the environment Innovation; Abingdon; Volume: 11: 87-106

Carlisle, B. K; J. P. Smith; A. L. Hicks; B. L. Largay and S. R. Garcia. 1998. Wetland Ecological Integrity: An Assessment Aproach. Massachussets Coastal Zone Management.

Conquest, L.L., S.C. Ralph, and R.J. Naiman. 1994. Implementation of large-scale stream monitoring efforts: Sampling design and data analysis issues. Pages 69-90 In L.

Loeb and A. Spacie, eds. Biological Monitoring of Aquatic Systems, Lewis Publishers, Boca Raton, FL.

Contreras Balderas, S.; González Saldivar F.; Lazcano Villarreal D.; Contreras Arquieta A. 1995. Listado preliminar de la fauna silvestre del Estado de Nuevo León, México. Consejo consultivo estatal para la preservación de la flora y fauna silvestre de Nuevo León, México.

Contreras, E. F. 1993. Ecosistemas costeros mexicanos. Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa. México, D. F. 415 p.

Costanza, R., B. G. Norton and B. D. Haskell Eds. 1992. Toward an operacional definition of ecosystem health. Ecosystem Health: New goals for environmental management. pp. 239 – 256 Island Press. Washington.

Covich, A. P.; W. H. Clements; K. D. Fausch; J. D. Stednick; J. Willkins-Wells; S. R. Abt. 1994. Ecological integrity and western water management: A Colorado Perspective. Water in Balance. 3: 1-23.

Diario Oficial de la Federación, 1992. Decreto por el que se declara como área natural protegida, con el carácter de reserva de la biósfera, la zona conocida como Pantanos de Centla. 10 de agosto de 1992.

Enriquez, G., C. 1997. Geomorfología e impacto ambiental en la reserva de la Biosfera Pantanos de Centla, Tabasco. Tesis profesional. Universidad Nacional Autónoma de México. México. 121 p. + anexos.

EPA 1995 (Environmental Protection Agency). Wetland fact sheets. Washington, DC. United States. 33 p.

Estrada, A. y R. Coates-Estrada, 1995. Las selvas tropicales húmedas de México: Recurso poderoso pero vulnerable. Fondo de cultura económica. México, D. F. 191 p.

ESA. 1995. The Report of the Ecological Society of America Committee on the Scientific Basis for Ecosystem Management. The Ecological Society of America. 2010 Massachusetts Avenue, NW Suite 400 Washington, DC 20036.

Foroughbakhch, R., L. A. Hauad, M. H. Badii y A. E. Flores. 1994. Análisis estructural de un ecosistema Vegetal. Calidad Ambiental, 1 (11): 11-13.

García, O. J. M. 1988. Humedales de México y el Sistema Nacional de Areas Naturales Protegidas (SINAP). 689-697 p. In: Ecología y conservación del delta de los ríos Usumacinta y Grijalva. Memorias. INIREB. Gobierno del Estado de Tabasco. 1ª. Edición. Villahermosa, Tabasco.

García, E. 1976. Apuntes de Climatología. Departamento de divulgación de la subsecretaría forestal y de la fauna. México, D. F. 119 p.

García, L. E. y D. J. Palma-López. 1998. Asociación suelo-vegetación en tres zonas fisiográficas de Tabasco. 68 p. In: P. Magaña (ed.). Libro de resúmenes del VII Congreso Latinoamericano de Botánica y XIV Congreso Mexicano de Botánica. Universidad Autónoma Metropolitana. México, D. F.

Garza Cuevas, R. A. 2004. Los Indicadores Biológicos en la Evaluación de la Integridad de los Ecosistemas Acuáticos. Revista de Calidad Ambiental. Vol. VIII, N° 6. ITESM, Monterrey, N. L.

Halffter, G. 1994. Conservación de la biodiversidad y áreas protegidas en los países tropicales. CIENCIAS. No. 36. 4-13 pp.

Hammond A., Adriaanse, A., Rodenburg, E., Bryant, D. and Woodward, R. 1995. Environmental Indicators: A Systematic Approach to Measuring and Reporting on Environmental Policy Performance in the Context of Sustainable Development, Washington, DC, World Resources Institute.

Hicks, B.J. 1997. New England Freshwater Wetlands Invertebrate Biomonitoring Protocol. Water Resources Bulletin 27(2). U.S.A. pp217-226

Hutcheson, K. 1970. A test for comparing diversity based on Shannon formula. J. Theor. Biol. 29: 151-154.

Hunsaker, C. T. and D. E. Carpenter, Eds. 1990. Ecological Indicatorsfor the Environmental Monitoring Program. EPA 600/3-90/060. U. S. Environmental Protection Agency Office of Research and Development. NC.

LGEEPA 1999. Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente. 9ª. Ed. Ediciones DELMA. México, D. F.

Karr, J.R. 1997. Measuring biological integrity. In Principles of conservation biology, Eds. K. Meffe and C.R. Carroll, 483-485

Karr, James R. 1998. Defining and measuring river health. Freshwater Biology.

López, H. E. S. 1993. Aspectos de la vegetación de los pantanos de Centla, Tabasco, México. UNIVERSIDAD Y CIENCIA. 10 (19): 43-56 pp.

López, H. E. S. y Pérez, L. C. 1993. Guía para la interpretación de la naturaleza en los pantanos de Centla, Tabasco. Editorial Impresora y Distribuidora, S. A. México, D.F. 106 p.

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 p. In: Ecología y conservación del delta de los ríos Usumacinta y Grijalva. Memorias. INIREB. Gobierno del estado de Tabasco. 1ª. Edición. Villahermosa, Tabasco.

Lugo, A.E. and S. C. Snedaker. 1973. Properties of Mangrove Forest in South Florida. Pp. 1-87. En Snedaker, S. C. Anp A.E. Lugo (Eds). The role of Mangrove Ecosystem in the Maintenance of Environmental Quality and a High Productivity of Desirable Fisheries. The Center of Aquatic Sci. Florida.

Magurran, A. E. 1989. Diversidad ecológhica y su medición. Ediciones Vedrá, Barcelona, España. Pp. 198.

Mitsch W., J. y J.Gosselink C. 1993. Wetland. 2nd. VNR. New York, United States of America.

Moldan, B., Billharz, S. and Matravers, R. (eds) (1997), Sustainability Indicators: 4 Report on the Project on Indicators of Sustainable Development, SCOPE 58, Chichester, Wiley.

Moreno, C. E. 2001. Manual de métodos para medir la biodiversidad. Textos Universitarios. Primera edición. Universidad Veracruzana.

Morrey, C. (1996), Indicators of Sustainable Development for the United Kingdom, I Set ofIndicators Produced for the Discussion and Consultation by an Interdepartmental Working Group, Following a Commitment in the Uks Sustainable Development Strategy 1994, London, Department of the Environment, Government Statistical Service.

Mueller – Dombois, D. & H. Ellenberg. 1974. Aims and Methods of Vegetation Ecology. John Wiley and Sons, Inc.

Munasinghe, M. and Shearer, W (eds) (1995) Defining and Measuring Sustainability, the Biogeophysical Foundations, Washington, D. C., The United Nations University (UNU) and The World Bank.

Neue, H. U.; J. L. Gaunt; Z. P. Wang; P. Becker-Heidmann y C. Quijano 1994. Carbon in Tropical Wetlands. 201-220 p. In: J. D. Etchevers B. (ed.) International Congress of Soil Science. Volumen 9 Acapulco, México.

Novelo, R. A. y A. Lot, H. 1988. Importancia de la vegetación acuática en los ecosistemas naturales. 5-14 p. In: Ecología y conservación del delta de los ríos Usumacinta y Grijalva. Memorias. INIREB. Gobierno del Estado de Tabasco. 1ª. Edición. Villahermosa, Tabasco.

Odum, E. P., 1971. Ecología. Nueva Editorial Interamericana S. A. de C. V. tercera edición. Pp. 159.

Ohio Environmental Protection Agency (Ohio EPA). 1987. Biological criteria for the Protection of aquatic life: volumes I-III. Ohio Environmental Protection Agency, Columbus, Ohio

Omernik, J.M. 1995. Ecoregions: A spatial framework for environmental management. Pages 49-62 in W.S. Davis and T.P Simon (editors). Biological assessment and criteria: Tools for water resource planning and decision making. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.

Plafkin, J.L., Barbour, M.T., Porter, K.D., Gross, S.K., y Hughes, R.M. 1989. Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: Benthic macroinvertebrates and fish. U.S. Environmental Protection Agency. Washington, D.C., U.S.A. 190 p.

Patanaponppaiboon, P. 1979. Structure of Mangrove Forest at Amphoe Khao Saming, Trat. M.S. Thesis. Chulalongkorn Univ. Bangkok. 88p.

Ramsar Convention 1996. Wetlands and biological diversity. World Wide Fund for Nature (ed). Buenos Aires, Argentina.

Restrepo, I. 1995. Desarrollo sustentable en el Golfo de México y Caribe de México. Centro de Ecología y Desarrollo, A. C. México, D. F. 270 p.

SEMARNAP 1997 (Secretaría de medioambiente, recursos naturales y pesca). Programa de conservación de la vida silvestre y de la diversificación productiva en el sector rural 1997-2000. Impresora gráfica publicitaria, S. A. de C.V. México, D. F. 207 p.

Saenger, P., E. J. Hegral and J. D. Davie. 1981. Global *Status of Mangrove Ecosystems* International Union for conservation of Nature and Natural Resources. 132p

Shindler, D. W. 1987. Detecting Ecosystems Responses to Anthropogenic Strees. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 44: 6-25.

Simpson, E. H. 1949. Measurement of diversity. Nature 163:688.

Sol, S. A. 1997. Las áreas naturales protegidas del estado de Tabasco. Problemáticas para la conservación de sus recursos y posibilidades de solución a la erosión de los suelos. 111-117 p. In: Los suelos de Tabasco, restauración, conservación y uso. SEMARNAP. Villahermosa, Tabasco.

Stribling, J. B.; B. K. Jessup; J. S. White; D. Bovard and M. Hurd. 1998. Development of a Benthic Index of Biotic Integrity from Maryland Streams. Maryland Departement of Natural Resources. Chesapeak Bay and Watershed Program

Toledo, A.; A. Botello y M. Herzig 1987. El Pantano: una riqueza que se destruye. Vol. XII Serie medio ambiente en Coatzacoalcos. Centro de Ecodesarrollo. México, D. F.

Tudela, F. 1992. La modernización forzada del trópico: en el caso de Tabasco. Proyecto integrado del Golfo. 2da Ed. El colegio de México, UNRISD-IFIAS-CINVESTAV. México. 475 p.

Suter, G. W. 1993. A critique of ecosystem health concepts and indexes. Environmental Toxicology and Chemistry. 12, 1533-1539.

West, R.; N. Psuty y B. Thom. 1987. Las tierras bajas de Tabasco, en el sureste de México. Gobierno del Edo. de Tabasco. Villahermosa, Tabasco.

Whitaker, R. H. 1972. "Evolution and measurement of species diversity", Taxon 21 (2/3): 213-251. International Bureau for Plant Taxonomy and Nomenclature. Utrecht, The Netherlands.

APENDICE

REPORTE DE LA ESTADÍSTICA DESCRIPTIVA DE LAS MÉTRICAS EVALUADAS

MÉTRICA 1: Similaridad de la comunidad.

Resumen de MÉTRICA 1

Conteo	Media	Desviación Estándar	Error Estándar	Valor Mínimo	Valor Máximo	Rango
12	0.4441667	0.0433712	1.252019E-02	0.36	0.51	0.15

Conteo MÉTRICA 1

Hileras	Suma de Frecuencias	Valores Perdidos	Valores Distintivos	Suma	Suma total de cuadrados	Suma ajustada de cuadrados
12	12	0	9	5.33	2.3881	2.069167E-02

Medias MÉTRICA 1

Parámetro	Media	Mediana	Media Geométrica	Media Armónica	Suma	Moda
Valor	0.4441667	0.45	0.4421411	0.4400298	5.33	
Error Std	1.252019E-02				0.1502422	
95% LCL	0.4166099	0.38			4.999319	
95% UCL	0.4717234	0.48			5.660681	
T-Valor	35.4760					
Nivel Prob	0.000000					
Conteo	12		12	12		

Variación MÉTRICA 1

Parámetro	Varianza	Desviación Estándar	Desviación Estándar no Ses	Error Estándar de la Media	Rango Intecuartil	Rango
Valor	1.881061E-03	0.0433712	4.436681E-02	1.252019E-02	0.055	0.15
Error Std	6.736734E-04	1.098331E-02		3.170607E-03		
95% LCL	9.439608E-04	3.072394E-02		8.869239E-03		
95% UCL	5.422702E-03	0.073639		2.125775E-02		

Sesgo y Curtosis MÉTRICA 1

Parámetro	Sesgo	Curtosis	gl de Fisher	g2 Fisher	Coeficiente de Variación	Coeficiente de Dispersión
Valor	-0.540625	2.539127	-0.6211308	1.057663E-03	9.764622E-02	7.592592E-02
Error Std	0.407786	0.8859619			1.878399E-02	

Balance MÉTRICA 1

Parámetro	5% Balance	10% Balance	15% Balance	25% Balance	35% Balance	45% Balance
Media del Bal	0.4451852	0.4466667	0.4490476	0.45		
Dev Std Bal	3.756576E-02	3.075283E-02	2.534193E-02	1.797434E-02		
Conteo	10	9	8	3		

Desviación de la media MÉTRICA 1

Parámetro	|X-Media|	|X-Mediana|	(X-Media)^2	(X-Media)^3	(X-Media)^4
Promedio	3.416667E-02	3.416667E-02	1.724306E-03	-3.870949E-05	7.549408E-06
Error Std	7.508382E-03		6.17534E-04	2.766614E-05	3.491969E-06

Cuartiles MÉTRICA 1

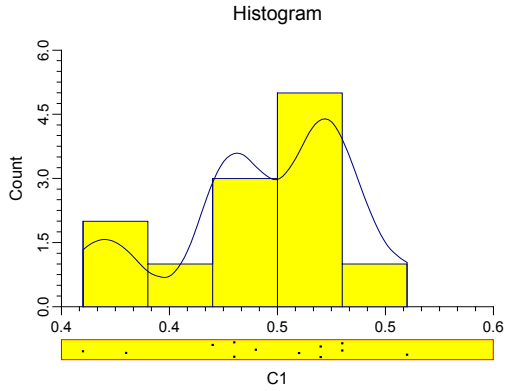
Parámetro	Percentil 10	Percentil 25	Percentil 50	Percentil 75	Percentil 90

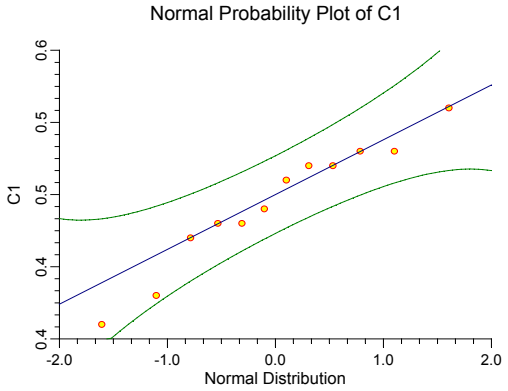
Valor	0.366	0.4225	0.45	0.4775	0.501
95% LCL		0.36	0.38	0.44	
95% UCL		0.46	0.48	0.51	

Prueba de Normalidad MÉTRICA 1

Nombre de la Prueba	Valor de la prueba	Nivel de Probabilidad	Valor crítico al 10%	Valor crítico al 5%	Decisión (5%)
Martinez-Iglewicz	1.05771		1.356672	1.719144	Acepta Normalidad
Kolmogorov-Smirnov	0.1210117		0.222	0.242	Acepta Normalidad
D'Agostino Sesgo	-1.0061	0.314377	1.645	1.960	Acepta Normalidad
D'Agostino Curtosis	0.2155	0.829400	1.645	1.960	Acepta Normalidad
D'Agostino Omnibus	1.0586	0.589009	4.605	5.991	Acepta Normalidad

Gráficas MÉTRICA 1





Percentiles MÉTRICA 1

Percentil	Valor	95% LCL	95% UCL	Nivel Exact Conf.
99	0.51			
95	0.51			
90	0.501			
85	0.4815			
80	0.48			
75	0.4775	0.44	0.51	95.4071
70	0.471	0.43	0.51	97.6669
65	0.47	0.43	0.48	95.1949
60	0.468	0.43	0.48	96.5142
55	0.4615	0.42	0.48	98.3832
50	0.45	0.38	0.48	97.7539
45	0.4385	0.38	0.47	95.6136
40	0.432	0.36	0.47	98.2556
35	0.43	0.36	0.47	96.8805
30	0.429	0.36	0.47	97.6669
25	0.4225	0.36	0.46	95.4071
20	0.404			
15	0.379			
10	0.366			
5	0.36			
1	0.36			

Formula del percentil: Ave X(p[n+1])

MÉTRICA 2: Riqueza de especies.

Resumen MÉTRICA 2.

Conteo	Media	Desviación Estándar	Error Estándar	Valor Mínimo	Valor Máximo	Rango
12	0.4833333	9.865766E-02	2.848001E-02	0.36	0.68	0.32

Conteo MÉTRICA 2

Hileras	Suma de Frecuencias	Valores Perdidos	Valores Distintivos	Suma	Suma total de cuadrados	Suma ajustada de cuadrados
12	12	0	7	5.8	2.9104	0.1070667

Medias MÉTRICA 2

Parámetro	Media	Mediana	Media Geométrica	Media Armónica	Suma	Moda
Valor	0.4833333	0.48	0.4745017	0.4661515	5.8	0.4
Error Std	2.848001E-02				0.3417602	
95% LCL	0.4206493	0.4			5.047791	
95% UCL	0.5460174	0.56			6.552209	
T-Valor	16.9710					
Nivel de Prob	0.000000					
Conteo	12		12	12		4

Variación MÉTRICA 2

Parámetro	Varianza	Desviación Estándar	Desviación Estándar no Ses	Error Estándar de la Media	Rango Intecuartil	Rango
Valor	9.733333E-03	9.865766E-02	0.1009224	2.848001E-02	0.15	0.32
Error Std	3.140954E-03	2.251209E-02		6.498679E-03		
95% LCL	4.884417E-03	6.988861E-02		0.0201751		
95% UCL	2.805915E-02	0.1675087		4.835559E-02		

Sesgo and Curtosis de la MÉTRICA 2

Parámetro	Sesgo	Curtosis	gl de Fisher	g2 Fisher	Coeficiente de Variación	Coeficiente de Dispersión
Valor	0.5459064	2.249629	0.6271988	-0.4589229	0.2041193	0.1736111
Error Std	0.4403616	0.6007116			2.910124E-02	

Balance MÉTRICA 2

Parámetro	5% Balance	10% Balance	15% Balance	25% Balance	35% Balance	45% Balance
Media Bal	0.4792593	0.475	0.4714286	0.4711111		
Dev Std Bal	8.722132E-02	7.501937E-02	6.930432E-02	5.985738E-02		
Conteo	10	9	8	3		

Desviación de la media MÉTRICA 2

Parámetro	|X-Media|	|X-Mediana|	(X-Media)^2	(X-Media)^3	(X-Media)^4
Promedio	8.333334E-02	8.333334E-02	8.922222E-03	4.600741E-04	1.790841E-04
Error Std	1.707952E-02		2.879207E-03	4.131795E-04	9.523077E-05

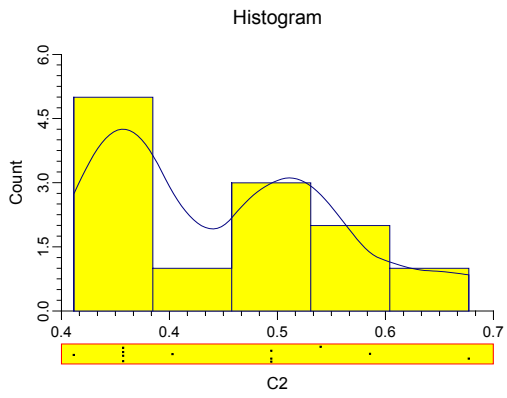
Cuartiles MÉTRICA 2

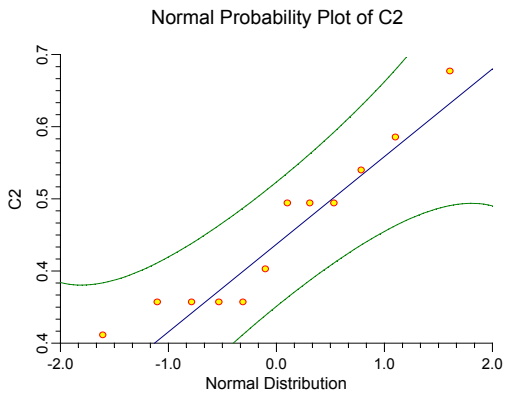
Parámetro	Percentil 10	Percentil 25	Percentil 50	Percentil 75	Percentil 90
Valor	0.372	0.4	0.48	0.55	0.656
95% LCL		0.36	0.4	0.44	
95% UCL		0.52	0.56	0.68	

Pruebas de Normalidad MÉTRICA 2

Nombre de la Prueba	Valor de la prueba	Nivel de Probabilidad	Valor crítico al 10%	Valor crítico al 5%	Decisión (5%)
Martinez-Iglewicz	1.03526		1.356672	1.719144	Acepta Normalidad
Kolmogorov-Smirnov	0.2175196		0.222	0.242	Acepta Normalidad
D'Agostino Sesgo	1.0156	0.309817	1.645	1.960	Acepta Normalidad
D'Agostino Curtosis	-0.2229	0.823625	1.645	1.960	Acepta Normalidad
D'Agostino Omnibus	1.0811	0.582418	4.605	5.991	Acepta Normalidad

Gráficas MÉTRICA 2





Percentiles MÉTRICA 2

Percentil	Valor	95% LCL	95% UCL	Nivel Exact Conf.
99	0.68			
95	0.68			
90	0.656			
85	0.604			
80	0.576			
75	0.55	0.44	0.68	95.4071
70	0.524	0.4	0.68	97.6669
65	0.52	0.4	0.6	95.1949
60	0.52	0.4	0.6	96.5142
55	0.52	0.4	0.6	98.3832
50	0.48	0.4	0.56	97.7539
45	0.434	0.4	0.52	95.6136
40	0.408	0.36	0.52	98.2556
35	0.4	0.36	0.52	96.8805
30	0.4	0.36	0.52	97.6669
25	0.4	0.36	0.52	95.4071
20	0.4			
15	0.398			
10	0.372			
5	0.36			
1	0.36			

Formula del percentil: Ave X(p[n+1])

MÉTRICA 3: Biomasa persistente.

Resumen MÉTRICA 3

Conteo	Media	Desviación Estándar	Error Estándar	Valor Mínimo	Valor Máximo	Rango
12	0.8983333	6.102657E-02	1.761685E-02	0.8	1	0.2

Conteo MÉTRICA 3

Hileras	Suma de Frecuencias	Valores Perdidos	Valores Distintivos	Suma	Suma total de cuadrados	Suma ajustada de cuadrados
12	12	0	8	10.78	9.725	4.096667E-02

Medias MÉTRICA 3

Parámetro	Media	Mediana	Media Geométrica	Media Armónica	Suma	Moda
Valor	0.8983333	0.895	0.8964567	0.8946042	10.78	0.85
Error Std	1.761685E-02				0.2114022	
95% LCL	0.8595589	0.85			10.31471	
95% UCL	0.9371077	0.94			11.24529	
T-Valor	50.9928					
Nivel de Prob	0.000000					
Conteo	12		12	12		3

Variación MÉTRICA 3

Parámetro	Varianza	Desviación Estándar	Desviación Estándar no Ses	Error Estándar de la Media	Rango Intecuartil	Rango
Valor	3.724242E-03	6.102657E-02	6.242748E-02	1.761685E-02	0.0875	0.2
Error Std	1.247656E-03	1.445642E-02		4.17321E-03		
95% LCL	1.868913E-03	4.323093E-02		1.247969E-02		
95% UCL	1.073621E-02	0.1036157		2.991127E-02		

Sesgo y Curtosis MÉTRICA 3

Parámetro	Sesgo	Curtosis	gl de Fisher	g2 Fisher	Coeficiente de Variación	Coeficiente de Dispersión
Valor	0.3730286	2.346775	0.4285772	-0.3045688	0.0679331	5.214153E-02
Error Std	0.3935494	0.744583			1.103542E-02	

Balance MÉTRICA 3

Parámetro	5% Balance	10% Balance	15% Balance	25% Balance	35% Balance	45% Balance
Media Bal	0.8981481	0.896875	0.8928571	0.8905556		
Dev Std Bal	5.436363E-02	4.626296E-02	3.779645E-02	1.385209E-02		
Conteo	10	9	8	3		

Desviación de la media MÉTRICA 3

Parámetro	|X-Media|	|X-Mediana|	(X-Media)^2	(X-Media)^3	(X-Media)^4
Promedio	4.666667E-02	4.666667E-02	3.413889E-03	7.440741E-05	2.735081E-05
Error Std	1.056487E-02		1.143685E-03	6.797673E-05	1.15625E-05

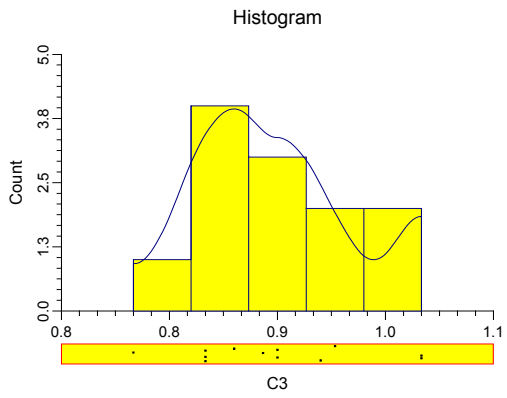
Cuartiles MÉTRICA 3

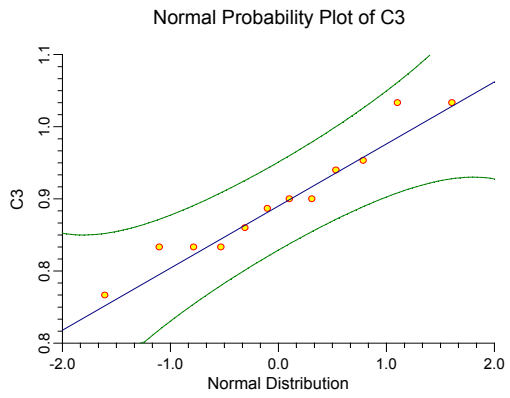
Parámetro	Percentil 10	Percentil 25	Percentil 50	Percentil 75	Percentil 90
Valor	0.815	0.85	0.895	0.9375	1
95% LCL		0.8	0.85	0.89	
95% UCL		0.9	0.94	1	

Pruebas de Normalidad MÉTRICA 3

Nombre de la Prueba	Valor de la prueba	Nivel de Probabilidad	Valor crítico al 10%	Valor crítico al 5%	Decisión (5%)
Martinez-Iglewicz	1.037245		1.356672	1.719144	Acepta Normalidad
Kolmogorov-Smirnov	0.1557727		0.222	0.242	Acepta Normalidad
D'Agostino Sesgo	0.6998	0.484027	1.645	1.960	Acepta Normalidad
D'Agostino Curtosis	-0.0668	0.946748	1.645	1.960	Acepta Normalidad
D'Agostino Omnibus	0.4942	0.781048	4.605	5.991	Acepta Normalidad

Gráficas MÉTRICA 3





Percentiles MÉTRICA 3

Percentil	Valor	95% LCL	95% UCL	Nivel Exact Conf.
99	1			
95	1			
90	1			
85	1			
80	0.964			
75	0.9375	0.89	1	95.4071
70	0.931	0.87	1	97.6669
65	0.9135	0.85	1	95.1949
60	0.9	0.85	1	96.5142
55	0.9	0.85	1	98.3832
50	0.895	0.85	0.94	97.7539
45	0.887	0.85	0.93	95.6136
40	0.874	0.8	0.93	98.2556
35	0.861	0.8	0.9	96.8805
30	0.85	0.8	0.9	97.6669
25	0.85	0.8	0.9	95.4071
20	0.85			
15	0.8475			
10	0.815			
5	0.8			
1	0.8			

Formula del percentil: Ave X(p[n+1])

MÉTRICA 4: Condición de desarrollo.

Resumen de la MÉTRICA 4

Conteo	Media	Desviación Estándar	Error Estándar	Valor Mínimo	Valor Máximo	Rango
12	0.6208333	0.127026	3.666925E-02	0.5	0.91	0.41

Conteo de la MÉTRICA 4

Hileras	Suma de Frecuencias	Valores Perdidos	Valores Distintivos	Suma	Suma total de cuadrados	Suma ajustada de cuadrados
12	12	0	10	7.45	4.8027	0.1774917

Medias de la MÉTRICA 4

Parámetro	Media	Mediana	Media Geométrica	Media Armónica	Suma	Moda
Valor	0.6208333	0.58	0.6102247	0.6008497	7.45	
Error Std	3.666925E-02				0.440031	
95% LCL	0.5401248	0.5			6.481498	
95% UCL	0.7015418	0.7			8.418502	
T-Valor	16.9306					
Nivel de Prob	0.000000					
Conteo	12		12	12		

Variación de la MÉTRICA 4

Parámetro	Varianza	Desviación Estándar	Desviación Estándar no Ses	Error Estándar de la Media	Rango Intecuartil	Rango
Valor	1.613561E-02	0.127026	0.129942	3.666925E-02	0.155	0.41
Error Std	7.059811E-03	3.929935E-02		1.134475E-02		
95% LCL	8.09723E-03	0.0899846		2.597632E-02		
95% UCL	4.651556E-02	0.2156747		6.225991E-02		

Sesgo y Curtosis de la MÉTRICA 4

Parámetro	Sesgo	Curtosis	gl de Fisher	g2 Fisher	Coeficiente de Variación	Coeficiente de Dispersión
Valor	1.152739	3.297189	1.324396	1.205534	0.2046056	0.1594828
Error Std	0.5464495	1.748317			3.673685E-02	

Balance MÉTRICA 4

Parámetro	5% Balance	10% Balance	15% Balance	25% Balance	35% Balance	45% Balance
Media bal	0.6114815	0.6020833	0.5952381	0.58		
Dev Std Bal	0.1095521	8.797353E-02	7.014418E-02	3.594868E-02		
Conteo	10	9	8	3		

Desviación de la media MÉTRICA 4

Parámetro	|X-Media|	|X-Mediana|	(X-Media)^2	(X-Media)^3	(X-Media)^4
Promedio	9.611111E-02	0.0925	1.479097E-02	2.073605E-03	7.213355E-04
Error Std	2.199063E-02		6.471493E-03	1.037661E-03	3.768232E-04

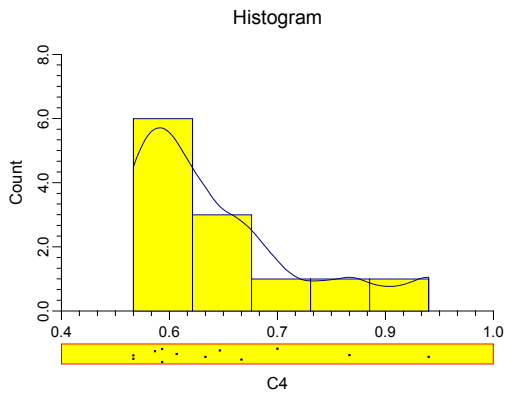
Cuartiles MÉTRICA 4

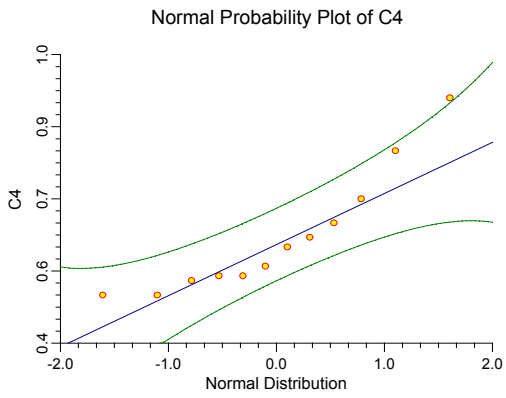
Parámetro	Percentil 10	Percentil 25	Percentil 50	Percentil 75	Percentil 90
Valor	0.5	0.5325	0.58	0.6875	0.877
95% LCL		0.5	0.5	0.56	
95% UCL		0.6	0.7	0.91	

Pruebas de Normalidad MÉTRICA 4

Nombre de la Prueba	Valor de la prueba	Nivel de Probabilidad	Valor crítico al 10%	Valor crítico al 5%	Decisión (5%)
Martinez-Iglewicz	1.51816		1.356672	1.719144	Acepta Normalidad
Kolmogorov-Smirnov	0.1839967		0.222	0.242	Acepta Normalidad
D'Agostino Sesgo	2.0436	0.040998	1.645	1.960	Rechaza Normalidad
D'Agostino Curtosis	1.0793	0.280451	1.645	1.960	Acepta Normalidad
D'Agostino Omnibus	5.3410	0.069217	4.605	5.991	Acepta Normalidad

Gráficas MÉTRICA 4





Percentiles MÉTRICA 4

Percentil	Valor	95% LCL	95% UCL	Nivel Exact Conf.
99	0.91			
95	0.91			
90	0.877			
85	0.8055			
80	0.74			
75	0.6875	0.56	0.91	95.4071
70	0.655	0.54	0.91	97.6669
65	0.6335	0.54	0.8	95.1949
60	0.616	0.54	0.8	96.5142
55	0.603	0.53	0.8	98.3832
50	0.58	0.5	0.7	97.7539
45	0.557	0.5	0.65	95.6136
40	0.544	0.5	0.65	98.2556
35	0.54	0.5	0.62	96.8805
30	0.539	0.5	0.62	97.6669
25	0.5325	0.5	0.6	95.4071
20	0.518			
15	0.5			
10	0.5			
5	0.5			
1	0.5			

Formula del percentil: Ave X(p[n+1])

MÉTRICA 5: Afinidad por humedad (Hidrofilia)

Resumen de la MÉTRICA 5

Conteo	Media	Desviación Estándar	Error Estándar	Valor Mínimo	Valor Máximo	Rango
12	0.77	5.116817E-02	1.477098E-02	0.71	0.88	0.17

Conteo de la MÉTRICA 5

Hileras	Suma de Frecuencias	Valores Perdidos	Valores Distintivos	Suma	Suma total de cuadrados	Suma ajustada de cuadrados
12	12	0	8	9.24	7.1436	0.0288

Medias de la MÉTRICA 5

Parámetro	Media	Mediana	Media Geométrica	Media Armónica	Suma	Moda
Valor	0.77	0.77	0.7684715	0.7669727	9.24	0.71
Error Std	1.477098E-02				0.1772517	
95% LCL	0.7374893	0.71			8.849872	
95% UCL	0.8025107	0.8			9.630129	
T-Valor	52.1292					
Nivel de Prob	0.000000					
Conteo	12		12	12		3

Variación MÉTRICA 5

Parámetro	Varianza	Desviación Estándar	Desviación Estándar no Ses	Error Estándar de la Media	Rango Intecuartil	Rango
Valor	2.618182E-03	5.116817E-02	5.234278E-02	1.477098E-02	0.0825	0.17
Error Std	1.020938E-03	1.410862E-02		4.072806E-03		
95% LCL	1.313866E-03	3.624728E-02		1.046369E-02		
95% UCL	7.547668E-03	8.687732E-02		2.507932E-02		

Sesgo and Curtosis MÉTRICA 5

Parámetro	Sesgo	Curtosis	gl de Fisher	g2 Fisher	Coeficiente de Variación	Coeficiente de Dispersión
Valor	0.5570888	2.824653	0.6400463	0.4547261	6.645217E-02	4.978355E-02
Error Std	0.350107	0.7271596			1.250242E-02	

Balance de la media MÉTRICA 5

Parámetro	5% Balance	10% Balance	15% Balance	25% Balance	35% Balance	45% Balance
Media Bal	0.7672222	0.765	0.765	0.7722222		
Dev Std Bal	4.437395E-02	3.678979E-02	3.290034E-02	1.212471E-02		
Conteo	10	9	8	3		

Desviación de la media MÉTRICA 5

Parámetro	|X-Media|	|X-Mediana|	(X-Media)^2	(X-Media)^3	(X-Media)^4
Promedio	3.833333E-02	3.833333E-02	0.0024	0.0000655	1.627E-05
Error Std	8.858188E-03		9.358597E-04	6.248117E-05	9.662239E-06

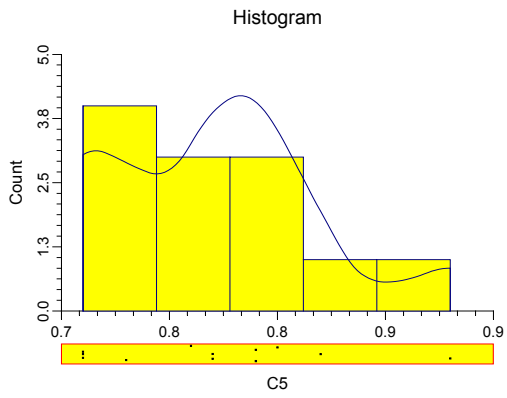
Cuartiles MÉTRICA 5

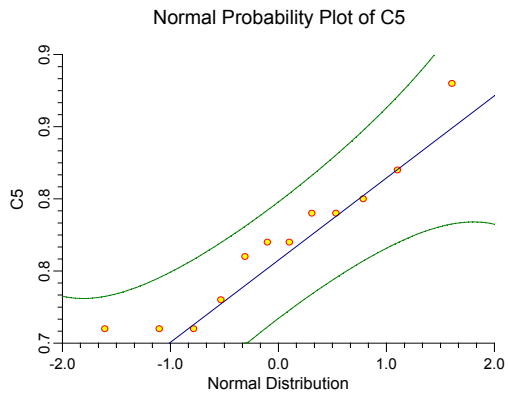
Parámetro	10	Percentil 25	Percentil 50	Percentil 75	Percentil 90	Percentil
Valor	0.71	0.715	0.77	0.7975	0.862	
95% LCL		0.71	0.71	0.77		
95% UCL		0.77	0.8	0.88		

Pruebas de Normalidad MÉTRICA 5

Nombre de la Prueba	Valor de la prueba	Nivel de Probabilidad	Valor crítico al 10%	Valor crítico al 5%	Decisión (5%)
Martinez-Iglewicz	1.063001		1.356672	1.719144	Acepta Normalidad
Kolmogorov-Smirnov	0.1295227		0.222	0.242	Acepta Normalidad
D'Agostino Sesgo	1.0357	0.300320	1.645	1.960	Acepta Normalidad
D'Agostino Curtosis	0.5806	0.561524	1.645	1.960	Acepta Normalidad
D'Agostino Omnibus	1.4098	0.494147	4.605	5.991	Acepta Normalidad

Gráficas MÉTRICA 5





Percentiles MÉTRICA 5

Percentil	Valor	95% LCL	95% UCL	Nivel Exact Conf.
99	0.88			
95	0.88			
90	0.862			
85	0.823			
80	0.808			
75	0.7975	0.77	0.88	95.4071
70	0.791	0.76	0.88	97.6669
65	0.79	0.73	0.82	95.1949
60	0.786	0.73	0.82	96.5142
55	0.773	0.71	0.82	98.3832
50	0.77	0.71	0.8	97.7539
45	0.7685	0.71	0.79	95.6136
40	0.762	0.71	0.79	98.2556
35	0.7465	0.71	0.79	96.8805
30	0.728	0.71	0.79	97.6669
25	0.715	0.71	0.77	95.4071
20	0.71			
15	0.71			
10	0.71			
5	0.71			
1	0.71			

Formula del percentil: Ave X(p[n+1])

MÉTRICA 6: Contribución de la especie dominante.

Resumen de la MÉTRICA 6

Conteo	Media	Desviación Estándar	Error Estándar	Valor Mínimo	Valor Máximo	Rango
12	0.3258333	0.119275	3.443171E-02	0.19	0.54	0.35

Conteo de la MÉTRICA 6

Hileras	Suma de Frecuencias	Valores Perdidos	Valores Distintivos	Suma	Suma total de cuadrados	Suma ajustada de cuadrados
12	12	0	9	3.91	1.4305	0.1564917

Medias de la MÉTRICA 6

Parámetro	Media	Mediana	Media Geométrica	Media Armónica	Suma	Moda
Valor	0.3258333	0.27	0.3079033	0.2925161	3.91	
Error Std	3.443171E-02				0.4131806	
95% LCL	0.2500497	0.23			3.000596	
95% UCL	0.401617	0.41			4.819404	
T-Valor	9.4632					
Nivel de Prob	0.000001					
Conteo	12		12	12		

Variación de la MÉTRICA 6

Parámetro	Varianza	Desviación Estándar	Desviación Estándar no Ses	Error Estándar de la Media	Rango Intecuartil	Rango
Valor	1.422651E-02	0.119275	0.122013	3.443171E-02	0.175	0.35
Error Std	4.544905E-03	0.0269439		7.778035E-03		
95% LCL	7.139202E-03	0.0844938		2.439126E-02		
95% UCL	4.101205E-02	0.2025143		5.846085E-02		

Sesgo y Curtosis de la MÉTRICA 6

Parámetro	Sesgo	Curtosis	gl de Fisher	g2 Fisher	Coeficiente de Variación	Coeficiente de Dispersión
Valor	0.7837334	2.224711	0.9004411	-0.4985141	0.3660612	0.3364198
Error Std	0.5221514	1.044728			0.0415136	

Balance MÉTRICA 6

Parámetro	5% Balance	10% Balance	15% Balance	25% Balance	35% Balance	45% Balance
Media Bal	0.3214815	0.3154167	0.3061905	0.2788889		
Dev Std Bal	0.1095894	9.702453E-02	8.073823E-02	3.461633E-02		
Conteo	10	9	8	3		

Desviación de la media MÉTRICA 6

Parámetro	|X-Media|	|X-Mediana|	(X-Media)^2	(X-Media)^3	(X-Media)^4
Promedio	9.847222E-02	9.083334E-02	1.304097E-02	1.167168E-03	3.783499E-04
Error Std	2.064877E-02		4.166163E-03	5.643633E-04	1.269467E-04

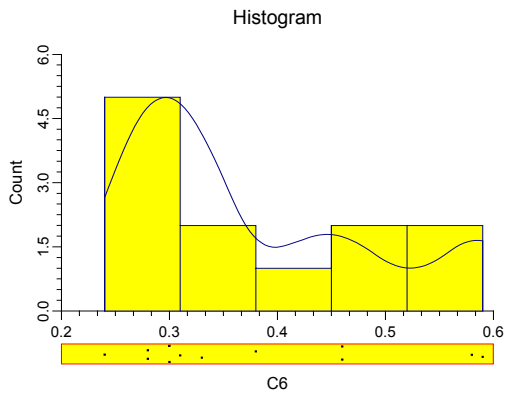
Cuartiles MÉTRICA 6

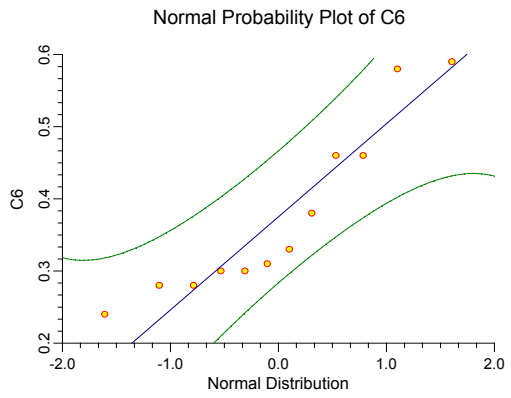
Parámetro	Percentil 10	Percentil 25	Percentil 50	Percentil 75	Percentil 90
Valor	0.202	0.235	0.27	0.41	0.537
95% LCL		0.19	0.23	0.26	
95% UCL		0.28	0.41	0.54	

Pruebas de Normalidad MÉTRICA 6

Nombre de la Prueba	Valor de la prueba	Nivel de Probabilidad	Valor crítico al 10%	Valor crítico al 5%	Decisión (5%)
Martinez-Iglewicz	1.297835		1.356672	1.719144	Acepta Normalidad
Kolmogorov-Smirnov	0.2329427		0.222	0.242	Acepta Normalidad
D'Agostino Sesgo	1.4351	0.151259	1.645	1.960	Acepta Normalidad
D'Agostino Curtosis	-0.2646	0.791343	1.645	1.960	Acepta Normalidad
D'Agostino Omnibus	2.1295	0.344813	4.605	5.991	Acepta Normalidad

Gráficas MÉTRICA 6





Percentiles MÉTRICA 6

Percentil	Valor	95% LCL	95% UCL	Nivel Exact Conf.
99	0.54			
95	0.54			
90	0.537			
85	0.5305			
80	0.458			
75	0.41	0.26	0.54	95.4071
70	0.41	0.25	0.54	97.6669
65	0.366	0.25	0.53	95.1949
60	0.32	0.25	0.53	96.5142
55	0.2875	0.23	0.53	98.3832
50	0.27	0.23	0.41	97.7539
45	0.2585	0.23	0.41	95.6136
40	0.252	0.19	0.41	98.2556
35	0.25	0.19	0.33	96.8805
30	0.248	0.19	0.33	97.6669
25	0.235	0.19	0.28	95.4071
20	0.23			
15	0.228			
10	0.202			
5	0.19			
1	0.19			

Formula del percentil: Ave X(p[n+1])

MÉTRICA 7: Categoría de protección o estatus.

Resumen de la MÉTRICA 7

Conteo	Media	Desviación Estándar	Error Estándar	Valor Mínimo	Valor Máximo	Rango
12	0.3916667	0.1405077	4.056109E-02	0.23	0.67	0.44

Conteo de la MÉTRICA 7

Hileras	Suma de Frecuencias	Valores Perdidos	Valores Distintivos	Suma	Suma total de cuadrados	Suma ajustada de cuadrados
12	12	0	10	4.7	2.058	0.2171667

Medias de la MÉTRICA 7

Parámetro	Media	Mediana	Media Geométrica	Media Armónica	Suma	Moda
Valor	0.3916667	0.38	0.3714043	0.353891	4.7	0.41
Error Std	4.056109E-02				0.4867331	
95% LCL	0.3023923	0.25			3.628708	
95% UCL	0.480941	0.41			5.771292	
T-Valor	9.6562					
Nivel de Prob	0.000001					
Conteo	12		12	12		3

Variación de la MÉTRICA 7

Parámetro	Varianza	Desviación Estándar	Desviación Estándar no Ses	Error Estándar de la Media	Rango Intecuartil	Rango
Valor	1.974242E-02	0.1405077	0.1437332	4.056109E-02	0.125	0.44
Error Std	8.05605E-03	4.054216E-02		1.170351E-02		
95% LCL	9.907216E-03	0.099535		2.873328E-02		
95% UCL	5.691326E-02	0.238565		6.886778E-02		

Sesgo y Curtosis de la MÉTRICA 7

Parámetro	Sesgo	Curtosis	gl de Fisher	g2 Fisher	Coeficiente de Variación	Coeficiente de Dispersión
Valor	1.00375	2.998134	1.153221	0.7303684	0.3587432	0.2631579
Error Std	0.4803117	1.681264			5.408451E-02	

Balance MÉTRICA 7

Parámetro	5% Balance	10% Balance	15% Balance	25% Balance	35% Balance	45% Balance
Media Bal	0.3851852	0.3770833	0.3666667	0.3755555		
Dev Std Bal	0.1255801	0.1046358	7.247242E-02	3.642109E-02		
Conteo	10	9	8	3		

Desviación de la media MÉTRICA 7

Parámetro	|X-Media|	|X-Mediana|	(X-Media)^2	(X-Media)^3	(X-Media)^4
Promedio	0.1	0.1	1.809722E-02	2.443676E-03	9.819173E-04
Error Std	2.432457E-02		7.384712E-03	7.439713E-04	3.151422E-04

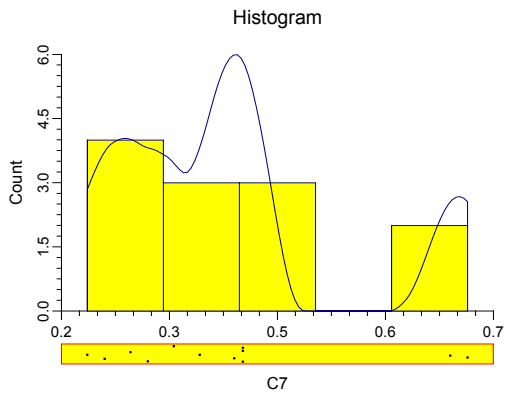
Cuartiles MÉTRICA 7

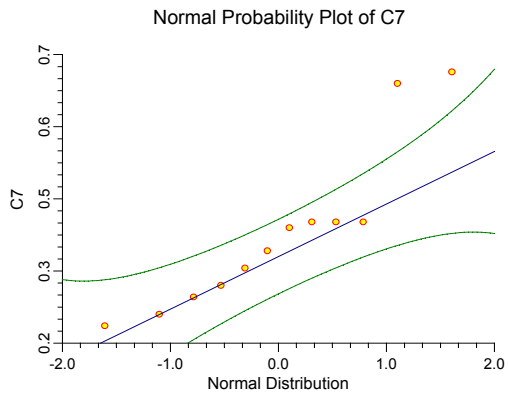
Parámetro	Percentil 10	Percentil 25	Percentil 50	Percentil 75	Percentil 90
Valor	0.236	0.285	0.38	0.41	0.664
95% LCL		0.23	0.25	0.36	
95% UCL		0.4	0.41	0.67	

Pruebas de Normalidad MÉTRICA 7

Nombre de la Prueba	Valor de la prueba	Nivel de Probabilidad	Valor crítico al 10%	Valor crítico al 5%	Decisión (5%)
Martinez-Iglewicz	1.18326		1.356672	1.719144	Acepta Normalidad
Kolmogorov-Smirnov	0.281427		0.222	0.242	Rechaza Normalidad
D'Agostino Sesgo	1.8045	0.071146	1.645	1.960	Acepta Normalidad
D'Agostino Curtosis	0.7769	0.437189	1.645	1.960	Acepta Normalidad
D'Agostino Omnibus	3.8600	0.145146	4.605	5.991	Acepta Normalidad

Gráficas MÉTRICA 7





Percentiles MÉTRICA 7

Percentil	Valor	95% LCL	95% UCL	Nivel Exact Conf.
99	0.67			
95	0.67			
90	0.664			
85	0.651			
80	0.506			
75	0.41	0.36	0.67	95.4071
70	0.41	0.33	0.67	97.6669
65	0.41	0.3	0.65	95.1949
60	0.408	0.3	0.65	96.5142
55	0.4015	0.28	0.65	98.3832
50	0.38	0.25	0.41	97.7539
45	0.3555	0.25	0.41	95.6136
40	0.336	0.23	0.41	98.2556
35	0.3165	0.23	0.41	96.8805
30	0.298	0.23	0.41	97.6669
25	0.285	0.23	0.4	95.4071
20	0.268			
15	0.249			
10	0.236			
5	0.23			
1	0.23			

Formula del percentil: Ave X(p[n+1])

RESUMEN CURRICULAR

Raúl Antonio Garza Cuevas

Candidato para el Grado de

Doctor en Ciencias con especialidad en

Ecología Acuática y Pesca

Tesis: **EVALUACIÓN DE LA INTEGRIDAD ECOLOGICA DE LA COMUNIDAD DEL MANGLAR EN LA RESERVA DE LA BIOSFERA PANTANOS DE CENTLA MEDIANTE INDICADORES BIOLÓGICOS**

Campo de estudio: Conservación y manejo de ecosistemas

Datos personales: Nacido en Monterrey, N. L. el 26 de noviembre de 1953. Hijo de Estanislao Garza Garza y de Consuelo Cuevas Estrada.

Educación: Egresado de la Facultad de Ciencias Biológicas de la UANL en 1980. Maestría en Ciencias con especialidad en Fitomejoramiento en el ITESM en 1991.

Experiencia profesional: Profesor de planta del ITESM por 26 años, responsable del Programa de Acuacultura del ITESM de 1981 a 1991. Director de 11 tesis de licenciatura y 8 de maestría. Consultor en 35 estudios de impacto ambiental. Coeditor y coautor del Libro Ciencia Ambiental y Desarrollo Sostenible publicado por Thomson editores en 1997. 4 proyectos de investigación actuales patrocinados por CONACYT-Gobierno del estado de Coahuila, WWF, Instituto del Agua de Nuevo León y CONAZA. 5 trabajos de investigación presentados en congresos nacionales e internacionales. 6 artículos publicados en revistas de divulgación.