

3
209



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

ESCUELA NACIONAL DE ESTUDIOS PROFESIONALES ZARAGOZA

**ESTIMACION DEL POTENCIAL DE CONSERVACION DEL
PARQUE NACIONAL "EL TEPOZTEGO", CON BASE
EN UNA EVALUACION ORNITOLOGICA.**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TITULO DE
B I O L O G O
P R E S E N T A N

**ANTONIO ALFREDO BUENO HERNANDEZ
DAVID NAHUM ESPINOSA ORGANISTA**

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**



UNAM – Dirección General de Bibliotecas Tesis Digitales Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS © PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis está protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

CONTENIDO

INTRODUCCION.....	1
PLANTEAMIENTO DEL TRABAJO Y OBJETIVO.....	4
MARCO CONCEPTUAL.....	5
DESCRIPCION DEL AREA DE ESTUDIO.....	25
METODO.....	33
RESULTADOS.....	37
DISCUSION.....	52
CONCLUSION.....	66
LITERATURA CITADA.....	91
APENDICE	100

CONTENIDO

INTRODUCCION.....	1
PLANTEAMIENTO DEL TRABAJO Y OBJETIVO.....	4
MARCO CONCEPTUAL.....	5
DESCRIPCION DEL AREA DE ESTUDIO.....	25
METODO.....	33
RESULTADOS.....	37
DISCUSION.....	52
CONCLUSION.....	88
LITERATURA CITADA.....	91
AFENDICE	100

RESUMEN

Con el fin de estimar el valor de conservación del Parque Nacional "El Tepozteco" (PNT), se realizó una evaluación basada en el listado de especies de aves como atributo principal. A partir del listado se generaron tres criterios para evaluar un conjunto de 10 Áreas silvestres incluido el PNT: Riqueza de especies, rareza local, y endemidad. También se consideró un cuarto criterio: el tamaño del área. Este último quedó implícito en los demás en virtud de se realizó el análisis basandose en regresiones de las relaciones de Riqueza de especies, Rareza local y Endemidad vs Tamaño del Área. Para todas las regresiones el modelo obtenido fue potencial. Se utilizó el análisis de residuos para localizar los casos aberrantes en cada regresión, de tal manera que las curvas utilizadas como referencia para la evaluación fueron las que mejor explicaron el comportamiento de la mayoría de los casos.

El valor de conservación (VC), para cada área se definió como el cociente del valor observado de Riqueza de especies, Rareza local y Endemidad, entre el valor estimado cada criterio estimado por las regresiones. Así, las áreas con VC mayores de 1 tienen, por ejemplo, más especies que las que deberían tener según la ecuación de regresión y, por lo tanto son más valiosas para la conservación.

Las áreas con VC más alto, de acuerdo a los tres criterios, fueron el PNT, Tetela del Volcán y Tres Cumbres-Huitzilac. También se resalta la importancia cultural y arqueológica del PNT.

ESTIMACION DEL POTENCIAL DE CONSERVACION DEL PARQUE NACIONAL

" EL TEPOZTECO " CON-BASE EN UNA EVALUACION ORNITOLOGICA

INTRODUCCION

Desde hace algunas décadas, las acciones encaminadas hacia la conservación de la vida silvestre han ido adquiriendo cada vez mayor relevancia. En la actualidad, la conservación ocupa en los planes gubernamentales de diversos países un lugar equiparable en importancia al que tienen otros usos de la tierra como la agricultura, el desarrollo urbano y el desarrollo industrial. Se habla de un nuevo campo emergente en la biología: la biología de la conservación. Desde la creación del Parque Nacional de Yellowstone, hace ya más de cien años, se han establecido 2 500 áreas protegidas en 120 países que comprenden unos cuatrocientos millones de hectáreas (McNelly y Miller, 1984).

Margules y Usher (1981) reconocen dos tipos de argumentos que se han esgrimido para justificar las acciones de conservación. Los primeros se apoyan en una concepción racionalista-utilitaria de los recursos naturales y parten de la idea de que la conservación de los mismos aportaría directa o potencialmente una serie de beneficios para el hombre. Así se ha reconocido la importancia de que se mantenga un amplio acervo de diversidad genética de las poblaciones naturales para desarrollar en un futuro nuevos recursos alimenticios (Frankel, 1970). También se ha advertido sobre los peligros que a largo plazo provocaría la disminución de la variabilidad genética,

por la repercusión negativa que tendría sobre la capacidad de adaptación de las poblaciones naturales (Vida, 1978). Otros más han resaltado el valor que representa la conservación de los recursos naturales para las industrias turística y recreativa (Hellwell, 1973).

El segundo tipo de argumentos en favor de la conservación parte de un principio ético según el cual, los organismos tienen el derecho incuestionable a la existencia por el mero ejercicio que de él han hecho durante incontables generaciones. El valor que tiene la existencia de cualquier especie se acepta axiomáticamente. Erhenfeld (1976) se ha referido a esta postura como "la conservación de los no recursos". Sin embargo, a despecho de las argumentaciones anteriores, las acciones efectivas que se han llevado a cabo para la conservación de los recursos bióticos han respondido las más de las veces directamente a intereses de grupos de presión y a móviles políticos antes que a intereses científicos, humanísticos o culturales.

El auge de las actividades encaminadas hacia la conservación ha traído consigo la necesidad de desarrollar procedimientos que permitan estimar los valores relativos de conservación de diferentes sitios, equiparables a los "valores de aptitud" que se manejan para otro tipo de usos de la tierra (Young, 1975; Beek y Bennema, 1972). En principio, la finalidad que persiguen tales procedimientos es la de dar elementos de juicio para la toma de decisiones a los organismos públicos y privados encargados de adquirir y manejar la tierra con fines de conservación.

Las aves en particular han ocupado un lugar muy especial dentro del ámbito de la conservación. Su carácter conspicuo, su amplia diversidad ecológica y la larga tradición ornitológica que existe a nivel mundial le han conferido a este

grupo un papel preponderante en la gestión de la naturaleza. La evaluación del potencial de conservación de diversos sitios se ha hecho frecuentemente con base en el estudio de las comunidades de aves y las evaluaciones ornitológicas han servido como criterio indicador de la calidad ambiental en distintos programas diseñados para el uso de la tierra (Van der Ploeg y Vlijm, 1978; Svensson, 1977). Además del interés cultural y estético que tienen las aves, algunas especies de aves de presa y costeras han servido como indicadoras de la contaminación ambiental, ya que la acumulación de metales pesados e insecticidas en los ecosistemas se puede medir analizando sus tejidos (Ratcliffe, 1981).

PLANTEAMIENTO DE TRABAJO Y OBJETIVO

En una porción del declive meridional de la Sierra de Chichinautzin, dentro del Parque Nacional "El Tepozteco", Edo. de Morelos, hemos venido recabando colectas y registros de la avifauna local de manera continua desde hace poco más de cuatro años. Se dispone por tanto de información sobre aspectos tales como la diversidad, abundancia relativa y distribución de las poblaciones de aves que se encuentran en esta localidad, lo cual permite establecer preliminarmente el estatus de su comunidad avifaunística. Si bien esta información sugiere en primera instancia que el Parque Nacional "El Tepozteco" incluye sitios valiosos para la vida silvestre, la conservación efectiva de la naturaleza requiere de evaluaciones rigurosas lo más objetivas posibles, que sirvan de base firme para identificar los sitios más apropiados para conservarse y manejarse como áreas protegidas.

Es por ello que el presente trabajo tiene como objetivos:

a) Estimar el potencial de conservación del Parque Nacional "El Tepozteco" mediante el análisis y la comparación de las avifaunas de un conjunto de sitios del Estado de Morelos.

b) Desarrollar un método que permita evaluar la aptitud de conservación de las áreas naturales de manera operativa mediante el empleo de criterios biológicos.

MARCO CONCEPTUAL

Criterios de Evaluación

En el campo de la conservación son de uso corriente dos conceptos que sería pertinente definir. El término "atributo" se refiere a propiedades o características de un sitio que le confieren interés para su conservación. Así por ejemplo, los atributos de un sitio podrían ser desde las especies que contiene hasta aspectos históricos tales como cuánto tiempo ha transcurrido desde que fue sometido a labores de cultivo o pastoreo, si ha sufrido incendios, cuándo ocurrieron, si en el pasado se aplicaron herbicidas o fertilizantes, etc. A su vez el término "criterio" se refiere a la expresión de un atributo en forma tal que pueda emplearse en una evaluación. En otras palabras, podríamos decir que el criterio es la forma operativa de un atributo.

Considérese un atributo, como por ejemplo el listado de especies. Este puede transformarse en varios criterios diferentes. Uno de ellos sería la "riqueza de especies", que se mide simplemente contando el número total de especies presentes. Otro criterio sería la "diversidad", que considera no sólo el número de especies sino también su equitatividad o distribución de las abundancias relativas de cada especie (Peet, 1974). La diversidad se puede estimar haciendo uso de alguno de los índices de diversidad que se reportan en la literatura (Simpson, 1949; Usher, 1983). Si del listado de especies se contaran solamente las especies raras, se obtendría la "rareza" como tercer criterio derivado del mismo atributo.

Se puede considerar entonces que un criterio viene a ser un resumen de cierto tipo de información. Algunos criterios, como la riqueza de especies, pueden cuantificarse

fácilmente mientras que otros como la "amenaza de interferencia humana" sólo pueden valorarse de manera subjetiva mediante categorías cualitativas tales como "sitios con bajo, alto o mediano riesgo de interferencia humana". La cuantificación de un criterio es deseable ya que tendría la ventaja de facilitar enormemente las comparaciones entre las aptitudes de conservación de diferentes sitios, al asegurar una aplicación estándar o consistente de los criterios. Sin embargo los criterios que se han empleado para estimar valores de conservación son variados y heterogéneos. Su importancia relativa puede depender de los objetivos particulares de un área protegida, que pueden ir desde buscar la preservación de una sola especie valiosa por ser rara o única (Thomas, 1983), hasta el de buscar mantener la diversidad y permanencia de ecosistemas enteros (Fuller y Langslow, 1986).

Los criterios se han basado así en una mezcla de teoría ecológica, valores éticos y consideraciones prácticas de manejo y administración. Además, debido a los problemas de definición que tienen muchos de los criterios, pueden ser ambiguos o repetitivos. Margules y Usher (1981), hicieron la revisión de un conjunto de 16 estudios sobre conservación realizados en Norteamérica, Europa occidental y Australia con el objeto de ver cuáles eran los criterios de empleo más frecuente en las evaluaciones del potencial de conservación. Encontraron 18 criterios diferentes, que incluían entre otros, "riqueza de especies", "naturalidad", "tamaño del área", "rareza", "valor recreativo", "valor educativo", "representatividad", "singularidad", "fragilidad ecológica" y "disponibilidad". El hecho mismo de que exista una gama tan amplia de criterios evidencia la heterogeneidad metodológica con que se han abordado las evaluaciones.

Usher (1986), en una aproximación que tiende hacia la resolución del problema que representa la heterogeneidad de

critérios, los agrupa en dos clases diferentes: "científicos" y "políticos". Estos últimos, como podrían ser la amenaza de interferencia humana, el valor educativo o el valor recreativo, no estarían definidos con base en principios biológicos, ecológicos o biogeográficos, a diferencia de los criterios denominados científicos, como por ejemplo el tamaño del área, la diversidad de hábitats, la riqueza de especies, la rareza o la endemidad.

Definición de los criterios empleados

Para realizar esta evaluación se eligieron cuatro criterios: Tamaño del Área, Riqueza de Especies, Endemidad y Rareza.

El tamaño del área es un criterio que se entiende por sí mismo y no requiere definición. La riqueza de especies se refiere simplemente al número de especies diferentes que se encuentran presentes en un área dada. La endemidad es un concepto que se aplica a aquellas especies confinadas a algún área particular y que no existen en ningún otro lugar (Darlington, 1957). Otros términos que se han empleado como sinónimos de endemidad son exclusividad, peculiaridad y singularidad. La rareza es un concepto un tanto elusivo de definir que se ha empleado con significados diferentes. Mayr (1963) reconoce dos tipos de especies raras: las altamente especializadas y las muy localizadas. Preston (1962), ante la dificultad de establecer el estatus de rareza para las poblaciones, propone un modelo log-normal, en el que se grafica el número de especies *versus* el logaritmo en base dos de las clases de abundancia de las especies, para establecer así si una especie es rara o común. Sin embargo, el límite que separa ambas categorías no deja de ser subjetivo.

Riqueza de especies

La manera más sencilla y antigua de expresar la diversidad de una comunidad consiste en la simple enumeración de las especies que contiene. Sin embargo los ecólogos emplean el concepto de diversidad en un sentido más amplio, combinando la riqueza o número total de especies con su importancia relativa. Si solamente se cuentan las especies, no se hace ninguna distinción de cuales son escasas y cuáles son abundantes, de ahí que se considere más apropiado que en el concepto de diversidad se tome en cuenta la abundancia relativa junto con la riqueza de especies. La heterogeneidad (Peet, 1974) es un concepto que engloba ambos aspectos. Esta aumentaría no sólo al ser mayor el número de especies, sino al tender a hacerse iguales sus abundancias relativas. Así, habría una relación inversa entre diversidad y manifestación de dominancia.

Otra forma más pretenciosa y menos práctica de estimar la diversidad sería la de considerar el número de diferentes niveles tróficos así como el número de interconexiones existentes entre las poblaciones integrantes de una comunidad, tanto dentro de un mismo nivel, como entre los diferentes niveles (Goodman, 1975). Es razonable esperar que una mayor diversidad esté relacionada con una mayor cantidad de relaciones de alimentación, parasitismo y simbiosis, entre otras. Sin embargo, el estimar la diversidad tomando en cuenta todas estas relaciones supone un trabajo desmesurado.

Con todo, para los conservacionistas, a diferencia de los ecólogos, la manera más usual de estimar la diversidad es mediante la riqueza de especies, ya que la medición de la abundancia relativa de las poblaciones requiere con frecuencia de una ingente cantidad de trabajo de campo, que no siempre es posible hacer por las limitaciones de tiempo y recursos. En el

caso de las poblaciones aviares de bosque, la medición de la densidad de individuos implica el conteo de las parejas anidantes por unidad de área, por lo que ha sido muy poco empleada en la evaluación ornitológica.

Por otra parte, el empleo de la riqueza como equivalente de diversidad biológica, particularmente en el caso de las aves, es válido de acuerdo con lo que encontró Kricher (1972), quien estudió el efecto que tienen sobre el índice de diversidad de Shannon-Weaver los dos componentes de la diversidad: la riqueza y la equitatividad. Según Kricher (1972), mientras que en algunas taxocenosis, como las plantas vasculares, las diferencias en los valores del índice de diversidad para diferentes situaciones ecológicas son explicadas satisfactoriamente por cambios en la equitatividad, en el caso de las comunidades aviares, la riqueza de especies es el componente que ejerce mayor influencia sobre el valor del índice de diversidad.

Significado biológico de la diversidad

La explicación de la diversidad, como uno de los atributos fundamentales de las comunidades, ha sido el punto central de numerosos trabajos (Hutchinson, 1959; Connell y Orias, 1964; Mac Arthur, 1965; McIntosh, 1967). Es claro que el número total de especies que pueden coexistir en un momento dado sobre la biosfera, debe tener un tope, dado que los recursos son limitados. Sin embargo, la interrogante de cuáles son los factores que regulan la diversidad de especies y en qué medida la afectan cada uno de ellos, permanece sin cabal respuesta.

Desde el trabajo pionero de Wright (1932), diversos autores han intentado esclarecer preguntas tales como el porqué

existe una multiplicidad de especies (por ejemplo Hutchinson, 1959) o cuál es el significado biológico de la diversidad. G. Simpson (1949) ha señalado como la tendencia mas general de la evolución, la propensión de la vida a explotar cada vez un mayor número de posibilidades de existencia. Wright (1932) visualizó al conjunto de combinaciones génicas que han sido preservadas por la selección natural dispuestas en diferentes curvas de nivel semejantes a las de un mapa topográfico, en el que la aptitud darwiniana o eficacia reproductora (fitness) de los distintos genotipos quedaría simbolizada por el contorno ó curva de nivel que ocupasen. Así, aquellos genotipos con mayor eficacia biológica, ocuparían un "pico adaptativo". Los picos representarían las distintas formas de explotar la vida que ha ido descubriendo la evolución y serían prácticamente equivalentes a los nichos propuestos por Hutchinson (1959). De tal modo podría afirmarse que existen tantas especies como nichos ecológicos haya disponibles para las combinaciones génicas producidas durante la evolución.

Margalef (1974), ha concebido a la diversidad como la expresión de una regularidad que se da entre el número de individuos repartidos entre las especies que interaccionan, es decir, que cualesquiera que sean las relaciones que se dan entre los componentes de un ecosistema, tendrá que haber una regularidad numérica entre los mismos, como consecuencia de la propiedad de autorregulación del ecosistema, independientemente de si la relación entre la diversidad y la abundancia relativa es geométrica (Motomura, 1932, en Odum, 1972), log-normal (Freston, 1948), logarítmica (Fisher, Corbet y Williams, 1943) o controlada por nicho al azar (Mac Arthur, 1957). Las interacciones imponen la regularidad y al mismo tiempo fijan un límite a la diversidad, sobrepasado el cual, se provocaría la pérdida de organización del sistema.

Factores relacionados con la diversidad

A partir del estudio de la distribución geográfica actual y pasada de los organismos, se han postulado una serie de factores causales de la diversidad.

Se ha emitido la hipótesis de que la diversidad es dependiente de la longitud de tiempo, puesto que si las comunidades se diversifican como resultado de la evolución divergente, aquellas que fueran más antiguas tendrían más especies que las más recientes. Así, el gradiente de diversidad que aumenta de los polos hacia los trópicos podría explicarse porque mientras que las regiones de las altas latitudes sufrieron los efectos de grandes alteraciones climáticas en épocas recientes, en las zonas tropicales prevalecieron condiciones ambientales relativamente constantes que permitieron una evolución y una diversificación-especialización más rápidas. En apoyo a esta hipótesis podría citarse el caso del lago Baikal, uno de los más antiguos del mundo, que contiene unas 580. especies de invertebrados bentónicos, mientras que en otros lagos de Norteamérica situados en latitudes semejantes, aunque de origen más reciente, existen tan sólo cuatro especies (Krebs, 1978).

La influencia del factor tiempo sobre la diversidad estaría en estrecha relación con el grado de estabilidad ambiental. Las áreas con climas más estables tendrían una mayor diversidad, ya que bajo esas condiciones la evolución conduciría a la especialización de las poblaciones, lo cual permitiría una mayor eficiencia en la explotación de los recursos disponibles. En tal caso se podría esperar que los nichos de las especies de climas estables tendrían una menor amplitud, permitiendo que hubiera un mayor número de especies en una determinada unidad espacial. También se esperaría que las especies fueran en promedio más flexibles o generalizadas

en las latitudes mayores y más especializadas en los trópicos.

Sanders (1968) explicó la alta diversidad de invertebrados bentónicos que habitan el piso profundo del océano con base en la gran estabilidad que ha prevalecido durante largo tiempo en ese ambiente. Puede predecirse de manera general que bajo condiciones ambientales muy fluctuantes, la diversidad será baja, ya que en ambientes rigurosos, cualquier muestra obtenida en un momento dado, contendrá las especies más favorecidas en ese instante, que estarán representadas por muchos individuos, más una serie de especies con escasos individuos, que estarían representando a los restos de poblaciones precedentes o al grupo inicial de poblaciones futuras (Margalef, 1974).

La relación entre la estabilidad y la diversidad ha sido materia de gran controversia. Desde que Mac Arthur (1955) sugirió que el grado de estabilidad de un ecosistema se correlacionaba con la diversidad, se aceptó generalizadamente este postulado en los círculos ecológicos. Elton (1958) apoyó con algunas evidencias circunstanciales esta hipótesis, como por ejemplo, que las irrupciones de plagas ocurren con mayor frecuencia en áreas perturbadas por la influencia humana (tierras de cultivo). Sin embargo, la hipótesis de que "a mayor diversidad, mayor estabilidad" fue puesta en duda por May (1973), quien demostró que al aumentar la complejidad, se reducía la estabilidad en modelos matemáticos de comunidades hipotéticas en las que las relaciones tróficas se habían ordenado al azar. De aquí concluyó que si la diversidad ocasiona estabilidad, no es al menos por una consecuencia automática que resulte de la interacción de las especies. En los últimos años, las discusiones acerca de las relaciones entre estabilidad y diversidad se han empantanado, sobre todo porque no ha sido posible hallar relaciones causales directas entre ambos fenómenos (Margalef, 1980).

Otro factor que incrementa la diversidad es sin duda la heterogeneidad ambiental. Simpson (1964) hizo notar que las diversidades más altas de mamíferos de Estados Unidos se presentaban precisamente en las áreas montañosas. Tal fenómeno se explicaría sencillamente porque las áreas con relieve complejo contienen muchos habitats diferentes y en consecuencia más especies. Además las áreas montañosas propician el aislamiento geográfico de las poblaciones, promoviendo la especiación.

Se ha dicho que la competencia es otro de los factores que puede estar causalmente relacionado con la diversidad. Dobzhansky (1950) ha afirmado que la competencia es más intensa en los trópicos que en latitudes mayores y por ello las comunidades tropicales tienen una alta diversidad. El efecto que provoca la competencia sobre la riqueza de especies puede visualizarse de forma clara si se consideran las relaciones entre los nichos de las especies. Si se asume la hipótesis llamada de Gauss, que implica que la competencia es un fenómeno que se da amplia y frecuentemente en las comunidades naturales, se podría suponer que en los trópicos, el promedio de amplitud de los nichos es menor en tanto que el grado de solapamiento entre los mismos es mayor, lo que permite que coexistan un mayor número de especies (ver figura 1). Sin embargo la hipótesis de la competencia no ha sido validada, ya que no se han medido los parámetros de los nichos de un número suficiente de especies. Como no se puede hacer una evaluación crítica del papel que juega la competencia en la organización de las comunidades, lo único que se puede decir es que probablemente juegue un papel importante en la regulación de la diversidad.

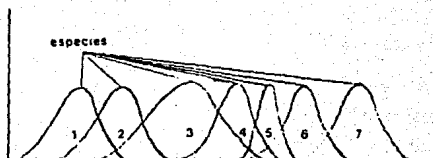
La depredación es otro factor que puede influir sobre la diversidad. Paine (1966) sostuvo que en los trópicos se encuentran más depredadores y parásitos que en cualquier otro lugar, manteniendo a niveles bajos las poblaciones de las

presas. Ello a su vez provoca que se reduzca la competencia entre las poblaciones de presas. Tal reducción permitiría la adición de nuevas presas que podrían sustentar a nuevos depredadores. Mediante estos mecanismos resulta claro que la diversidad se incrementaría. Esta hipótesis se deriva de los resultados que obtuvo Paine al excluir estrellas de mar del género *Pisaster* de la zona intermareal en la costa oeste de Estados Unidos. La exclusión de este depredador ocasionó una disminución de la diversidad en las comunidades de invertebrados bentónicos, proliferando sólo algunos bivalvos y percebes oportunistas que empezaron a monopolizar el espacio.

El que la depredación sea un factor importante y general en la regulación de la diversidad, supone la condición de que los depredadores sean muy eficientes para regular la abundancia de las presas. En las redes tróficas terrestres, los depredadores son normalmente muy especializados y hay casos en los que no parecen regular la abundancia de las presas (Odum, 1972).

La competencia y la depredación pueden ser factores complementarios en la regulación de la diversidad (Menge y Sutherland, 1976). La competencia puede ser más importante para mantener una alta diversidad de parásitos y depredadores, mientras que la depredación sería más importante para mantener la diversidad de los herbívoros. Es posible que en las comunidades complejas la interacción predominante sea la depredación, en tanto que en las simples lo sea la competencia. Con todo, el papel que juega la depredación en la regulación de la diversidad es tan incierto como el papel que tiene en regular la densidad de población de las presas (Wynne-Edwards, 1964).

COMUNIDADES
TROPICALES



COMUNIDADES
TEMPLADAS

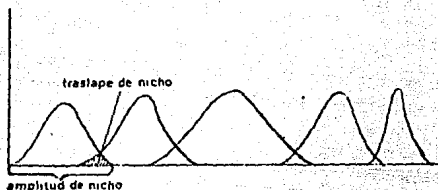


FIGURA 1. Diagrama hipotético de nichos de comunidades tropicales y templadas. La amplitud promedio de los nichos en (a) es menor que en (b) mientras que el grado de solapamiento es mayor (tomado de Krebs, 1978).

Otro factor relacionado con la diversidad es la productividad. Pianka (1975, en Krebs, 1978) sostiene que las comunidades más productivas contienen una mayor gama de recursos disponibles, lo que permite que tengan una mayor diversidad. Connell y Orias (1964) combinan la productividad con la estabilidad climática para proponer la hipótesis de que a mayor productividad, mayor diversidad, siempre que se mantenga constante cualquier otro factor.

En un intento por esclarecer cuáles son las variables ambientales que determinan la diversidad de especies, Pianka (1975, en Krebs, 1978) realizó un estudio de las lagartijas que

habitan los desiertos del suroeste de los Estados Unidos. Encontró que en los desiertos en los que la constancia y la cantidad de precipitación eran mayores, no se presentaba una diversidad más alta. Concluyó que ni la mayor productividad y estabilidad, inferidas a partir de la cantidad y constancia de la precipitación, se correlacionaban con la diversidad de especies de lagartijas. En cambio, la heterogeneidad ambiental sí la explicaba satisfactoriamente.

Los resultados anteriores concuerdan con los que reportó Willson (1974) para comunidades de aves de bosque. La diversidad de aves se explicaba mejor por un aumento de la heterogeneidad ambiental que por la productividad relativamente alta de estos ecosistemas.

Al comparar los desiertos norteamericanos con los de Australia y Africa, Pianka (1975, en Krebs, 1978) encontró que en estos últimos la diversidad de lagartijas era apreciablemente mayor. Buscó la causa de esta diferencia realizando un análisis de los nichos tróficos, espaciales y temporales de las especies y contrariamente a lo que cabría esperar de acuerdo al modelo de nichos (fig. 1), que supone que en donde hay mayor diversidad los nichos son más estrechos y tienen mayor grado de solapamiento, encontró que los nichos de las lagartijas australianas, que constituyen el grupo más diverso, tenían una amplitud similar o incluso mayor que los de las norteamericanas. Tampoco encontró que los nichos de las lagartijas australianas estuvieran particularmente solapados. Probablemente la mayor diversidad de las lagartijas australianas se debía a que estaban ocupando nichos de otros taxones, como por ejemplo, el de las aves.

La relación especies-área

Antes de entrar en la discusión de la información que proporciona el modelo de regresión de la relación especies-área, haremos algunas consideraciones tendientes a dar una mejor ubicación conceptual acerca de la forma de usar dichos modelos como herramienta analítica en la evaluación del potencial de conservación de la diversidad biológica.

Desde finales del siglo pasado se estableció que entre más grande era el tamaño de una isla, mayor era el número de especies que contenía. Arrhenius (1921) precisó que el número de especies de una isla puede relacionarse con el tamaño de la misma de acuerdo a la ecuación:

$$S = K A^z$$

Donde: S es el número (o riqueza) de especies;

A es el tamaño de la isla;

K y z son constantes que representan respectivamente el número de especies por unidad de área y la pendiente.

A partir de la década de los sesentas la idea fue retomada por Mac Arthur y Wilson (1967), quienes desarrollaron los modelos matemáticos de lo que se conoce actualmente como "Teoría Biogeográfica de Islas y del Colapso Faunístico". Más tarde, en un trabajo ya clásico acerca de la colonización por arácnidos en un archipiélago de islotes frente a la costa de Florida, Simberloff y Wilson (1970), establecieron los principios de la teoría. A grandes rasgos, ésta propone que la

biota de una isla está determinada por un balance dinámico entre la inmigración de nuevas especies a la isla y la extinción de otras especies presentes en ella.

Según lo anterior, en las áreas sobresaturadas se incrementa la probabilidad de extinción de cualquier especie de tamaño de población pequeño (Wilcox, 1980). Así también, las tasas de sustitución de especies extintas por especies inmigrantes serían más altas en las islas más pequeñas. Por otra parte, la oportunidad de colonización de las islas más aisladas (más distantes al continente) es menor.

En síntesis, la teoría del equilibrio en islas establece que las más grandes y cercanas al continente se recuperarán más rápidamente de un desequilibrio en su riqueza de especies, dada su alta tasa de inmigración; alcanzarán el equilibrio a un nivel mayor de riqueza de especies y éste será más estable dada su baja tasa de sustitución. Con fundamento en estas bases teóricas se promovió en la siguiente década a la teoría del equilibrio como herramienta para el diseño de reservas naturales (Diamond, 1975; Wilson y Willis, 1975; Diamond y May, 1976; Terborgh, 1974).

De la misma manera que para las especies que habitan las islas reales el mar representa una barrera distribucional, las especies alpinas estarían confinadas de manera análoga a su "isla" climática por un "mar" de tierras bajas; las especies subacuáticas estarían aisladas por un "mar" de tierras y finalmente las especies propias de las áreas naturales que aún existen estarían aisladas por un "mar" de tierras agrícolas, urbanas o simplemente de tierras perturbadas. Así pues, el diseño de áreas de reserva de la naturaleza podría llevarse a cabo sobre la base de considerar a las áreas naturales como islas virtuales o hábitats - isla.

La posibilidad de utilizar los modelos linealizados de la relación especies-área para el diseño de reservas fue sugerido por Terborgh (1974) y posteriormente desarrollado por otros autores, entre los que destacan Diamond (1975), Diamond y May (1976) y Wilson y Willis (1975). La simple consideración de que las áreas más grandes pueden soportar un mayor número de especies, fue suficiente para suponer que la teoría del equilibrio podría ayudar a resolver preguntas tales como ¿qué fracción de la biota inicial puede salvar eventualmente una reserva? y ¿qué tan rápido se extinguirá el excedente?, cuántas especies pueden sobrevivir en una reserva de tamaño particular? y mas aún cuál es la mejor forma de una reserva? Esta corriente llegó a conclusiones tan precisas como aventuradas, tales como:

"Si un 90 % de un hábitat es convertido por el hombre en otro y el 10 % se preserva como una reserva continua, se puede salvar aproximadamente la mitad de especies restringidas al tipo de hábitat preservado en tanto que la otra mitad desaparecerá".

"Si se establecen dos reservas, la más pequeña retendrá menos especies si se encuentra más distante de la mayor". (Diamond, 1975; Diamond y May, 1976).

Dada la contundencia de estas afirmaciones, se fue generando una fuerte tendencia hacia la utilización de la teoría biogeográfica de islas con el fin de predecir tamaño, forma y disposición de las reservas naturales, para derivar en políticas de conservación. La gran influencia ejercida por esta corriente puede explicarse si se toma en cuenta que es la primera que sugiere recomendaciones prácticas para la conservación. Así, esta teoría alcanza su punto culminante con

el establecimiento de los siguientes lineamientos para el diseño de reservas (fig. 2):

A) Una reserva grande es mejor que una pequeña. Esto es, las reservas grandes tienen una mayor riqueza de especies y tasas de extinción más bajas.

B) Una reserva grande es mejor que muchas áreas pequeñas que juntas representen un tamaño igual a la mayor.

C) Entre más cortas sean las distancias que separen a un conjunto de reservas, se preservarán mejor las poblaciones que contengan, ya que de este modo se permite una mayor recombinación genética entre las diferentes poblaciones, lo cual repercute en una disminución de las tasas de extinción.

D) Es mejor tener reservas con una disposición equidistante entre sí, y es menos funcional si ésta tiende a ser lineal.

E) Un grupo de reservas conectadas por corredores es mejor que si estuviesen totalmente aisladas.

F) La mejor forma de una reserva es el círculo, porque representa una menor frontera con las posibles interferencias de la actividad humana.

Durante la última década ha habido muchas modificaciones al modelo matemático, basadas en la interpretación de las relaciones entre los parámetros del modelo, y en la construcción de modelos de regresión de la relación especies-área, a partir de censos de diferentes grupos taxonómicos (Simberloff y Abele, 1976; Pielou, 1979; Gilbert, 1980). Otros autores han dirigido su esfuerzo al análisis del

modelo en cuanto a su validez estadística y a su poder explicativo (Connor y McCoy, 1979; Abbott, 1983; Boecklen y Gotelli, 1984; Lynch y Whigham, 1984; Zimmerman y Bierregaard, 1986).

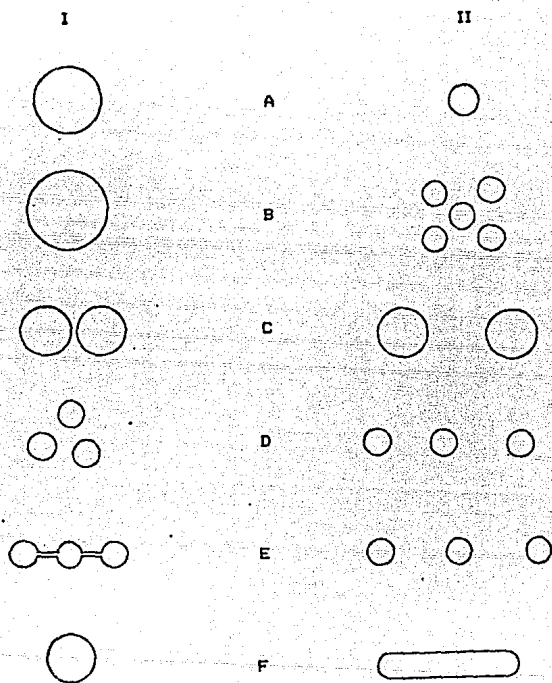


FIGURA 2. Esquemalización de los principios del diseño de reservas naturales de acuerdo a la teoría biogeográfica de islas. La forma tamaño y disposición de las reservas en la columna I serían mejores teóricamente que las de la columna II.

Por un lado, el uso de la teoría del equilibrio y del colapso faunístico como herramienta para la conservación fue haciendo muchos adeptos. Las interpretaciones del equilibrio han dominado todas las consideraciones de la estrategia para el diseño de reservas (Cornor y McCoy, 1979). En suma, la teoría del equilibrio de la biogeografía de islas se ha venido intrincando en la literatura relacionada con la conservación y ha adquirido el estatus de un paradigma (Simberloff y Abele, 1976; Gilbert, 1980; McCoy, 1983; Zimmerman y Bierregaard, 1986).

Por otra parte, desde la aparición de los trabajos de Diamond y seguidores, fue apareciendo también un número considerable de opositores que han venido presentando fundamentadas objeciones al modelo del equilibrio aplicado a la conservación. La primera fuente de oposición parte del hecho de usar un modelo cuyo desarrollo fue más bien teórico, para resolver un problema práctico. Simberloff y Abele (1976) fueron los primeros en apuntar que, no obstante su aceptación aparente como un hecho, la teoría del equilibrio ha sido raramente probada con propiedad. Para comprobar la validez del modelo en cualquier situación, debe observarse necesariamente una estrecha relación entre el área de la isla y la riqueza de especies; que el número de especies se mantenga constante a través del tiempo; y que exista una sustitución apreciable de especies extintas por especies inmigrantes en las diferentes islas (Margules, Higgs y Rafe, 1982). Gilbert (1980) ha mencionado que no todos los casos cumplen con estas condiciones. Así mismo no hay evidencia de que la tasa de sustitución dependa del tamaño del área (Margules et al., 1982).

Abbott (1983) mostró que si se usan datos acerca de la capacidad de dispersión, requerimientos del hábitat e interacciones competitivas, es posible encontrar las pendientes

"z" del modelo de Arrhenius que aparecen en la literatura sobre biogeografía de islas. De esta forma, el valor de z puede reflejar una variedad de factores ecológicos más que la simple relación especies-área. Connor y McCoy (1979), Williamson (1975) y Abbott (1983) concluyen que z no es un estimador biológico simple y, por lo tanto, aporta poca información del porqué de la riqueza de especies en una isla. A este respecto se han referido un gran número de trabajos aparecidos sobre todo en la última década. Muchos de ellos tratan de la interpretación de las relaciones especies-área aplicadas a las aves.

Otro punto muy debatido de la teoría del equilibrio se refiere a que una reserva grande puede soportar un mayor número de especies que varias pequeñas con un área conjunta equivalente (Diamond, 1976; Simberloff y Abele, 1976; Terborgh, 1976; Whitcomb et al., 1976; Gilpin y Diamond, 1980; Higgs y Usher, 1980).

Ciertamente sería lógico suponer que, dada su baja tasa de extinción, una reserva grande contendría más especies que varias pequeñas. Las reservas extensas tendrían otras ventajas: soportarían mejor las perturbaciones provocadas por el hombre, así como las presiones de depredación, parasitismo y competencia ejercidas por las especies de las áreas perturbadas contiguas a la reserva (Whitcomb et al., 1976). Además, en las reservas grandes disminuiría el riesgo de depauperación racial por causa de la endogamia (Simberloff y Abele, 1982).

Sin embargo, las críticas a la afirmación de que una reserva grande es mejor que varias pequeñas que en conjunto posean un tamaño equivalente al de la mayor han sido severas. En primer lugar, tal afirmación carece de fundamento empírico. No hay estudios de caso que apoyen este principio. Mas bien cabría esperar que en varias reservas pequeñas y aisladas

aumente la probabilidad de encontrar una mayor diversidad de hábitats, con el consiguiente incremento en el número de especies. Por otra parte, los efectos de fenómenos tales como epidemias, incendios y entrada de depredadores, competidores y parásitos serían más graves en una sola reserva grande que en varias pequeñas (Simberloff y Abele, 1982).

Finalmente, dos diferencias importantes entre las islas reales y virtuales limitarían la aplicación de los principios de la biogeografía de islas al diseño de reservas. La primera es que la inmigración de individuos a las islas reales está normalmente muy restringido por un medio sustancialmente distinto, mientras que las reservas - isla están rodeadas por hábitats que tienen una alta potencialidad de ser donadores. La segunda es que el modelo del equilibrio supone un flujo continuo de inmigrantes hacia las islas. En el caso de las reservas, cada vez más insularizadas, la probabilidad de inmigración de especies en peligro de extinción es prácticamente nula (Zavala, 1987).

DESCRIPCION DEL AREA DE ESTUDIO.

Localizacion.

El 13 de Enero de 1937 por iniciativa del Ing. Miguel Angel de Guevedo, durante el periodo presidencial de Lázaro Cárdenas, se emite el decreto que declara Parque Nacional "El Tepozteco" a las áreas aledañas al pueblo de Tepoztlán. Dicho decreto se publica en el diario oficial 22 de Enero del mismo año.

El área de estudio representa aproximadamente un rectángulo de 24,000 Has. acotado entre $18^{\circ} 59' 02''$ y $19^{\circ} 06' 50''$ de latitud Norte y entre los meridianos $99^{\circ} 03' 58''$ y $99^{\circ} 11' 12''$ de longitud Oeste. Su altitud varía desde los 1700 msnm, cerca del pueblo de Progreso, hasta los 3450 msnm, en la cima del volcán Chichinautzin. En su mayor parte, el parque pertenece políticamente al municipio de Tepoztlán, a excepción del extremo NW que pertenece al municipio de Huitzilac, ambos del Estado de Morelos.

Fisiografía y Geología.

El Estado de Morelos se encuentra ubicado en los límites de dos provincias fisiográficas. La porción norte y sureste corresponden al extremo sur del Eje Neovolcánico mientras que la parte suroeste forma parte del límite norte de la Sierra Madre del Sur. El Parque Nacional "El Tepozteco" se ubica en su totalidad dentro de la provincia del Eje Neovolcánico (Figura 3).

Pueden distinguirse tres sistemas terrestres o sistemas de topografías, como constituyentes del área del parque. El

principal sistema es una gran sierra de estratovolcanes aislados (SPP, 1981), conocido comúnmente como Sierra de Chichinautzin, en la que destacan los conos volcánicos del "Caballito", "Palomito", "Manteca", "Suchiuc Grande", "Qtates", y el "Cuiloyo", entre otros que rodean al volcán Chichinautzin, cuyo declive meridional se extiende hasta el Valle de Cuernavaca. Este declive presenta un gran número de áreas pedregosas que representan derrames lávicos de formación reciente. Su origen se remonta al Pleistoceno. Antiguamente se consideraba que el sustrato geológico de los derrames estaba constituido por basáltos, pero estudios más recientes han rectificado a que son mas bien pedregales de andesitas (López Ramos, 1981).

Por otra parte, el sureste del parque está constituido por una sierra de pendientes abruptas, conocida como sierra de Tepoztlán, que emerge bruscamente del piso del Valle de Cuernavaca. Se trata de una unidad geomorfológica bien delimitada que subyace a rocas ígneas del grupo Chichinautzin y a algunos aluviones cuaternarios. No es de origen ígneo sino exclusivamente sedimentario, aunque con clásticos de origen ígneo. Se originó por el desarrollo de abanicos aluviales coalescentes que constituyeron un cono de deyección. Los relictos de erosión que afloran actualmente, representan la parte media de dicho cono. El Tepozteco constituyó probablemente el sitio principal por donde corrieron las aguas que drenaban hacia los valles de Cuernavaca, Yautepec y Cautla. La formación del Tepozteco es posterior al vulcanismo Oligoceno-Mioceno y anterior al del Plioceno Superior; por consiguiente, su edad debe ser del Plioceno Inferior (Ochoterena, 1978).

El extremo sur del parque lo conforma un sistema de lomeríos, el cual se ve cada vez mas afectado por el avance de la frontera agrícola.

Clima.

Es posible distinguir al menos 3 tipos mesoclimáticos, de acuerdo al sistema de clasificación climática de Köppen, modificada por García (1981), como dominantes en el área del parque. En la parte más alta, hacia la cima del Chichinautzin, por arriba de los 2,800 msnm, prevalece un clima $Cw_2(w)wb_1$, templado, semifrío, con lluvias de verano, el más húmedo de los subhúmedos, con verano fresco largo y oscilación térmica inferior a $5^{\circ}C$ (SPP, 1981). A nivel microclimático, dentro de este rango de altitud, se observan ciertas diferencias eminentemente térmicas entre las laderas de exposición norte y las de exposición sur. Los rayos solares tienden a incidir con mayor perpendicularidad en la ladera sur, por lo tanto, es regularmente más caliente que las de exposición norte, donde son frecuentes las heladas, sobre todo en las áreas donde el estrato arbóreo es más abierto. Esto es frecuente en los pedregales y en las áreas de cultivo y de pastizales inducidos para agostadero, que son comunes al norte del parque. Estas áreas presentan un aspecto claro, lo que aumenta considerablemente su albedo y consecuentemente disminuye la captación de radiación solar.

Entre los 2,200 y 2,800 msnm, queda comprendida una amplia zona de clima $Cw_2(w)wb_1$, templado subhúmedo con temperatura media anual entre 12 y $16^{\circ}C$, régimen de lluvias de verano, porcentaje de lluvia invernal menor de 5%, régimen de temperaturas con verano fresco largo, isotermal y tipo Ganges, esto es, el máximo de temperaturas se ubica antes del solsticio de verano (Junio) (SPP, 1981).

Por debajo de los 2,200 msnm, hacia la parte más baja del parque, domina un clima de tipo $(A)Cw_2(w)wb_1$, semicálido del grupo templado, régimen de lluvias de verano, régimen de temperatura isotermal, tipo Ganges (SPP, 1981).

La ladera sur de la Sierra de Chichinautzín, por tener un rango altitudinal más amplio, abarca los tres tipos climáticos, que de manera general comprenden tres tendencias importantes. A medida que la altitud aumenta, la temperatura media anual desciende a razón de 0.8°C por cada 100 metros de altitud (Vidal, 1980), mientras que la precipitación anual total se incrementa desde los 1,000 mm, en la parte más baja del declive, hasta más de 1,200 mm de precipitación alrededor de las cimas de la sierra.

En gran parte las lluvias se deben a las ascendencias convectivas que van del Valle de Cuernavaca hacia la Sierra de Chichinautzín, originadas por sobrecalentamiento del aire que se "estanca" durante la noche en el valle. Esto trae también, como una consecuencia importante, el fenómeno de represamiento de la neblina, principalmente en altitudes medias y altas de la ladera sur, esto representa un aporte importante de humedad para esas áreas, y tiene repercusión sobre los cambios que se observan en la fisonomía y composición florística de la vegetación. A altitudes intermedias se observa un patrón alternante entre laderas de pendiente moderada y pequeñas cañadas de pendientes pronunciadas. Estas últimas representan puntos de acumulación de neblina, y a ellas se restringe la distribución de especies vegetales indicadoras de humedad, tales como *Clethra mexicana*, *Cleyera integrifolia* y *Ternstroemia pringlei*.

Suelo.

Los tipos principales de suelos del parque son Andosoles, esto es, suelos derivados del vidrio volcánico, con densidad aparente menor a 0.85 dentro de los primeros 50 cm superficiales, y con profundidades de al menos 70 cm. Estos se intercalan a veces gradual y a veces de forma discontinua con

grandes extensiones de Litosoles, que son suelos pobremente desarrollados, con afloramiento rocoso superior al 50% y con gran acumulación de materia orgánica en las oquedades de la roca (SPP, 1981). Debido a esto, las áreas con predominio de litosol, establecen condiciones de aridez edáfica; el drenado excesivo y la infiltración rápida del agua, que precipita de manera abundante en verano, determina el establecimiento de vegetación xerófila, pero de características singulares, como se discute enseguida.

Vegetación.

El mosaico de vegetación que observa el área estudiada es complejo. Esto es resultado del gran número de factores que intervienen en el establecimiento de la misma. No obstante, es posible reconocer cuatro factores principales de cambio en la vegetación: exposición, altitud, suelo y pendientes. Cada uno de ellos influye de una manera específica sobre la distribución de más de 420 especies de angiospermas y gimnospermas registradas en las laderas norte y sur del Volcán Chichinautzin (Calderón y González, en prensa).

En primer término, se observa un patrón de cambio en la cobertura vegetal, determinado al parecer por la exposición. Los bosques de pino presentan un desarrollo más amplio sobre la ladera norte, mientras que en la ladera sur parece haber un predominio mayor de los bosques de encino. Esto puede verse acentuado por la influencia de la pendiente. En la ladera norte, son más frecuentes las pendientes bajas y los suelos profundos, lo que da lugar a una mayor abundancia de los pinos, en tanto que la ladera sur presenta pendientes en general más pronunciadas y una menor acumulación de suelo; situación que al parecer beneficia la distribución de los encinos. Sin embargo las diferencias en la fisonomía de la vegetación se mantienen

aún en condiciones con pendientes y suelo semejantes, donde la única diferencia ambiental está dada por la exposición. Tal es el caso de algunos conos volcánicos pequeños en los que la fisonomía de la vegetación de sus laderas norte y sur son evidentemente diferentes.

En relación a la altitud, el patrón de cambio más diverso lo presenta la ladera sur, dado que es la de mayor amplitud altitudinal, como ya se ha señalado anteriormente. La ladera norte sólo presenta tres formas fisionómicas reconocibles. Las partes mas altas están dominadas por bosques de *Abies*, en tanto que las mas bajas y de pendientes casi planas están cubiertas de bosques de pino. Ambos tipos de vegetación quedan imbricados con manchones de pedregales donde *Juniperus monticola* y algunas crasuláceas de los géneros *Echeverria* y *Sedum* constituyen los elementos permanentes dominantes.

Cuadro 1. CONDICIONES AMBIENTALES DE LOS SITIOS EVALUADOS

SITIOS	AREA (Ha)	RANGO ALTITUDINAL (msnm)	FISIOGRAFIA	VEGETACION
A TRES CUMBRES- HUITZILAC	10 500	2 500 a 3 600	Estrato-volcanes aislados	Bosque de pino y B. de Pino-encino con vegetacion secundaria.
B PARQUE NACIONAL "EL TEPOZTECO"	15 000	1 700 a 2 600	Estrato-volcanes aislados y lomerios de colinas redondeadas.	B. de Pino, B. de Pino-Encino, B. de Encino, B. Mesófilo de Montana y B. Tropical Caducifolio
C CUAUTLA- YECAPITLA	4 500	1 300 a 1 300	Un gran llano con lomerios de pendiente muy baja.	Pastizal inducido, Agricultura de temporal y Vegetacion ribereña
D TETELA DEL VOLCAN- TLACOTEPEC.	4 000	1 700 a 2 300	Grandes mesetas, Lomerios de pendientes pronunciadas y canadas profundas en la parte alta; Llanura en la parte baja.	Agr. de temporal, Past. inducido, B. de Encino-Pino, B. Tropical Caducifolio y Agr. de riego.
E COATLAN DEL RIO- NICHAPA	1 500	1 000 a 1 300	Sierra de cuembres tendidas con mesetas en la parte alta y llanuras con lomerios bajos en la parte baja.	Agr. de temporal, Agr. de riego, Past. inducido y B. Tropical caducifolio.
F EL RODEO- ALPUYECA	11 000	1 000 a 1 300	Mesetas, llanuras y dolinas (pequeñas depresiones ovaladas barsticas).	Past. inducido, Agr. de temporal, Agr. de riego y B. Tropical Caducifolio.
G TECUMAN- TENILFA	10 000	1 000	Valle rodeado de Sierras con laderas escarpadas.	B Tropical Caducifolio y Agr. de riego.
H AMAYUCA- JONACATEPEC	1 800	1 300 a 1 500	Llanura	Agr. de temporal, Agr. de riego con algo de Past. inducido y B. Tropical Caducifolio.
I HUJINTLAN- PUENTE DE IXTLA	5 000	7 000 a 1 000	Mesetas de aluvion antiguo erosionado con lomerios bajos.	Agr. de temporal, Agr. de riego, algo de Past. inducido y B. Tropical Caducifolio.
J TITILCO- AIOCHIAPAN	3 500	1 000 a 1 100	Llanura	Agr. de temporal, B. Tropical Caducifolio y algo de Agr. de riego.

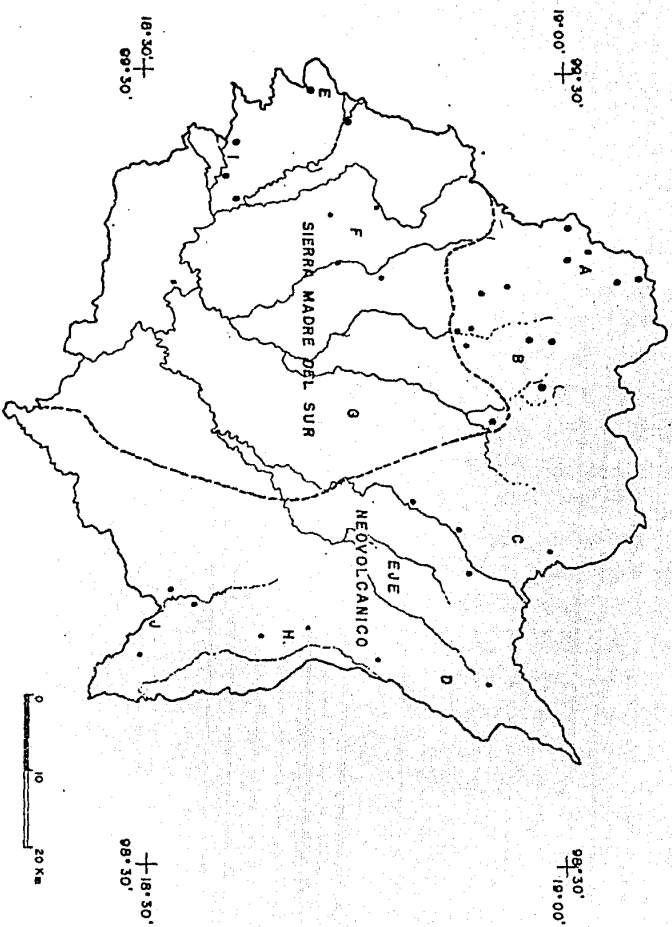


FIGURA 3. Ubicación de las 10 áreas naturales consideradas en la evolución: A Tres Cumbres-Huiztilco; B Parque Nacional el Tepozteco; C Cuautla-Yecapixtla; D Tetela del Volcán-Tlacotalpe; E Coatlán del Río-Michopá; F El Rodeo-Alpuyeca; G Tecuman-Temilpa; H Amuyuca-Jondotalpe; I Huajinición-Puente de Ixtla; J Ixtlixco-Axochiapan. (Características de cada sitio ver Cuadro 3)

METODO

Procedimiento de Evaluacion

Obtencion de datos.- Para llevar a cabo la evaluación del potencial de conservación del Parque Nacional "El Tepozteco" (PNT), se tomó como marco de referencia el trabajo de Davis y Russell (1953), en el que se reporta un listado avifaunístico del Estado de Morelos. Se consideró conveniente este trabajo porque aunque existen otros estudios ornitológicos realizados en el Edo. de Morelos (v.gr. Rowley, 1962; Gaviño y Cruz, 1984; García, 1987), son más localizados o difieren en cuanto a objetivos y métodos, mientras que el de Davis y Russell (1953) supone una estandarización de método y de unidades de esfuerzo de captura en las diversas localidades en que reportan registros. Además abarca prácticamente todo el estado, especificando las localidades donde registraron cada una de las ornitoespecies, lo cual permite comparar al PNT con un mayor número de sitios a la vez que da la oportunidad de identificar los sitios de mayor interés ornitológico a nivel estatal. Disponiendo de esta información se procedió primero a elaborar el listado avifaunístico de cada una de las 37 estaciones que ubicaron Davis y Russell (ver fig. 3) y se consideró además el listado de una estación adicional situada en una porción del declive meridional de la Sierra de Chichinautzin, dentro de los límites del PNT, en donde hemos venido tomando registros desde 1982.

Quantificación de los criterios.- A partir de un análisis cartográfico (SPP, 1981), se determinaron los principales rasgos fisiográficos, la altitud y los tipos de vegetación de

las áreas que abarcaban las estaciones. Aquellas estaciones vecinas que presentaron condiciones similares de vegetación, altitud y fisiografía se agruparon, resultando de tal agrupamiento 10 sitios (ver fig. 3) cada uno de los cuales representa un área con atributos ambientales relativamente homogéneos. El cuadro 1 resume esta información.

La rareza local se estimó de dos formas: mediante el número de especies raras y mediante la rareza ponderada. Primeramente se definieron como *localmente raras* a aquellas especies que aparecieron registradas solamente en tres, dos o uno de los diez sitios considerados. Se contó el número de especies de este tipo en cada uno de los diez sitios. La *rareza ponderada* se obtuvo de asignar un valor diferencial a las especies *localmente raras*, según estuvieran presentes en uno o en dos y tres sitios:

ESPECIES LOCALMENTE RARAS	VALOR PONDERADO DE RAREZA
especies presentes en 1 sitio	2
especies presentes en 2 o 3 sitios	1

Los valores ponderados de rareza se asignaron según una escala logarítmica, de forma similar al "sistema de octavos" de Preston (1962). La rareza ponderada de cada sitio se obtuvo sumando los valores diferenciales de las especies raras que contuviera.

La endemividad también se valoró de dos maneras: mediante el número de especies endémicas y mediante la

endemidad ponderada. Para definir a las especies endémicas se consideraron los rangos de distribución que reportaron Peterson y Chalif (1973) para las ornitoespecies mexicanas. Aquellas que estuvieron restringidas a México y Centroamérica fueron consideradas como endemismos. De este modo pudo contarse el número de especies endémicas presentes en cada sitio. Para estimar la *endemidad ponderada*, establecimos tres grados de endemidad según fuera el tamaño del área de distribución, como a continuación se establece:

ESPECIES ENDEMICAS	VALOR PONDERADO DE ENDEMICIDAD
Restringidas al centro de Mexico	3
Restringidas a Mexico	2
Restringidas a Mexico y Centroamerica	1

La endemidad ponderada de cada sitio se obtuvo de sumar estos valores.

En el cuadro 2 de resultados, se resumen los valores de cada criterio en cada uno de los sitios. La construcción del mismo cuadro se obtuvo previa elaboración del cuadro del apéndice I, que desglosa los registros de cada especie en cada una de las áreas evaluadas. Así también se incluye información sobre el carácter raro o endémico de las especies y, en su caso, del valor de ponderación de las mismas.

Estimación de los Valores de Conservación. Se hicieron tres evaluaciones de los sitios:

EVALUACION I: Riqueza de Especies en función del Tamaño del Area.

EVALUACION II: Especies Raras en función del Tamaño del Area.
Rareza Ponderada en función del tamaño del Area.

EVALUACION III: Especies Endémicas en función del Tamaño del Area.
Endemicidad Ponderada en función del Tamaño del Area.

Mediante el análisis de regresión se analizó el comportamiento de cada una de estas variables en función del tamaño del área; las gráficas de regresión se obtuvieron empleando el paquete estadístico ABSTAT (Anderson-Bell, 1986) y sistema de graficación EnerGraphics (Enertronics, 1983). De cada relación se obtuvo el modelo de mejor ajuste, tomando como criterio de selección el análisis de residuos (Chatterjee y Price, 1977). Para este análisis se empleó el paquete estadístico ABSTAT (Anderson-Bell, 1986). A partir de las curvas de regresión se obtuvieron los valores de conservación (VC) que se calcularon como la razón del valor observado entre el valor predicho por la ecuación de regresión. De este modo, los valores de conservación mayores que la unidad indican los sitios mas valiosos. Finalmente, se obtuvieron los valores globales de conservación de los sitios, que resultaron de sumar los valores parciales de cada una de las tres evaluaciones.

RESULTADOS

En el cuadro 2 de resultados, se resumen los valores de cada criterio en cada uno de los sitios. La construcción del mismo cuadro se obtuvo previa elaboración del cuadro del apéndice I, que desglosa los registros de cada especie en cada una de las áreas evaluadas. Así también se incluye información sobre el carácter raro o endémico de las especies y, en su caso, del valor de ponderación de las mismas.

CORRELACION ENTRE LAS VARIABLES.

El cuadro 3 muestra la matriz de correlación entre las diferentes variables analizadas. Nótese la alta colinearidad que existe entre la riqueza de especies y las demás variables dependientes (columna 4).

Evaluación I.- Valores de Conservación obtenidos a partir de la Riqueza de Especies.

La figura 4, en la que se graficó el número de especies en función del tamaño del área, muestra que los puntos se ordenan siguiendo una función exponencial, con dos casos claramente desviados. Se linealizó la curva mediante el modelo:

$$\log S = \log c + z \log A$$

donde S es el número de especies, A es el área y c y z son las

CRITERIO	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	Tot.
T	10.5	15.0	4.5	4.0	1.5	11.0	10.0	1.8	5.0	5.0	
S	82	172	14	36	13	79	71	15	41	29	355
r_1	21	53	1	3	0	16	7	0	2	0	103
R_1	42	106	2	6	0	32	14	0	4	0	206
r_2	48	86	6	23	5	34	38	8	19	10	114
R_2	48	86	6	23	5	34	38	8	19	10	114
r	69	139	7	26	5	50	45	8	21	10	217
R	90	192	8	29	5	66	52	8	23	10	320
E_1	6	7	0	1	0	1	1	1	0	0	8
E_1	18	21	0	3	0	3	3	3	0	0	24
e_2	9	18	0	4	1	5	6	1	7	2	29
E_2	18	36	0	8	2	5	12	2	14	4	46
e_3	12	29	3	6	2	5	9	0	6	4	35
E_3	12	29	3	6	2	5	9	0	6	4	35
e	27	54	3	11	3	11	16	2	13	6	66
E	48	86	3	17	4	18	24	5	20	8	105

CUADRO 2. Valores de los criterios de evaluación en los 10 sitios considerados, según la información del Apéndice I. T: Tamaño del área (en miles de hectáreas); S: Riqueza de especies; r_1 : especies exclusivas de un sitio; R_1 : Rareza ponderada para las especies exclusivas de un sitio ($r_1 \times 2$); r_2 : Especies presentes en 2 o 3 sitios; R_2 : Rareza ponderada para las especies presentes en 2 o 3 sitios ($r_2 \times 1$); r: número total de especies raras; R: rareza ponderada total ($r_1 + r_2$); E_1 : especies exclusivas del centro de México; E_1 : Endemicidad Ponderada para las especies exclusivas del Centro de México; E_2 : Especies exclusivas de México; E_2 : Endemicidad Ponderada para las especies exclusivas de México; E_3 : Especies de México y Centro América; R_3 : Endemicidad Ponderada para las especies de México y Centro América; E: Número total de especies endémicas; E: Endemicidad Ponderada total.

Variables	1 AREA	2 LOG. AREA	3 RIQUEZA	4 LOG. RIQUEZA	5 ESPECIES RARAS	6 LOG. RARAS	7 RAREZA PONDERAD	8 LOG. RAREZA	9 ESPECIES ENDEMIC.	10 LOG. ENDEMIC.	11 ENDEMIC. PONDERAD	12 LOG. ENDEMIC.
AREA	1.00000											
LOG AREA	0.96520	1.00000										
RIQUEZA	0.93828	0.83450	1.00000									
LOG RIQUEZA	0.93995	0.92142	0.92301	1.00000								
SP RARAS	0.91572	0.80114	0.99044	0.88984	1.00000							
LOG RAR.	0.93742	0.91948	0.91227	0.98309	0.99775	1.00000						
RAREZA	0.90584	0.78401	0.80727	0.87109	0.99874	0.87888	1.00000					
L. RAREZ.	0.94697	0.92869	0.91523	0.97979	0.90225	0.99895	0.88448	1.00000				
SP ENDEM.	0.84682	0.74244	0.95968	0.84971	0.97753	0.85330	0.97663	0.88385	1.00000			
L. ENDEM.	0.86975	0.87119	0.88424	0.95634	0.87051	0.84801	0.85065	0.94296	0.88377	1.00000		
ENDEMIC.	0.84700	0.74017	0.95457	0.85090	0.97771	0.86127	0.97569	0.86211	0.99709	0.88282	1.00000	
L. ENMAD.	0.83179	0.82904	0.88376	0.96014	0.87465	0.85394	0.85387	0.95490	0.87810	0.97679	0.86716	1.00000

CUADRO 3. Matriz de Correlacion entre las variables analizadas, en relacion simple, semilogaritmica y logaritmica.
 Todas las variables dependientes (columnas 3-12), muestran una alta correlacion (ver discusion).

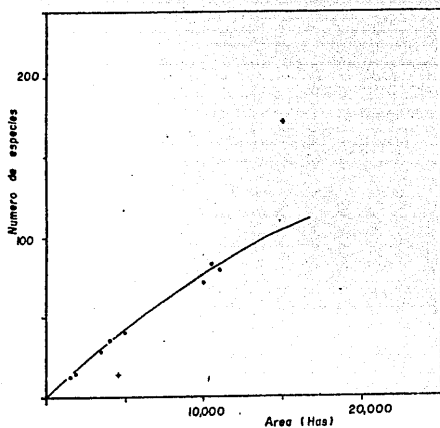


FIGURA 4. Relacion Especies-Área en escala aritmética. Los sitios, con excepción de B y C, se distribuyen de acuerdo a la relación de Arrhenius:

$$S = CA^z$$

La forma linealizada de ésta es:

$$\log S = \log C + z \log A$$

Las otras relaciones (figuras 8a, 7a, 8a, y 9a), presentan comportamientos semejantes a éste.

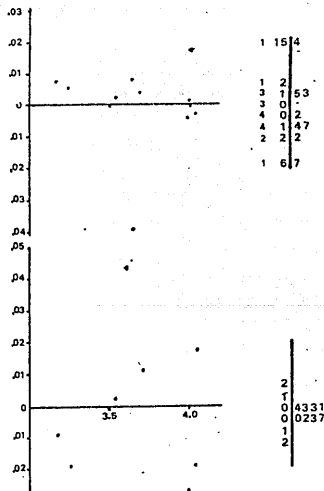
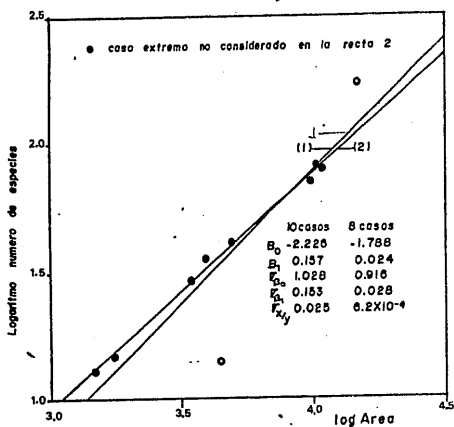


FIGURA 5. (a) Regresión especies vs. área (en escala logarítmica); (b) Gráficas de residuos vs. log. área para 10 y 9 casos; (c) Diagrama de fallo y hoja para los residuos de las regresiones con 10 y 9 casos.

constantes del intersepto y de la pendiente respectivamente. Este modelo resultó ser el que mejor describió la variación del número de especies con respecto al tamaño del área. El modelo doble-log no es sino una forma linearizada de la función exponencial de Arrhenius (1921) :

$$S = cA^z$$

En la figura 5a se muestran dos rectas de regresión. La primera (recta 1) se obtuvo considerando todos los sitios (10 casos) en tanto que la recta 2 resultó de eliminar dos casos extremos (sitios B y C). El mejor ajuste, tomando como criterio la baja magnitud de los errores de los estimadores así como la distribución alcatoria y normal de los residuos, se obtuvo con la recta 2, que presentó los siguientes valores :

$$r^2 = 0.795; c = -1.788; z = 0.916$$

En la figura 5b se muestra la distribución de los errores con respecto a los valores logarítmicos de las áreas, con su correspondiente diagrama de "tallo y hoja" (Velleman y Hoaglin, 1981; Curts, 1986), para 10 y para 8 datos (fig. 5c). La influencia de los sitios B y C sobre el modelo de regresión resulta evidente en el primer caso. Se aprecia que el resto de los errores se ordenan aproximadamente sobre una recta de pendiente negativa.

La validación de un modelo de regresión presupone que se cumplan, entre otras, la condición de homoscedasticidad, es decir, que los residuos tengan la misma varianza de los errores a lo largo de toda la recta ; también supone la condición de normalidad, es decir, que los errores se distribuyan de acuerdo

a una curva en forma de campana con media igual a 0 (Chatterjee & Price, 1977). Los diagramas de tallo y hoja son una herramienta que permite visualizar de una forma sencilla y clara si se cumple la condición de normalidad. De igual forma, mediante las gráficas de residuos vs. log-área se prueba visualmente si se cumple la condición de homoscedasticidad. En la fig. 5b se ve que ambas condiciones se satisfacen de una manera aproximada cuando se consideran 8 casos. La eliminación de los casos extremos (sitios B y C) disminuyen apreciablemente las desviaciones estándar tanto del intersepto (α_0), de la pendiente (α_1) como de la regresión ($\alpha_{x/y}$, ver fig. 5a).

SITIO	RIQUEZA REAL	RIQUEZA ESTIMADA	VALOR DE CONSERVACION	JERARQUIA
A	82	79	1.038	3
B	172	109	1.578	1
C	14	36	0.989	10
D	36	32	1.125	2
E	13	13	0.978	6
F	79	82	0.903	7
G	71	75	0.947	8
H	15	16	0.938	9
I	41	40	1.025	4
J	29	29	1.005	5

CUADRO 4. Valores de conservación de acuerdo a la riqueza de especies y el área. Los valores esperados de riqueza se obtuvieron según la ecuación: $\text{Log } S = -1.79 + 0.92 \text{ Log } A$.

A partir de la recta 2 de la fig. 5a se obtuvieron los valores esperados del número de especies para cada uno de los 10 sitios (cuadro 4). La razón *especies registradas / especies esperadas* da el valor de conservación (VC) de cada sitio. Los sitios B, D, A, I y J, con valores mayores de 1 poseen más especies de las que predice el modelo; por tal razón, de acuerdo al criterio de *riqueza de especies*, serían sitios valiosos que merecerían conservarse. En cambio, los sitios C,

E, F, G y H estarían empobrecidos en especies de aves. Entre los sitios con alto valor de conservación destaca claramente el sitio B, con un VC de 1.578, mientras que el sitio C es el más pobre en especies con respecto a su área, ocupando el lugar 10 de la jerarquía.

Evaluación II.- Valores de Conservación obtenidos a partir de la Rareza.

En esta segunda evaluación se consideraron el número de especies raras y la rareza ponderada (ver método). Se graficó a cada una de estas medidas contra el tamaño del área. Los modelos de mejor ajuste fueron :

$$\log r = \log c + z \log A$$

Y

$$\log R = \log c + z \log A$$

donde :

r = número de especies raras

R = rareza ponderada.

En la fig. 6a se muestran dos rectas que resultaron de la regresión *especies raras vs. area*. La recta 1 se obtuvo de considerar 10 sitios y la 2 resultó de excluir un caso extremo (sitio C). La recta 2 dio un mejor ajuste, con valores de:

$$r^2 = 0.932, c = -3.33 \text{ y } z = 1.272.$$

El análisis de residuos reveló que la exclusión del sitio C (fig. 6b y 6c) permitió una mejor aproximación a un comportamiento normal y homoscedástico de los residuos, al mismo tiempo que disminuyó las desviaciones estándar de c , z y de la propia regresión.

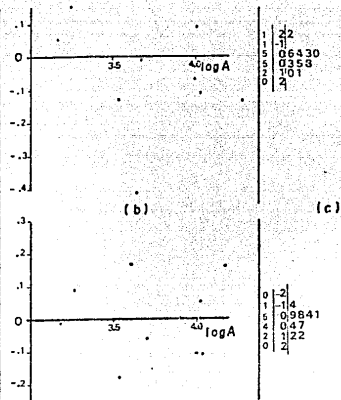
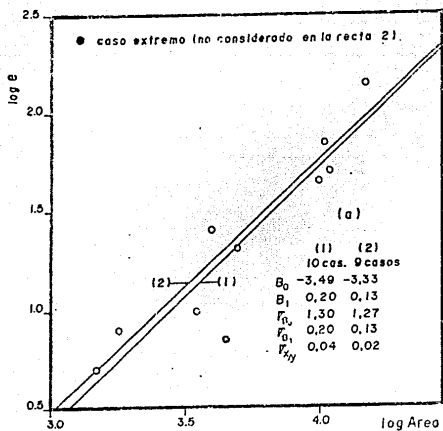


FIGURA 6. (a) Regresion especies raras vs. area (en escala logaritmica). (b) Graficas de residuos vs. log Area para 10 y 9 casos; (c) Diagramas de tallo y hoja para los residuos de las regresiones con 10 y 9 casos.

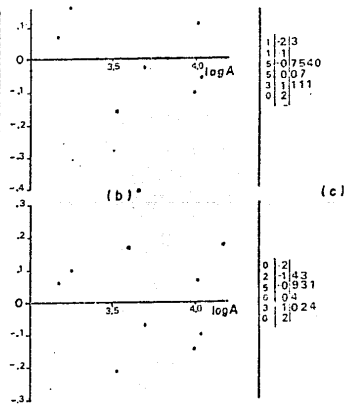
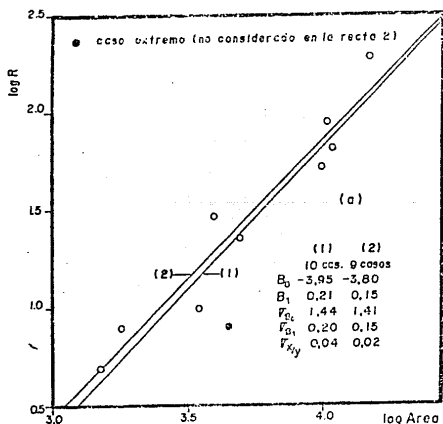


FIGURA 7. (a) Regresion rareza ponderada vs. area (en escala logaritmica). (b) Graficas de residuos vs. log Area para 10 y 9 casos; (c) Diagramas de tallo y hoja para los residuos de las regresiones con 10 y 9 casos.

En la fig. 7a se muestran las rectas de la regresión rareza ponderada vs. area. Al igual que en la regresión anterior, la recta 1 incluye los 10 sitios y la recta 2 excluye al sitio C. Esta última dió el mejor ajuste, con valores de:

$$r^2 = 0.931, c = -3.797 \text{ y } z = 1.413.$$

El análisis de residuos (fig. 7b y 7c) muestra que la exclusión del sitio C permite que se cumplan de manera aproximada las condiciones de homoscedasticidad y normalidad, al mismo tiempo que disminuyen las desviaciones estándar del intersepto, la pendiente y la propia ecuación de regresión. La recta 2 de la fig. 7a (rareza ponderada vs. area) fue la que se empleó para estimar los valores de conservación (ver discusión).

SITIO	RAREZA REAL	RAREZA ESTIMADA	VALOR DE CONSERVACION	JERARQUIA
A	90	77	1.169	4
B	102	128	1.500	1
C	8	29	0.848	10
D	20	20	1.450	2
E	5	5	1.000	5
F	66	82	0.805	7
G	52	72	0.722	8
H	8	6	1.399	9
I	29	27	0.852	6
J	10	16	0.625	9

CUADRO 5. Valores de conservación de acuerdo a la rareza ponderada en función del area. Los valores estimados de rareza fueron calculados según la ecuación: $\text{Log } R = -3.80 + 1.41 \text{ Log } A$

En esta segunda evaluación, el sitio B de nuevo presentó el VC mas alto (ver cuadro 5), con 139 especies raras que representan el 80.8 % del total de especies registradas en ese sitio. De esas 139 especies raras, 53 se registraron

exclusivamente en el sitio B (ver cuadro 2 y apéndice I). El sitio A también permaneció en el lugar 2 de la jerarquía, con un valor de conservación (VC=1.45) casi tan alto como el del sitio B. Le sigue en orden decreciente el sitio H, que aunque solo tiene 8 especies raras de las cuales ninguna es exclusiva, tiene un área relativamente pequeña, lo que le permite ascender al lugar 3 de la jerarquía, con un VC de 1.333. En contraste, el sitio A que posee 48 especies raras (seis veces más que el sitio H) de las cuales 21 son exclusivas, solo alcanza un VC 1.169 debido a la extensión relativamente grande de su área. Los sitios menos valiosos de acuerdo al criterio de rareza fueron el I (VC = 0.852), F (VC = 0.805), G (VC = 0.722), J (VC = 0.625) y C (VC = 0.348).

Evaluación III.- Valores de Conservación Obtenidos a Partir de la Endemicidad

Se realizaron dos regresiones :

1.- Número de especies endémicas vs. área

2.- Endemicidad ponderada vs. área.

De nuevo los modelos doble-log resultaron los de mejor ajuste :

$$\log e = \log c + z \log A$$

y

$$\log E = \log c + z \log A$$

donde :

e = número de especies endémicas

E = endemicidad ponderada.

Las fig. 8a muestra las tres rectas que se obtuvieron para la regresión *especies endemicas vs. area*. La recta 1 incluyó los 10 sitios, la recta 2 excluyó un caso (sitio C) y la recta 3 dos casos (sitios C y F). La recta 3 cumplió de mejor manera las condiciones de homoscedasticidad y normalidad (fig. 8b y 8c), con valores de:

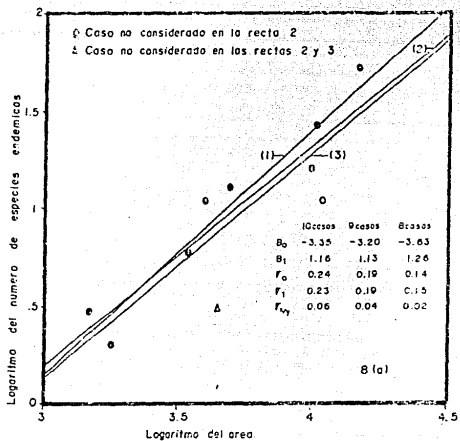
$$r^2 = 0.960, c = -3.634 \text{ y } z = 1.26$$

En la regresión *endemidad ponderada vs. area* (fig. 9a), también se obtuvieron tres ecuaciones, con 10, 9 y 8 casos. La recta 3 (8 casos) fue la de mejor ajuste, según muestra el análisis de residuos (fig 9b 9c), con valores de:

$$r^2 = 0.931, c = -3.324 \text{ y } z = 1.232$$

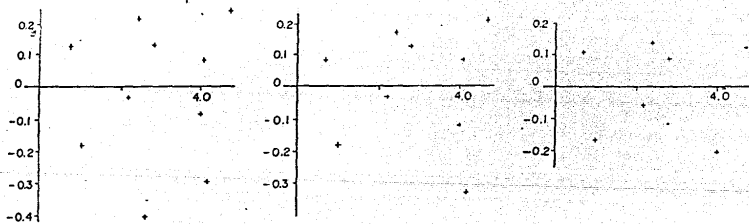
SITIO	ENDEM. REAL	ENDEM. ESTIMADA	VALOR DE CONSERVACION	JERARQUIA
A	48	43	1.116	4
B	86	66	1.303	2
C	9	15	0.200	10
D	17	19	1.308	1
E	4	4	1.020	5
F	18	43	0.400	9
G	24	40	0.600	8
H	5	5	1.027	6
I	20	17	1.176	3
J	8	11	0.727	7

CUADRO 5. Valores de conservación de acuerdo a la endemidad ponderada en función del área (ENDEM.). Los valores de endemidad estimada se calcularon según la ecuación de regresión: $\text{Log } E = -9.32 + 1.23 \text{ Log } A$.

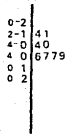
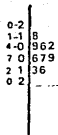
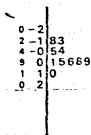


FIGURAS(a) Regresion especies endemicas vs. area (en escala logaritmica). (b) Graficos de residuos vs. log Area para 10, 9 y 8 casos. (c) Diagramas de tallo y hoja para los residuos de las regresiones con 10, 9 y 8 casos.

8 (b)



8 (c)



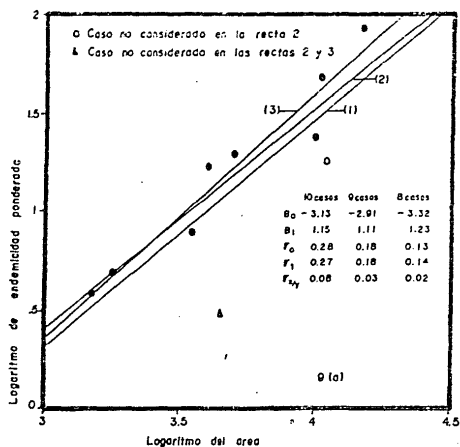
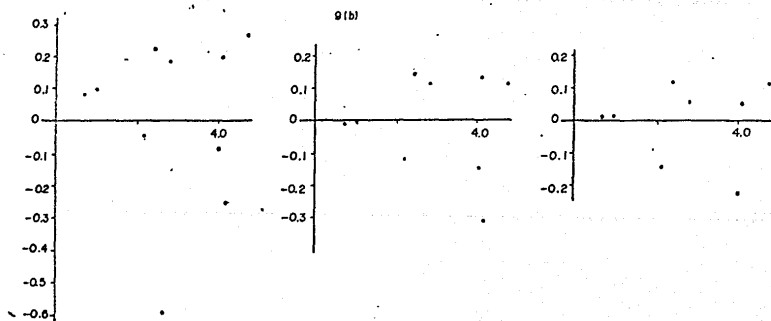
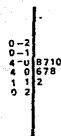
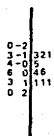
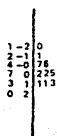


FIGURA 9 (a) Regresion endemicidad ponderada vs. area (en escala logaritmica). (b) Graficos de residuos vs. logArea para 10, 9 y 8 casos. (c) Diagramas de tallo y hoja para los residuos de las regresiones con 10, 9 y 8 casos.



9 (c)



Los valores de conservación de acuerdo al criterio de endemidad (cuadro 5) se obtuvieron a partir de la recta 3 de la regresión *endemidad ponderada vs. area* (ver discusión).

En esta tercera evaluación, el sitio D, que en las dos evaluaciones anteriores había ocupado el lugar 2 de la jerarquía, ascendió al lugar 1 con un VC de 1.308, ligeramente superior al del sitio B (VC = 1.303), que ahora ocupó el lugar 2 de la jerarquía. Les siguieron los sitios I, A, E y H, todo ellos con VC mayores de 1. Los sitios pobres en especies endémicas, es decir, los que tuvieron VCs menores de 1, fueron en orden decreciente, J, G, F y finalmente el sitio C que en las tres evaluaciones ocupó el último lugar en la jerarquía.

Comparación de las Evaluaciones.

En el cuadro 6 se resumen los valores de conservación y las jerarquías de las tres evaluaciones. Solo dos sitios (B y D) fueron consistentemente valiosos en las tres evaluaciones, ocupando los dos primeros lugares. El sitio A, aunque presenta VC's mas bajos, también fue consistente, ocupando el lugar 3 en la evaluación I y el lugar 4 en las evaluaciones II y III. El sitio E, aunque consistente, tuvo valores de conservación medios. Los sitios F, H, I y J fueron los más inconsistentes. El F además, tuvo siempre valores menores de 1; el H, aunque inconsistente, tuvo un VC relativamente alto cuando se evaluó la rareza. Algo semejante ocurre con el sitio I, que ocupó el lugar 3 del rango cuando se evaluó su endemidad, aunque descendió hasta el 6 al evaluar su rareza. El sitio J fue el más inconsistente de todos, con VC's relativamente bajos. Finalmente los sitios G y C, aunque fueron los más consistentes de todos, tuvieron valores de conservación muy bajos, ocupando los lugares 8 y 10 respectivamente, en las tres evaluaciones.

Tomando en cuenta la evaluación global, los sitios B, D y A fueron, en ese orden, los más valiosos y los que más merecerían ser conservados, mientras que los sitios G, F y C fueron los más pobres.

SITIO	VCS	JS	VCR	JR	VCE	JE	VCCOMP	J
A	1.0	3	1.2	4	1.1	4	3.929	3
B	1.6	1	1.5	1	1.3	2	4.301	1
C	0.4	10	0.8	10	0.2	10	0.937	10
D	1.1	2	1.5	2	1.3	1	3.889	2
E	1.0	6	1.0	5	1.0	5	3.006	6
F	1.0	7	0.8	7	0.4	9	2.168	9
G	0.9	8	0.7	8	0.6	8	2.269	8
H	0.9	9	1.3	3	1.0	6	3.398	4
I	1.0	4	0.9	6	1.2	3	3.053	5
J	1.0	5	0.6	9	0.7	7	2.357	7

CUADRO 6. Valores de conservación de acuerdo a la riqueza (VCS), la rareza ponderada (VCR) y endemidad ponderada (VCE), en función del área, así como los valores de conservación compuestos (suma de VCS, VCR y VCE). JS, JR, JE y J representan los índices de jerarquía de cada sitio.

DISCUSION.

En este trabajo se compararon las avifaunas de una serie de sitios del Estado de Morelos tomando en cuenta cuatro criterios: *tamaño del area, riqueza de especies, rareza local y endemidad*, todos ellos pertenecientes al grupo de los denominados criterios científicos o biológicos. Estos cuatro criterios han sido de los más frecuentemente empleados en estudios de evaluación ambiental, particularmente en aquellos en los que el potencial de conservación de distintas localidades se ha estimado con base en evaluaciones ornitológicas (Fuller y Langslow, 1986).

Además de su popularidad, se eligieron estos criterios porque a diferencia de otros se pueden valorar cuantitativamente con relativa sencillez siempre que exista un conocimiento suficientemente detallado de las poblaciones a nivel local, aunque desafortunadamente los procedimientos de evaluación no se han desarrollado lo suficiente como para establecer la manera de combinar los criterios en índices de uso amplio y generalizado que permitan la comparación estandarizada de los valores de conservación empleados por diferentes autores.

Una tercera consideración, esta vez ya no de orden práctico ni operativo sino lógico, justificó la elección de criterios exclusivamente biológicos. Ya Dony y Denholm (1985) han señalado que en un procedimiento racional que tenga como objetivo establecer planes para el mantenimiento de la vida silvestre, el valor de conservación de un sitio o de una serie de sitios debería estimarse partiendo primero de la consideración de atributos biológicos, y solo en segundo término procedería el tomar en cuenta aspectos extrabiológicos

o políticos, aunque por sorprendente que parezca, en la práctica usualmente se haya seguido el camino inverso.

La Diversidad en las Comunidades de Aves.

Este aspecto fue tratado en un trabajo ya clásico de Mac Arthur y Mac Arthur (1961) que sería pertinente referir para efectos de nuestra discusión. Dichos autores intentaron explicar la diversidad de comunidades aviarias de bosque. Supusieron tres alternativas que podrían seguir las aves insectívoras para la explotación de un bosque mixto.

La primera supondría que una ave sería capaz de utilizar solamente una especie de árbol. En este caso, el costo de energía y el tiempo de búsqueda de los árboles adecuados serían altos y por lo tanto gravosos para el ave. Una segunda estrategia consistiría en que el ave se especializara en una sola categoría de insectos. Por ejemplo, podría comer exclusivamente insectos de un determinado rango de tamaños, que capturaría indistintamente sobre cualquier especie de árbol. La tercer estrategia vendría a ser intermedia entre las dos primeras: el ave se especializaría en un estrato de la vegetación arbórea así como en la manera de capturar su alimento.

La última estrategia sería la más eficaz para la explotación de un ambiente heterogéneo. De ahí que la cuantificación de algún aspecto estructural de la vegetación podría ayudar a explicar la diversidad de las comunidades aviarias de bosque, partiendo de que los ambientes espacialmente

más heterogéneos contendrían una mayor diversidad. La manera en que estos autores cuantificaron la complejidad de la estructura de la vegetación fue midiendo la superficie foliar en tres estratos situados de los 0 a los 0.5, de los 0.5 a los 7.5 y de los 7.5 en adelante metros sobre el nivel del suelo. A las proporciones relativas de follaje en los diferentes estratos verticales le denominaron *diversidad de la altura del follaje* (foliage height diversity, abreviado FHD).

De manera análoga a lo que ocurre con los índices de diversidad, los hábitats con proporciones equilibradas de follaje en los tres estratos serían más diversos estructuralmente y soportarían una mayor riqueza de aves que los hábitats con proporciones desiguales.

Mac Arthur y Mac Arthur (1961) encontraron que la diversidad de aves mostraba una correlación más alta con la FHD que con la diversidad de especies vegetales. En otras palabras, la estructura de la vegetación parecía ser más importante para las aves que la composición florística. La diversidad de aves fue mínima en los hábitats con un solo estrato.

En efecto, existe evidencia de que en hábitats de estructura simple, como pastizales y matorrales, la limitada estratificación vertical no influye de manera importante sobre la diversidad de aves. Por ejemplo, en el desierto de Sonora la diversidad de aves se relaciona con la abundancia de ciertas especies vegetales, como los saguaros, que sirven de sitios de anidamiento. (Tomoff, 1974). La escasez de estas cactáceas puede ser crítica para las aves. En los matorrales es más importante la estructura horizontal del hábitat que la pobre estratificación vertical. En contraste, los bosques contienen una alta diversidad de aves. En la medida que aumenta el número de árboles se incrementa notoriamente el número de especies de aves (Hutchinson et al., 1982; Willson, 1974).

Los bosques mixtos bien conservados poseen una alta complejidad estructural que representa un amplio mosaico tridimensional de subambientes para las aves, cuya alta diversidad se explicaría por la gran especialización que muchas de ellas tienen para explotar un subambiente particular, en el que pasan la mayor parte de su tiempo (Pianka, 1982). Desde luego no ha faltado quien, de modo conciliatorio, afirme que la diversidad de aves puede predecirse con mayor precisión si se conoce tanto la estructura vertical como horizontal de la vegetación (Roth, 1976).

A partir del trabajo de Mac Arthur y Mac Arthur (1961) se han medido diferentes aspectos estructurales de la vegetación que puedan servir como predictores de la diversidad avifaunística, tales como el porcentaje de cobertura (Willson, 1974; Yeaton, 1974), la complejidad fisonómica (Tomoff, 1974), la heterogeneidad espacial (Roth, 1976) y la altura o estatura de la vegetación (Terborgh, 1977).

Si bien resulta muy atractiva la idea de que a mayor complejidad estructural del hábitat habrá una mayor repartición de recursos y en consecuencia un incremento en la diversidad de aves, los resultados de varios trabajos son contrarios a dicha hipótesis (Tomoff, 1974; Willson, 1974; Terborgh, 1977; Abbot, 1978). Parece que no existe un predictor universal basado en la estructura del hábitat que pueda explicar satisfactoriamente la diversidad avifaunística (Kitchener *et al.*, 1982). Terborgh (1977) ha demostrado que aun estableciendo relaciones empíricas entre la estructura de la vegetación y la diversidad de aves, no necesariamente se establecen relaciones causales. Estas pueden ser diferentes según el grupo particular de aves que se consideren.

Kitchener *et al.* (1982) son escépticos acerca de la validez que puedan tener algunas medidas burdas de la

estructura de la vegetación, por ejemplo la diversidad de altura del follaje, como predictores del número de especies, a pesar de que su empleo haya sido profuso y casi universal. Posiblemente en estudios como los de Mac Arthur y MacArthur (1961) se haya sobreestimado la importancia de la estructura de la vegetación en comparación con la composición florística por haberse estudiado a las aves durante la estación de crianza, que es cuando la estructura de la vegetación adquiere una importancia crucial para las aves, que tienen entonces la necesidad de encontrar sitios para anidar. Ello hace comprensible que trabajos como el de Abbott (1978) reporten que el número de especies paseriformes se correlacionó con el tamaño del área y con la composición florística (número de especies vegetales) y no con la estructura de la vegetación. Solo en ciertas situaciones, como en el caso de paseriformes anidantes encontró relación entre la diversidad horizontal del follaje (y no con la vertical) y el número de especies anidantes.

En todo caso, al margen de la cuestión de si la heterogeneidad espacial puede emplearse o no para predecir la diversidad de especies, deben determinarse los mecanismos que subyacen tal relación (Krebs, 1978).

Interpretación Estadística de la Relación Especies - Área.

Aunque en este análisis el área en sí no constituye propiamente un criterio de evaluación, sino que más bien queda implícita desde el momento en que los otros criterios (riqueza, rareza y endemismo) se evalúan en función de ella, es evidente su influencia sobre los valores de conservación.

La aplicación de la teoría biogeográfica de islas al diseño de reservas naturales se convirtió, durante la década de los setentas, casi en un paradigma (véase Marco Conceptual: Relación especies-área). No obstante el éxito espectacular de esta teoría y la acogida incondicional que tuvo inicialmente por parte de muchos conservacionistas, a la larga condujo a vicios y fijaciones difíciles de desarraigar.

El desarrollo de esta corriente se basó en gran medida en estudios cuyo argumento principal era la supuesta validez estadística de los modelos propuestos, aunque en realidad, el rigor de los mismos resultó ser muy discutible. Estudios como el de Connor y Mc Coy (1979), o más recientemente el de Boecklen y Gotelli (1984), en el que se analizaron con rigor científico cerca de un centenar de regresiones de la relación *especies - área* reportadas en la literatura sobre conservación, revelaron serias inconsistencias en el modelo de regresión *especies - área*. De entrada, aunque el modelo resultaba aceptable para ciertos grupos, como plantas y aves, mostraba un poder explicativo muy deficiente para otros, como reptiles, anfibios, crustáceos, peces e insectos. La mayoría de los modelos fueron sensibles a la presencia de casos particulares, de tal forma que se observaron varios grados de desviación en los estimadores de los modelos cuando se suprimía algún dato.

Con base en lo anterior puede establecerse que la relación *especies - área* es meramente secundaria o epifenomenal, es decir, que la riqueza de especies no se relaciona directamente con el área, sino con aspectos tales como la diversidad de hábitas o la disponibilidad de recursos. El poder explicativo del área depende de la colinearidad que tenga ésta con tales variables subyacentes. Así por ejemplo, Johnson et al. (1968) limitan el poder predictivo del área sobre la diversidad de aves a los casos en que se comparen sitios ecológicamente similares, mientras que Rafe et al.

(1985) señalan que tanto el área como la diversidad de hábitats influyen sobre la riqueza de ornitoespecies, aunque ésta se correlaciona mejor con la diversidad de hábitats. Sin embargo el tamaño del área y la diversidad de hábitats están a su vez fuertemente correlacionados entre sí, e incluso resultaría tentador suponer que existe también una estrecha correlación entre estos dos atributos y la riqueza florística, si se considera que un incremento en la diversidad de hábitats implica un aumento en el número de especies vegetales. No obstante, estas relaciones deben asumirse con precaución y ver que tanto se cumplen en la realidad.

En la Sierra de Chichinautzin (sitio B), hemos observado que en algunos casos se presentan manchones boscosos que difieren estructuralmente debido a cambios en las proporciones de abundancia de las mismas especies, mientras que existen también hábitats con estructura muy semejante, aunque con diferencias evidentes en su composición florística (caso típico de los bosques de pino y de los de pino-encino). Parece ser, según lo revela un estudio más reciente (Lynch y Whigham, 1984), que la dificultad que presentan el tamaño del área, la composición florística y la diversidad de hábitats como predictores únicos de la riqueza avifaunística, reside en que cada uno de ellos tiene una influencia diferente sobre las distintas especies de aves, según su grado de especialización o generalización y según el nicho que ocupe cada una de ellas.

En todo caso, los modelos *especies-área* solo apoyarían el principio general de que el número de especies se incrementa al aumentar el área, pero no son adecuados para determinar los requerimientos de área de un número determinado de especies. Los casos extremos de la curva *especies-área*, como son los sitios B y C de la figura 5a, disminuyen sensiblemente el grado de precisión de las regresiones, de ahí que no sea procedente el extrapolar las curvas, puesto que la precisión de éstas

disminuye al aumentar la variación de de las pendientes. Aun más, la extrapolación supone una condición que no siempre se cumple: que la relación *especies-área* permanezca lineal.

Por otra parte, existen dos puntos de vista acerca del significado de los casos extremos. Según la teoría del equilibrio insular, la línea de regresión representa el número de especies que debe tener una isla cuando alcanza el equilibrio. En cambio la interpretación estadística es que, representa el número promedio de especies para una isla de tamaño dado. De acuerdo con la teoría del equilibrio, los sitios B, D, A, I y J (fig. 5a) representarían áreas sobresaturadas de especies que eventualmente se relajarán hasta el equilibrio mediante la extinción de algunas de sus especies. Desde el punto de vista estadístico, significa que dichas áreas tienen asociado un error positivo que se explica por otros factores tales como las diferencias en la heterogeneidad del ambiente y disponibilidad de recursos, entre otros.

El modelo de regresión *especies-área*, tal y como se asume en éste trabajo, lo hemos utilizado no con el objeto de definir los tamaños de área de reservas que se requerirían para conservar un número determinado de especies, ni para predecir que número de especies cabría esperar de acuerdo a un tamaño de área particular, que es como usualmente se ha venido utilizando en el diseño de reservas, sino con el fin de encontrar una referencia adecuada de evaluación de tierras según su potencial de conservación. Desde nuestro punto de vista, los sitios B, D, A, I y J son particularmente interesantes en virtud de que de hecho presentan una riqueza de especies mayor a la que se esperaría de acuerdo a su tamaño de área. El valor de conservación debido a la riqueza del sitio B (Parque Nacional El Tepozteco, VC = 1.578) indica que existe en él un 57.8% más de las especies que se esperarían de acuerdo a su área. El excedente de riqueza tiene que ser explicado por

otros factores.

El análisis de residuos se utilizó como herramienta analítica para detectar los casos extremos de la curva *especies-área*. Los valores de riqueza de los sitios B y C, como lo muestra la gráfica de residuos vs. valores de área (fig. 5b), influyen fuertemente sobre los valores de pendiente (β) y punto de intersección (α), de tal manera que, una vez que se suprimen, se observa un abatimiento sustancial en las desviaciones estandar de α y β . La disimilitud ecológica de B y C con respecto a los otros ocho sitios puede explicarse debido a que B es excepcionalmente más complejo que el promedio de los otros sitios y C es excepcionalmente más simple que el promedio de los mismos. La diferencia estructural de los casos extremos B y C se debe muy probablemente al grado de conservación de los sitios. El sitio C es el extremo de la simplificación estructural; se trata de una zona de llanuras y lomeríos en la que cada vez se ha desarrollado una mayor actividad agrícola. El sitio B es el otro extremo. En secciones relativamente pequeñas de terreno se observan un gran número de variaciones estructurales y florísticas de la vegetación, resultado de la sucesión recurrente de cañadas húmedas alternadas con laderas convexas de pendiente variable. Como se verá mas adelante, esta diversidad microgeográfica es determinante para la diversidad avifaunística.

Un punto débil en el modelo de regresión obtenido, es que los errores no se distribuyen estrictamente con normalidad (fig 5c). Si bien se observa un coeficiente de determinación alto (fig. 5a) y una distribución aleatoria de los errores alrededor de 0 (fig. 5b), que son algunos supuestos del modelo de regresión lineal, la condición de normalidad no se cumple adecuadamente. Posiblemente esta situación deriva del número de datos tan pequeño (10 sitios). Sin embargo, este es un problema inherente al número de áreas naturales con que se

cuenta. Así por ejemplo Johnson et al. (1968), cuando analizaron la relación *especies-área* de las plantas de las islas vecinas a la costa de California consideraron solo 14 casos dado que solo existen 14 islas semejantes en cuanto a origen, historia tectónica, fisiografía y clima.

La condición de homoscedasticidad implica una distribución aleatoria de los errores alrededor de cero y una desviación estándar uniforme a todo lo largo de la línea de regresión. Este último aspecto representa un problema si se sigue un criterio estadístico rígido. Aún cuando no se observa claramente en la curva *especies-área* de este trabajo, es frecuente encontrar en la literatura (v. gr., Kitchener et al., 1982), un fenómeno importante: al incrementar el área, se incrementa la desviación estándar. Esto es, los puntos de la curva se distribuyen como un abanico con vértice en el punto de intersección (β_0). Cabe señalar, sin embargo, que esto es un hecho lógico que nos indica simplemente lo que se ha venido reiterando: el área es un factor que aglutina cierto número de factores que operan selectivamente sobre la diversidad de especies de aves. A mayor área, aumenta la incertidumbre sobre el número de hábitats, complejidad estructural de la vegetación, disponibilidad de alimento en espacio y tiempo y sitios de crianza, entre otros, que pueden determinar la riqueza avifaunística.

Interpretación estadística de las relaciones *especies raras y especies endémicas vs. área*.

Si bien el establecer los límites que separan a las especies raras de las no raras y a las endémicas de las no endémicas obedece a una decisión subjetiva, es evidente que

entre dos especies raras o endémicas tendrá mayor valor para la conservación aquella cuya área de distribución sea menor. El asignar valores distintos a las especies según su grado de rareza o de endemidad debería permitir resaltar las diferencias entre los sitios de acuerdo a la calidad de sus especies. La validez de tal suposición podría evaluarse analizando el comportamiento mismo de los modelos *especies raras vs. area* y *rareza ponderada vs. area* o *especies endémicas vs. area* y *endemidad ponderada vs. area*. Se observa que indistintamente de que se excluyan o no los casos extremos, el comportamiento de los residuos es muy semejante (ver figs. 6b, 7b, 8b y 9b). Es decir, la validez estadística de estos modelos es similar, independientemente de que se hayan o no ponderado.

En los modelos *especies raras vs. area* y *rareza ponderada vs. area* (figs. 6 y 7) se obtiene una distribución normal y homoscedástica de los residuos al excluir un caso, que corresponde al sitio C. Por otro lado, en las regresiones *especies endémicas vs. area* y *endemidad ponderada vs. area* (figs. 8 y 9), se obtienen modelos aceptables al excluir dos puntos extremos (sitios C y F). En este caso, aunque se mantiene la homoscedasticidad, los residuos muestran una distribución sesgada hacia la derecha (fig. 8c y 9c), es decir, dominan los residuos positivos. Este sesgo se debe a la presencia de varias especies endémicas del centro de México en los sitios B, D e I que se ubican en áreas montañosas y que por razones que se discutirán mas adelante, tienen especial interés para la conservación.

De las cuatro regresiones que se hicieron para evaluar la rareza y la endemidad, tomamos en cuenta solamente las ponderadas para calcular los valores de conservación de los sitios. La razón de ello estriba en que, si se considera que la finalidad que se persigue es la de distinguir entre una serie de sitios a aquellos que por la calidad de sus especies sean los más adecuados para protegerse, el asignar un peso diferente

a las especies según su grado de endemidad o de rareza, permite apreciar con mayor claridad diferencias más sutiles entre los sitios, mismas que no se evidenciarían si solo se tomara en cuenta el número de especies raras o endémicas. Hay que hacer notar que las regresiones no ponderadas (*especies raras vs. area* y *especies endémicas vs. area*) tuvieron desviaciones estándar menores que las regresiones ponderadas (figs. 6a y 8a). La ponderación provoca una separación de los puntos con respecto a la recta promedio, que si bien disminuye la calidad estadística de los modelos al aumentar las desviaciones estándar, permite apreciar diferencias más finas entre los sitios. En esta solución de compromiso, sale ganando la evaluación.

Rareza y Endemidad.

Si bien la riqueza de especies es un criterio que permite comparar el potencial de conservación de diferentes sitios, solo considera a las especies de forma cuantitativa, cuando lo deseable es que en las evaluaciones se tomen en cuenta otros criterios que estimen la calidad de las especies.

El problema de incorporar criterios sobre la calidad de las especies en las evaluaciones de la aptitud de conservación de las tierras no se ha podido resolver de forma satisfactoria. Ha habido algunos intentos como los de Peterken (1974) y Goodfellow y Peterken (1981), quienes al evaluar áreas de bosque se concentraron en determinar la presencia de especies vegetales que tuvieran baja capacidad de colonización. En principio podría suponerse que tales especies tenderían a estar restringidas a bosques maduros y poco perturbados. Sin embargo

esta aproximación tiene el inconveniente de ignorar a otras especies, que aunque no sean precisamente malas colonizadoras, puedan ser potencialmente interesantes para la conservación.

La protección de las especies raras ha sido preocupación fundamental en muchos planes de conservación, ya que generalmente son más vulnerables a la presión humana y con frecuencia indican condiciones ambientales excepcionales (Ratcliffe, 1977). Las áreas con especies raras o endémicas poseen un alto valor científico y pueden considerarse laboratorios naturales propicios para estudiar problemas biogeográficos y evolutivos. Por ello se explica que a la rareza se le haya concedido mucha importancia, incluso tanta que algunos autores (Adams y Rose, 1978 *In* Margules y Usher, 1981 y Usher, 1986) han criticado acervamente lo que consideran una preocupación excesiva por un criterio que intrínsecamente no tiene mayor valor que otros.

El asignar un peso excesivo a la rareza podría conducir a la paradoja de contravenir una de las principales ambiciones de la conservación: el mantener a las comunidades más típicas y representativas de un tipo particular de hábitat. Por definición, un sitio típico contendría muchas especies comunes y pocas raras. Habría que evitar la protección de especies extravagantes a expensas de especies típicas. Con todo, no debe pasarse por alto que la rareza y la endemidad son importantes en un sentido no solamente biológico sino político: no puede negarse que el fuerte impacto emotivo que causa en muchos sectores de la población la presencia de especies raras y endémicas a dado un gran respaldo político a las acciones encaminadas hacia la conservación de los ambientes naturales.

Si se desea incluir a la rareza como criterio de evaluación deben soslayarse dos problemas: primero debe definirse claramente en qué sentido se esta entendiendo la rareza y segundo, debe establecerse claramente cuál es el punto que marca la separación entre las especies raras y no raras (ver fig. 10). Al estudiarse una serie de comunidades naturales más o menos maduras, vino a hacerse patente el hecho de que los organismos que las componen estan repartidos inequitativamente entre las diferentes especies. Existen numerosas especies con pocos individuos y solo unas pocas con numerosos individuos (Preston, 1962). Este hecho se visualiza claramente al graficar el número de especies contra el número de individuos, según se muestra en la fig. 10, en la que se observa una típica distribución de frecuencias:

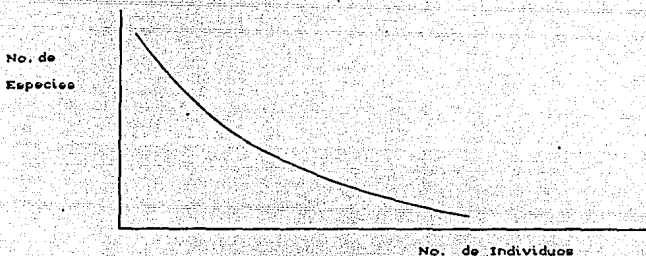


FIGURA 10. Relacion entre el numero de individuos que contienen las distintas especies en una comunidad diversa y madura (Krebs, 1978)

Las especies situadas hacia el lado izquierdo de la gráfica (fig. 10), que son la mayoría, podrían considerarse como raras, en tanto que las pocas especies situadas a la derecha serían abundantes. En este sentido, la rareza se

entendería en términos de niveles de abundancia. Recientemente Dony y Denholm (1985) desarrollaron un método, mismo que hemos empleado en este trabajo y que permite una mejor estandarización del criterio de rareza. Dichos autores consideran la frecuencia con que aparecen las distintas especies en una serie de sitios a evaluar.

Si se graficara en el eje de las ordenadas de la figura 10 el número de sitios en que aparecen las especies y en el de las abscisas el número de especies, también se obtendría una típica distribución de frecuencias. En principio, las especies con baja frecuencia de aparición serían raras localmente. De este modo, la rareza, entendida como rareza local, se convierte en un criterio manejable y sencillo de estimar cuando se dispone de los registros avifaunísticos de una serie de sitios. Permanece sin embargo el problema de definir cual es el número máximo de sitios en que puede aparecer una especie para considerarse todavía como rara. La solución que proponen Dony y Denholm (1985) para deshacer este nudo gordiano se basa en el estudio de Preston (1962), quien basándose en censos de poblaciones de aves, encontró que si se repartían las especies en clases geométricas de abundancia, es decir, que por ejemplo cada clase contuviera el doble de individuos de la clase anterior, se obtiene una gráfica en la que los puntos indicadores de los números de especies que están en cada clase formaban una típica curva simétrica en forma de campana (fig. 11).

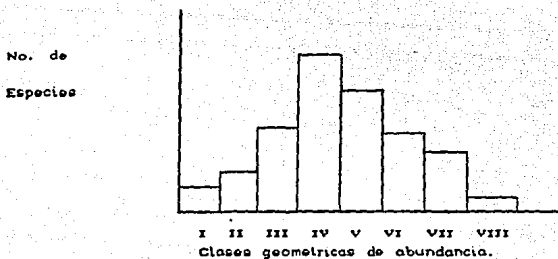


FIGURA 11. Distribución log-normal de las abundancias relativas de las especies en una taxocenosis cualquiera, según Preston (1962).

De manera análoga a como se conforman las clases de abundancia en una escala logarítmica, pueden conformarse clases de frecuencia de aparición y definirse como especies raras localmente a aquellas cuya aparición se restrinja a un determinado número de clases de frecuencia. Incluso se pueden asignar valores diferentes a las especies raras según su clase de frecuencia de aparición. En nuestro caso, dado que eran diez los sitios evaluados, resultaron cuatro clases de frecuencia, según se muestra en el cuadro 7.

CLASES GEOMETRICAS DE FRECUENCIA

NO. DE SITIOS EN LOS QUE APARECE UNA ESPECIE	1	2 - 3	4 - 7	8 - 10
VALOR PONDERADO DE RAREZA	2	1	-	-

CUADRO 7. Definición y ponderación de las especies raras de acuerdo a su frecuencia de aparición en los 10 sitios evaluados.

El concepto de endemidad (que a fin de cuentas tiene mucho que ver con el concepto de rareza tal y como se ha entendido ésta en el presente trabajo) plantea en su definición y en su empleo los mismos problemas que el concepto de rareza. Si, como dice Rapoport (1975), una especie endémica es aquella que sólo habita un lugar y una especie pandémica es aquella que habita todos los lugares. Cuál debe ser la extensión de área que debería ocupar una especie para considerarse endémica o pandémica?. El caso del puma ilustraría la ambigüedad de los conceptos de endemismo y pandemismo: dado que está distribuido prácticamente por todo el continente americano, sería al mismo tiempo endémico y pandémico de América. Rapoport (1975), con los datos de la extensión areal que ocupan mamíferos norteamericanos, grafica el tamaño de las áreas de distribución vs. el número de especies que caen dentro de cada tamaño de área y obtiene de nuevo una típica distribución de frecuencias, según lo muestra la gráfica de la figura 12.

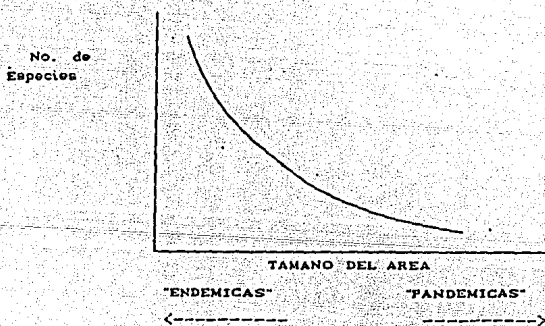


FIGURA 12. Distribución de frecuencias de las extensiones areales de mamíferos norteamericanos, según Rapoport (1975).

Como muchos otros fenómenos naturales de comportamiento semejante, el hecho de que exista un gran número de especies con corologías reducidas y pocas especies de muy amplia distribución, es un fenómeno aleatorio, que indica una gran inequitatividad (Margalef, 1974; Rapoport, 1975).

De la gráfica de la figura 12 se puede también inferir que existe un continuo que va desde la endemidad hasta el pandemismo. De ahí que no haya forma objetiva de fijar el punto que separe los endemismos de los pandemismos. Por ello se explica que el término *endemismo* se haya aplicado a situaciones muy distintas. Tanto se puede hablar de que una determinada especie es endémica de una pequeña isla como de endemismos neotropicales, aunque la diferencia areal sea evidente. En consecuencia, establecer la endemidad de una especie implica la delimitación arbitraria de un tamaño de área. Las especies que no excedan tal límite pueden convencionalmente considerarse como endémicas. No obstante lo anterior, cabe señalar una distinción entre lo arbitrario que resulta aplicar el concepto de endemismo y el hecho como tal de que en la naturaleza se presenten numerosas especies con áreas restringidas de distribución.

En el presente trabajo, el haber empleado tres categorías de endemidad obedece primero a que existen los registros para distinguir entre aves restringidas a México y América Central, a México y exclusivas del Centro de México (Peterson y Chalif, 1973) y segundo porque la endemidad, aunque no ha sido un criterio ampliamente usado en las evaluaciones ambientales (Usher, 1986), merece mayor atención, sencillamente porque entre más restringida sea el área de distribución de una especie, mayor es su riesgo de desaparición. Aunque la endemidad y la rareza son criterios claramente relacionados, puede resultar adecuado emplear el primero sobre todo en áreas en donde se concentran formas

endémicas, como es el caso del Eje Neovolcánico. Tales áreas poseen evidentemente un alto valor de conservación (Terborgh y Winter, 1983 In Usher, 1986). De lo anterior resulta que el criterio de rareza, tal y como se ha empleado en este trabajo, se refiere a una rareza local, mientras que la endemidad podría entenderse como sinónimo de una rareza regional, es decir, a un nivel más amplio.

Valores de Conservación

De los diez sitios que se evaluaron, los sitios B y D resultaron ser los más valiosos por el número de especies raras y endémicas que contuvieron en relación al tamaño de sus áreas. Estas dos localidades, lo mismo que la A, que también obtuvo un valor relativamente alto por su rareza y su endemidad, y la I que obtuvo un valor alto por su endemidad, están enclavadas las cuatro en áreas montañosas.

En el mapa de la figura 3 se puede apreciar que los sitios B, D y A se encuentran sobre el Eje Neovolcánico, mientras que el sitio I se localiza en la Sierra Madre del Sur. Los tres primeros caen dentro de la Provincia Biótica Volcánico-Transversal, en tanto que el I pertenece a la Provincia Biótica Nayarit-Guerrero (Stuart, 1964, en Alvarez y Lachica, 1974). Nótese que los sitios B, D y A obtuvieron los tres valores compuestos de conservación más altos (cuadro 7).

Las cumbres montañosas se comportan como islas virtuales en donde se dan las condiciones propicias para que las poblaciones tengan un mayor grado de aislamiento espacial. Según el modelo clásico neodarwinista de especiación, el aislamiento espacial es una condición *sine qua non* para que las poblaciones puedan divergir hasta alcanzar el aislamiento reproductivo (Mayr, 1963). A partir de una población parental

se desgajan pequeñas bolsas aisladas de unos cuantos individuos en las partes marginales de su área de distribución en donde aumenta la probabilidad de que estas pequeñas poblaciones encuentren condiciones ambientales menos hospitalarias que las que prevalecían en el área que habitualmente ocupaban.

Dado que las poblaciones marginales están representadas por un número reducido de individuos, su acervo genético tiene poca variabilidad. Entre más reducido sea el número de individuos, menos representativos serán los acervos genéticos de las poblaciones marginales del acervo genético de la especie. En tales circunstancias pueden operar con mucha mayor intensidad procesos evolutivos estocásticos, como la deriva génica, al mismo tiempo que se amortigua el efecto de dilución que normalmente afrontan las variantes genéticas recién surgidas debido a la intensa endogamia (Leith, 1986; Dobzhansky, 1975; Dobzhansky et al., 1980). En resumen, cuando se conjugan circunstancias de aislamiento, poblaciones con escasos individuos, ambientes nuevos y fuertes presiones selectivas, pueden originarse especies nuevas.

Por lo anterior, se puede considerar que el Eje Neovolcánico Transversal ha sido un foco activo de especiación. Se presentan allí especies endémicas o estenócoras que probablemente, dado su origen relativamente reciente, permanecen aún confinadas en su distribución al área en que han surgido (Cox et al., 1976; Margalef, 1974). Esta franja de montañas marca la confluencia de dos grandes regiones biogeográficas, la Neártica y la Neotropical. Para muchas especies de aves de ambas regiones el Eje Neovolcánico representa el límite de sus áreas de distribución. En esta zona de confluencia se dan particularidades faunísticas tan especiales que incluso se ha llegado a considerar como otra región biogeográfica, denominada Sonorana, por su fauna de transición tan singular (Margalef, 1974). Tales zonas de sutura

o "zonas de borde" (Mayr, 1963) presentan con frecuencia un número relativamente alto de endemismos. Allí puede darse el fenómeno de "introgresión del ambiente" (Stebbins, 1978), que consiste en que al ponerse en contacto poblaciones de especies diferentes que no habían aún desarrollado mecanismos de aislamiento reproductor, se intercrucian y forman híbridos que en los nuevos ambientes pueden encontrar condiciones apropiadas para perpetuarse, como es el caso de la especie endémica *Pipilo erythrophthalmus*, que se hibridiza con *P. ocai* en la porción central del Eje Neovolcánico (Stebbins, 1978).

El alto número de endemismos que se presentan en las tierras montañosas del centro de México podría explicarse por la presencia de barreras climáticas y topográficas, así como por el origen relativamente reciente de las formas endémicas, factores que no han permitido una amplia dispersión de las poblaciones a partir de su centro de origen.

Lo anterior se ve circunstancialmente apoyado por la manifiesta politipia que presentan algunas de las especies endémicas del centro de México. Por ejemplo, *Centurus hypopolius* y *Pipilo erythrophthalmus* presentan 8 y 14 subespecies respectivamente (Blake, 1953).

La diferenciación de una especie en subespecies puede interpretarse como un mecanismo mediante el cual la especie se adapta a las diferentes condiciones ambientales que se presentan en su área de distribución ampliando así su nicho (Dobzhansky, 1975; Dobzhansky et al., 1980). El hecho de que se presente politipia en estas y otras especies endémicas permite inferir su poca movilidad así como su relativo grado de aislamiento, condiciones que estarían obaculizando el intercambio genético entre las subespecies. De no cumplirse tales condiciones, se esperaría que la especie no se hubiera diferenciado en razas y sería mas bien una especie monolípica,

con intercambio genético irrestricto entre sus poblaciones. Tan sólo en el sitio B, de las 172 especies que presenta, 29 de ellas son endémicas de México y Centroamérica, 18 se restringen a la República Mexicana y 7 son exclusivas del centro de México, según las áreas de distribución reportadas por Feteron y Chalif (1973) para las aves de México (ver apéndice I y Cuadro 2). Hay que destacar que precisamente el sitio B junto con el A, caen dentro de una insula climática de tipo C(E)(m)(w), que corresponde al más húmedo de los climas semifríos del NW del Estado de Morelos, con precipitaciones anuales que superan los 1500 mm (SPP, 1981), lo cual probablemente sea un factor que esté influyendo directa o indirectamente con el alto número de endemismos allí presentes.

En el cuadro 7 resaltan los sitios B, D y A, que coincidieron en tener valores altos de conservación al ser evaluados por cada uno de los tres criterios. Resulta plausible explicar tal coincidencia si se considera que al tener un sitio una alta riqueza de especies, tendrá a su vez un alto número de endemismos y de especies raras por la sencilla razón de que estos elementos no son sino subconjuntos del número total de especies. Ciertamente la matriz del cuadro 3 muestra valores de correlación mayores de 0.95 entre riqueza, endemidad y rareza.

Posiblemente los sitios B, D y A representen las áreas boscosas mejor conservadas dentro de las 10 localidades evaluadas. En los tres se presentan pinares y encinares y ha sido ampliamente reconocido que entre los diferentes tipos de vegetación, los bosques contienen la mayor diversidad avifaunística (Willson, 1974; Kitchener et al., 1982). La presencia de árboles incrementa marcadamente el número de especies de aves en comparación con otras situaciones estructuralmente menos complejas. La estructura tridimensional de un bosque maduro brinda una variada y amplia gama de

hábitats menores a distintas especies de aves, lo que no ocurre en comunidades donde los árboles son escasos o están ausentes.

Nuestros resultados son congruentes con lo anterior. El sitio B, que tuvo la mayor riqueza de ornitoespecies, presenta manchones de Bosque Mesófilo de Montaña (SPP, 1981), o según Rzedowsky (1981), un Bosque de Neblina, en el que se mezclan elementos de *Clethra mexicana*, *Quercus laurina*, *Q. rugosa*, *Tenstroemia pringley*, *Abies guatemalensis*, *Cleyera integrifolia* y *Stirax ramirezii*, entre otros. Este tipo de bosque, presente en altitudes que van de los 2000 a los 2700 msnm, se encuentra típicamente sobre cañadas en donde la acumulación de neblina permite que se mantenga una alta humedad relativa. La mayor diversidad del bosque mesófilo de montaña lo hace más complejo estructuralmente que los bosques de pino-encino. Como ya se ha mencionado, el estudio de la diversidad biológica ha revelado que en comunidades maduras se presentan unas cuantas especies con amplia distribución y muchos individuos y muchas especies más localizadas con pocos individuos (Preston, 1962), que requieren de condiciones de vida más particulares. Es decir, en una comunidad madura la mayoría de las especies son raras y especializadas (Fianka, 1982).

Surgiría de inmediato la pregunta de porqué la evolución no ha conducido a que los organismos generalizados, que tienen la capacidad de soportar una mayor fluctuación en las condiciones ambientales, desplacen a los especializados. Una respuesta razonable a esta aparente paradoja sería que, como las condiciones ambientales son grandemente variables en el espacio y en el tiempo, algunos genotipos especializados y raros serían más eficientes para explotar situaciones particulares del entorno. Ante la multiplicidad de ambientes, la selección natural favorecería la diversificación genética de las poblaciones (Dobzhansky et. al, 1980).

Las especies cuyas poblaciones están constituidas por un número reducido de individuos, tienen mayor oportunidad de aislarse, y por las razones ya discutidas en párrafos anteriores, el aislamiento favorece la especiación. De ahí que cuando las poblaciones se encauzan en el camino de la especialización, el número de especies puede crecer en razón geométrica (Margalef, 1974). Además, dado que la abundancia de una especie en su área de distribución seguiría una curva normal, como lo muestra la figura 13, con una zona de intolerancia, una zona de "stress" fisiológico y una zona de óptima abundancia (Andrewartha, 1973; Cox et al., 1976), el número relativamente alto de especies raras en los sitios boscosos del Eje Neovolcánico podría explicarse por ser esta franja montañosa la zona limítrofe del área de distribución de muchas ornitoespecies.

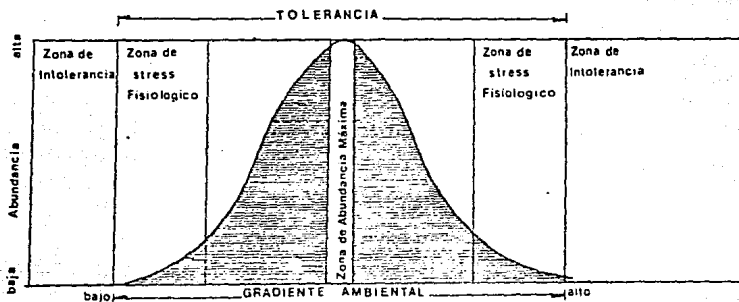


FIGURA 13. Modelo de la variación de la abundancia de la población a lo largo de su área de distribución (Según Kendeigh, 1965, fide Cox, et al., 1976)

De lo anterior se entiende que en las comunidades relativamente maduras de los sitios montañosos, la alta riqueza avifaunística esté asociada a un número también alto de especies localmente raras, y que a su vez muchas de estas especies raras sean simultáneamente endémicas, pues es frecuente que estas últimas presenten especialización, y más en las condiciones particulares de una zona de borde.

Especialización vs. Generalización

Otra consideración al respecto es la afirmación de que las comunidades más productivas pueden utilizarse más especializadamente que las poco productivas (Pianka, 1982). Los bosques menos alterados de los sitios montañosos son presumiblemente más productivos que las comunidades vegetales de los otros sitios evaluados. En aquellos ecosistemas de menor productividad, la selectividad por el alimento resulta un lujo incosteable. En cambio, cuando el alimento abunda puede darse la especialización trófica. Por ejemplo, en comunidades como las selvas altas tropicales, que son el paradigma de ecosistemas maduros, productivos y complejos, son frecuentes los casos de alta especialización: psitácidos de dieta exclusivamente frugívora o formicáridos cuyo régimen insectívoro depende del avance de columnas de hormigas que auyentan a la entomofauna, entre otros casos.

Dado que las especies raras frecuentemente tienen requerimientos específicos de hábitat (Kitchener et al., 1982; Thomas y Mallorie, 1985), pueden ser las más afectadas cuando se reduce el tamaño de las áreas protegidas. Así, en un estudio realizado sobre la avifauna de 22 reservas del SW de Australia, Kitchener et al. (1982) reportaron que entre menor era el tamaño de la reserva, había una mayor proporción de

paseriformes.

De manera general se puede considerar a las paseriformes como "generalistas" y a las no paseriformes como "especialistas", por lo tanto, entre más pequeñas eran las reservas, había un menor número de no paseriformes, posiblemente como una consecuencia de que al disminuir las dimensiones del área, se reducía también la diversidad de hábitats. Ello afectaba directamente a las especies con mayor especificidad de hábitat.

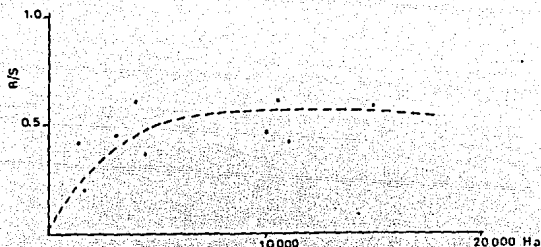


FIGURA 14. Relación entre Tamaño del Área de cada sitio y la razón Paseriformes/Riqueza.

En nuestros resultados no se cumple la relación de que a menor área, mayor sea la proporción de paseriformes con respecto a las no - paseriformes, según se aprecia en la figura

14. Solo en el sitio I, la proporción de paseriformes es alta. Posiblemente tal relación no se cumpla debido a que muchas de las especies paseriformes no sean en realidad tan "generalistas" como parecería en primera instancia. De hecho, como puede verse en el cuadro general de especies (Apendice I), una alta proporción de paseriformes son especies endémicas y en general los organismos endémicos suelen ser especializados, lo que no es de extrañar si se considera que la endemidad no es sino un caso particular de la rareza.

Residentes vs. Migratorias

En los sitios que tuvieron los Valores Compuestos de Conservación más altos (A, B, D, E, H, I) se observó que a medida que aumentaba el VC, se incrementaba el valor numérico de la razón *Especies Migratorias / Especies Residentes* (ver figura 15).

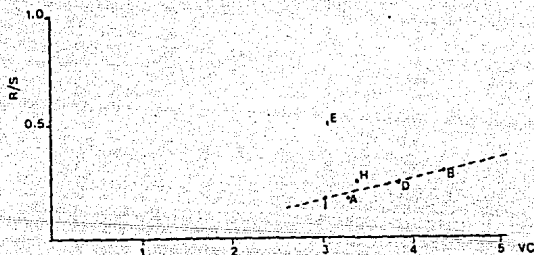


FIGURA 15. Relación entre valores de conservación mayores de 3.0 y la razón especies migratorias / especies residentes.

Parece ser que entre mejor conservado esté un sitio, mayor es la cantidad de especies migratorias que puede

albergar. Ya anteriormente se ha señalado que las aves de bosque que migran grandes distancias se ven más afectadas que las residentes y las migratorias de cortas distancias por alteraciones tales como la reducción del área, la disminución de la riqueza florística, el mayor grado de aislamiento y la simplificación de la fisonomía del bosque (Lynch y Whitcomb, 1978, en Lynch y Whingham, 1984).

En otros estudios en los que se empleó el análisis multivariado para esclarecer cómo afectan los distintos componentes del hábitat a la diversidad y abundancia de las aves de bosque (Robbins, 1980, en Lynch y Whingham, 1984), se encontró que las especies migratorias en particular eran más abundantes en los bosques maduros, de mayor diversidad florística y complejidad estructural. El aislamiento provocado por la fragmentación y reducción de áreas arboladas, así como la simplificación de la diversidad estructural y florística de los bosques afectaron principalmente a las especies migratorias, mientras que las especies residentes mostraron una mayor tolerancia a estas alteraciones. Es decir, que en los bosques con mayor extensión de área se esperaría una mayor diversidad de especies migratorias que en los bosques pequeños. En el caso del sitio R, que ocupa la mayor superficie, efectivamente se presenta el mayor número de especies migratorias (figura 16).

Lo anterior es un factor más que contribuye a explicar el alto valor de conservación del sitio R. De las 40 especies migratorias que presenta, 38 fueron raras localmente (ver Apéndice I). Sólo *Guiraca caerulea* y *Melospiza lincolni* se registraron en más de tres sitios. No es clara la razón por la que las especies migratorias sean las más afectadas al perturbarse las áreas boscosas. Posiblemente se relacione con factores tales como una mayor especificidad en cuanto a requerimientos de nicho o a una intensificación de la

competencia con especies vicarias residentes (Lynch y Whigham, 1984).

CRITERIOS BIOLÓGICOS - METODOS PARA EVALUAR LA APTITUD DE CONSERVACION DE LAS TIERRAS

La conservación efectiva de las comunidades naturales requiere de métodos estandarizados que permitan la identificación de aquellos sitios que por sus atributos biológicos sean los más apropiados para protegerse y preservarse. Esta necesidad se ha venido sintiendo con intensidad creciente. Ya en la convención de Ramsar (McNelly y Miller, 1984), se señaló la importancia de manejar criterios objetivos y uniformizar métodos en la elección de áreas prioritarias para la conservación. En este sentido, la objetividad de los criterios debe entenderse simplemente como la factibilidad de que puedan cuantificarse. Sin embargo, cabe señalar que el empleo de criterios cuantificables no garantiza la objetividad del método en sí, ya que la elección misma de los criterios es siempre arbitraria.

Las dificultades para interpretar los valores de conservación serían insalvables si en esta primera etapa se consideraran criterios subjetivos; de ahí la importancia de elegir criterios biológicos como la diversidad, la rareza y la endemidad en la fase inicial de una evaluación (Margules y Usher, 1981; Usher, 1986). Sobre esta base podría proceder la incorporación posterior de otros criterios, que aunque para ciertos fines específicos pueden ser importantes, presentan dificultades para estandarizarse.

Se han realizado trabajos que estiman el potencial de conservación de distintos sitios mediante índices o valores de

conservación (VC). Sin embargo, aunque desde hace unas dos décadas se ha buscado la estandarización de los VC, no se dispone hasta ahora de un procedimiento de uso amplio y generalizado que permita comparar el potencial de conservación de diferentes sitios. Algunos índices dan mayor peso a la diversidad (Nilsson y Nilsson, 1976, en Usher, 1985); otros a la rareza (Järvinen y Väisänen, 1978, en Usher, 1986).

El haber empleado en este trabajo un criterio de cantidad (riqueza de especies) conjuntamente con dos criterios de calidad (rareza y endemidad) permite equilibrar la evaluación de forma tal que se evita el riesgo de sobrevaloración que existe al emplear un sólo criterio. Así, puede darse el caso de que concediéndole un peso excesivo a la riqueza, se ignoren especies valiosas para la conservación. Väisänen y Järvinen (1977) demostraron que en algunos hábitats, la diversidad podía disminuir mientras que el interés de conservación aumentaba.

Por el contrario, como ya se señaló, el dar un peso excesivo a la rareza podría conducir a subvalorar comunidades altamente representativas (Margules y Usher, 1981; Usher, 1986). El caso es que entre más elementos de juicio se consideren, se minimizará el riesgo de pasar por alto componentes valiosos para la conservación que pudieran quedar excluidos en evaluaciones monofactoriales.

PROPUESTA DE UN PROCEDIMIENTO A SEGUIR EN LA ELABORACION DE UN SISTEMA PARA LA CONSERVACION DE AREAS PROTEGIDAS.

La identificación de localidades con alto potencial de conservación debería ser un paso previo al diseño y manejo de áreas protegidas. La relación *especies-área*, cuyo uso y abuso

fue tan frecuente en los últimos años para el diseño de reservas, podría en todo caso servir como herramienta auxiliar en la evaluación de la aptitud de conservación de una serie de localidades y no para hacer predicciones apriorísticas que en muchas ocasiones no han tenido confirmación en los hechos.

Si bien una conclusión de los primeros trabajos sobre diseño de reservas era que el tamaño de los manchones boscosos ejercía una gran influencia sobre la diversidad de las aves residentes (Moore y Hooper, 1975; Forman et al., 1976; Galli et al., 1976), en estudios más recientes que consideran además del tamaño del área otros factores de hábitat, el área muestra una alta correlación parcial sólo con ciertas especies de aves, mientras que otras se ven influenciadas principalmente por aspectos tales como el grado de aislamiento de los manchones boscosos, la estratificación y la densidad de los árboles (Lynch y Whigham, 1984; Whitcomb et al., 1981).

Lo anterior implica que no sólo el tamaño del área sino la calidad del hábitat determinan la diversidad avifaunística. Así, el estimar criterios de la calidad de las especies, como la rareza y endemidad, permitiría inferir de manera indirecta la calidad del hábitat. Sin embargo, las diferentes características del hábitat no influyen indiscriminadamente sobre cualquier especie de ave. Por ello, y dado que cada especie tiene sus propios requerimientos ecológicos, es muy probable que cualquiera que sea la estrategia de manejo que se adopte, algunas especies se verán afectadas negativamente (Lynch y Whigham, 1984).

De lo anterior se desprende que una valoración de los sitios de acuerdo a la calidad de sus especies, así como un mejor conocimiento de sus nichos, brindarían valiosos elementos de juicio a aquellos organismos públicos y privados encargados de adquirir tierras con el fin de conservarlas.

La elaboración de un sistema de áreas protegidas requiere de la definición de criterios y del desarrollo de métodos y procedimientos específicos. Dentro de este contexto, el presente trabajo propone un método que permite hacer operativa la evaluación de la aptitud de conservación de las tierras. Si bien con frecuencia se ha caído en un error de procedimiento, consistente en anteponer consideraciones de manejo a los atributos biológicos, creemos que desde una perspectiva global, la evaluación de la aptitud de conservación viene a ser un paso intermedio en un sistema cuyo fin sea la protección y preservación de áreas naturales. En tal sistema podemos reconocer tres etapas básicas:

- a) Definición de entidades biogeográficas.
- b) Evaluación de la aptitud de conservación de áreas naturales.
- c) Diseño de reservas.

En primer término, la definición de entidades biogeográficas parte de considerar a las reservas naturales como islas virtuales. En este trabajo se ha hecho la crítica de la aplicabilidad de la teoría del equilibrio insular como herramienta analítica que sirva para diseñar reservas naturales. No obstante, una aportación importante de la polémica suscitada por este planteamiento ha sido que los mejores modelos *especies-área* se obtienen cuando se comparan localidades semejantes en cuanto a estructura del hábitat (ecológicamente similares), origen de flora y fauna (biogeográficamente similares) y tipo de paisaje (fisiográficamente similares).

Lo anterior implica que en las islas reales solo pueden compararse islas pertenecientes a un mismo archipiélago. De

aquí que el análisis de la relación *especies-área* supone la previa agrupación de islas en archipiélagos. De igual forma, la formulación de modelos *especies-área* como herramienta de evaluación de la aptitud de "conservación de áreas naturales, requiere la previa agrupación de éstas en archipiélagos virtuales. En este sentido los equivalentes más obvios de los archipiélagos virtuales serían las provincias bióticas.

Así, la delimitación de provincias bióticas debería basarse en tres criterios fundamentales: fisiografía, biogeografía y ecología. Los tres presentan naturalmente cierta coincidencia en sus patrones de distribución (Stuart, 1964, en Alvarez y Lachica, 1976; Smith, 1941; Goldman y Moore, 1946; Rzedowski, 1981;). Si se superponen mapas de fisiografía, tipos de vegetación y provincias bióticas, se observará una notable coincidencia en los límites de las entidades definidas por cada criterio. Udvardy (1984, en McNelly y Miller, 1984) propone una delimitación mundial de provincias bióticas. Sin embargo, dada la escala que usa, pierde precisión y operatividad a escala regional.

Una segunda etapa sería el desarrollo de métodos cuantitativos de evaluación. Sobre todo cuando se trata de establecer un sistema de reservas, el objetivo central es elegir áreas naturales típicas y representativas de una determinada región natural (provincia biótica), es decir, áreas que contengan un alto número de especies típicas de la región (especies exclusivas o especies características). Lo anterior implica que la evaluación de la aptitud de conservación de las tierras debe incluir la cantidad de las especies (riqueza de especies) así como su calidad (rareza, endemidad).

Dentro de este contexto nuestra propuesta está dirigida hacia la resolución del problema que representa la evaluación objetiva de tierras. No obstante, una limitante del método

propuesto es que su validez está en función de que se comparen áreas que se hayan estudiado con el mismo método y con la misma intensidad de muestreo.

La evaluación del potencial de conservación del Parque Nacional El Tepozteco se hizo comparando los registros ornitológicos de una serie de localidades distribuidas por prácticamente todo el Estado de Morelos. Es claro que la evaluación hubiera sido más precisa de haberse comparado exclusivamente localidades ecológicamente similares, independientemente de su ubicación política. En todo caso y de acuerdo a las etapas a seguir ya señaladas, lo adecuado sería que, previamente establecida una zonificación por unidades naturales (v. gr. Ackerson y Fish, 1980), se consideraran todas las localidades potencialmente conservables de cada unidad para hacer evaluaciones, en vez de tomar como criterio de agrupación la delimitación política. Una vez identificadas las localidades más valiosas, cabría tomar en cuenta aspectos más específicos al implementar planes de manejo, tales como los requerimientos de hábitat particulares de las distintas poblaciones (MacArthur y Wilson, 1967; Stocker et al., 1977), sus áreas mínimas (Moore y Hooper, 1975) y su grado de perturbación (Pickett y Thompson, 1978), así como el tamaño de las poblaciones (Haila y Järvinen, 1981, en Boocklen y Gotelli, 1984).

La intensa presión que ejerce la población humana sobre los hábitats naturales hace surgir la necesidad de llevar a cabo prospecciones continuas que permitan un conocimiento actualizado del estatus avifaunístico de diferentes provincias bióticas. Un programa de registros ornitológicos que considere aspectos básicos tales como el tamaño del área, tipo de hábitat, número de especies, abundancia de las poblaciones y estatus de residencia, permitiría, por un lado detectar los sitios de mayor valor ornitológico, así como el monitoreo de los cambios que ocurran en las poblaciones aviares.

Algunas especies pueden sufrir cambios poblacionales importantes en periodos cortos de tiempo. Por ejemplo, mientras que Davis y Russell (1953) citan a *Colaptes cafer* como "residente común de tierras altas", y a otro carpintero, *Melanerpes formicivorus* no lo encontraron siquiera (sólo mencionan que otros autores consignaron su presencia en esas localidades), nuestros registros mostraron justamente lo contrario: en las localidades del declivel meridional de la Sierra de Chichinautzin, *M. formicivorus* resultó ser una especie abundante, mientras que *C. cafer* sólo se reporta una vez (ver Apéndice I). Quedaría por esclarecer mediante estudios de nicho, cuáles son los factores que están influyendo sobre cambios de este tipo.

De lo anterior se desprende que en la medida que se disponga de inventarios exhaustivos y actualizados de las poblaciones animales y vegetales que habitan localidades ecológicamente similares, se podrá hacer la evaluación de su aptitud de conservación de una manera mas precisa y confiable.

Para la definición de provincias bióticas o regiones naturales con fines de conservación, bastaría tan sólo con analizar registros de presencia-ausencia de especies. Es lógico que las áreas estudiadas con mayor intensidad presentarán una mayor riqueza de especies y consecuentemente un mayor número de especies raras y endémicas. Es por ello que, para procurar la estandarización de los registros, a la par del desarrollo de métodos objetivos de evaluación, es necesario conformar un sistema de concentración, homogenización y difusión de la información acerca de los recursos florísticos y faunísticos del país. En la actualidad existe la estructura y la experiencia en organismos como el INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática) y la SEDUE (Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología), que podrían aglutinar los esfuerzos de institutos de investigación y de asociaciones

cíviles de botánicos, zoólogos y ecólogos.

En último término, una vez que se contesta a las instancias de decisión preguntas básicas como el dónde y el porqué establecer una reserva o alguna otra modalidad de área protegida (Parque Nacional, Santuario u otro), surge una nueva interrogante cuya respuesta requiere de una tercera etapa de trabajo, que implica el desarrollo de otro conjunto de métodos propios: el diseño de áreas protegidas. Esta fase involucra la toma de decisiones sobre el tamaño, forma y disposición adecuados de las diferentes zonas de manejo de una reserva, parque o santuario. Comúnmente se habla de una zona núcleo, que es un área de restricción total; zonas de amortiguamiento (buffer), que son de acceso restringido para investigaciones sobre conservación, restauración y sucesión de los hábitats reservados; y zonas de uso intensivo, para fines educativos, recreativos y de difusión.

CONCLUSION

Se resumen a continuación las particularidades que hacen del Parque Nacional *El Tepozteco* (PNT) una localidad con alto potencial de conservación.

-Cubre sobradamente la extensión de área que recomienda la literatura para conservar la avifauna local.

-Contiene aproximadamente el 17 % de la avifauna mexicana y el 70 % a nivel estatal. Fue la localidad con el mayor número de especies, tanto entre las de bosque templado como entre todas las evaluadas. Por lo tanto resultó ser el sitio más representativo del acervo de especies aviáres de bosque del Estado de Morelos. La protección del PNT cumpliría una de las principales ambiciones conservacionistas: preservar la mayor variedad de especies.

-Contiene el número absoluto más alto de especies endémicas (54) entre las diez localidades evaluadas, lo que le confiere un alto valor por su singularidad.

-Resultó ser la localidad que contuvo el mayor número de especies aviáres potencialmente vulnerables (139 especies de distribución restringida, a nivel estatal).

-Por su elevado número de endemismos y de especies raras, posee un alto valor científico, que ofrece la oportunidad para realizar estudios biogeográficos y evolutivos.

-Posee un alto valor educativo. Difícilmente podrían encontrarse en la actualidad sitios cercanos a la Ciudad de México con una riqueza avifaunística tan notable.

-Además de sus valiosos atributos biológicos, el PNT posee también un alto valor cultural. Desde tiempos prehispánicos, el Cerro del Tepozteco era un importante centro ceremonial. Según antiguas tradiciones, moraba allí el semidios epónimo Tepoztécatl, concebido virginalmente por una vestal preñada por el soplo de Ehecatl. El culto a Tepoztécatl estaba tan difundido que numerosos peregrinos llegaban incluso desde Centroamérica a venerarlo (Tibón, 1983).

La interpretación de valores de conservación (VC) basados en criterios subjetivos presentaría dificultades probablemente insalvables; de ahí que el método empleado en esta evaluación considere exclusivamente criterios susceptibles de cuantificarse. Ello posibilita la estandarización de los VC y hace más operativo el procedimiento de evaluación.

Otras ventajas del método son que:

-Utiliza no sólo uno, sino tres criterios; uno de cantidad y dos de calidad de las especies, e implícitamente considera un cuarto criterio, el área. Es claro que entre mayor sea el número de elementos de juicio que se manejen, la evaluación de la aptitud de conservación de las tierras ganará en precisión.

-Por su operatividad y sencillez: el método de evaluación empleado en este estudio merecería probarse con otros taxa o con grupos de sitios ecológicamente diferentes a los aquí analizados.

En la mayor parte del mundo las reservas-isla constituyen la base fundamental de la conservación. Tanta es su importancia, que sin ellas prácticamente no habría conservación. Los bosques templados del Eje Neovolcánico que aún poseen, constituyen islas virtuales de cuya

conservación dependerá la permanencia a largo plazo de la rica avifauna de transición, única en su tipo, que se presenta entre las regiones Neártica y Neotropical.

En general los espacios boscosos han sufrido intensamente el impacto de las actividades humanas (Dupont, 1979). El enorme crecimiento de la Ciudad de México ha provocado la disminución cuantitativa y cualitativa del espacio natural, es decir, ha causado un deterioro en lo que se ha dado en llamar la "calidad de vida". Los escasos reductos de bosque que aún persisten en la vecindad del inmenso centro conurbado asentado sobre la Cuenca de México, representan medios de un gran interés social, científico, cultural y recreativo.

En particular, el Parque Nacional "El Tepozteco", a pesar de su cercanía con los centros urbanos de la Cuenca de México y del Valle de Cuernavaca, posee aún una serie de atributos biológicos que lo hacen destacar como una localidad altamente valiosa que amerita ser eficazmente conservada.

L I T E R A T U R A C I T A D A

- Abbott, I. 1970. Factors determining the number of land bird species on islands around south-western Australian. *Oecologia*, 33, 221-233.
- Abbott, I. 1983. The meaning of z in species-area regressions and the study of species turnover in island biogeography. *Oikos*, 41, 385-390.
- Ackerson, V. B. & Fish, E. B. 1980. An evaluation of landscape units. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 46, 347-358.
- Anderson-Bell 1986. ANDERSON-BELL STATISTICAL PACKAGE ABSTAT REL. 4.12. Anderson-Bell Corp., Colorado, (Manual de 135 p.).
- Andrewartha, H. G. 1973. INTRODUCCION AL ESTUDIO DE LAS POBLACIONES ANIMALES. Alhambra. Madrid. 292 p.
- Arrhenius, O. 1921. Species and area. *Journal of Ecology*, 9, 95-99.
- Alvarez, T. & de Lachica, F. 1974. Zoogeografía de los Vertebrados de México. In: Bernal, I. & Lorenzo, J. (Eds.) EL ESCENARIO GEOGRAFICO. Recursos Naturales. Sria. de Educacion Pub., INAH. Mexico, 221-302.
- Beek, J. J. & Bennema, J. 1972. Land evaluation for agricultural land use planning and ecological methodology. *Dept. Soil Sci. and Geol., Agric. University Wageningen*. 70 p.
- Blake, P. R. 1953. BIRDS OF MEXICO. A guide for field identification. 7th. imp. The University of Chicago Press LTD. 644 p.
- Boecklen, W. J. & Gotelli, N. J. 1984. Island biogeographic theory and conservation practice: species-area or species-area relationships? *Biological Conservation*, 29, 63-80.
- Chatterjee, S. & Price, B. 1977. REGRESSION ANALYSIS BY EXAMPLE. John Wiley and Sons, New York. 228 p.
- Connor, E. F. & McCoy, E. D. 1979. The statistics and biology of species-area relationship. *American Naturalist*, 113, 791-833.
- Connell, J. H. & Orias, E. 1964. The ecological regulation of species diversity. *American Naturalist*, 98, 399-414.

Cox, C., Healey, I. N. & Moore, P. D. 1976. BIOGEOGRAPHY: An Ecological and Evolutionary Approach. Halsted Press, a Division of J. Wiley & Sons, New York. 144 p.

Curts, J. B. 1986. El diagrama de tallo y hoja. *Biología*, 15(1-4), 7-12.

Darlington, P. J. 1953. ZOOGEOGRAPHY: THE GEOGRAPHICAL DISTRIBUTION OF ANIMALS. John Wiley and Sons, New York, 675 p.

Davis, W. B. & Russell, R. J. 1953. Aves y mamíferos del Estado de Morelos. *Rev. Soc. Mex. de Historia Natural*, Tomo XIV, 1-4, 77-147.

Diamond, J. 1975. The island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for the design of nature reserves. *Biological Conservation*, 7, 129-146.

Diamond, J. 1976. Island biogeography and conservation: strategy and limitations. *Science*, 193, 1027-1029.

Diamond, J. M. & May, R. M. 1976. Island biogeography and the design of natural reserves. In: May, R. M. (ED) THEORETICAL ECOLOGY, Saunders, Philadelphia, 163-186.

Dobzhansky, T. 1950. Evolution in the tropics. *American Science* 38, 209-221.

Dobzhansky, T. 1975. GENÉTICA DEL PROCESO EVOLUTIVO. Extemporaneos, S. A., Mexico, 463 p.

Dobzhansky, T., Ayala, F. J., Stebbins, G. L. & Valentine, J. W. 1980. EVOLUCION. Omega. Barcelona, 550 p.

Dony, J. G. & Denholm, I. 1985. Some quantitative methods of assessing the conservation value of ecologically similar sites. *Journal of Applied Ecology*, 22, 229-238.

Dupont, P. 1979. PARQUES NACIONALES Y RESERVAS DE ESPAÑA Y EUROPA. Blume Ed., Barcelona, 339 p.

Elton, C. S. 1958. THE ECOLOGY OF INVASIONS BY ANIMALS AND PLANTS. Methuen, London.

Enertronics. 1983. EnerGraphics. Enertronics Research, Inc.

Erhenfeld, D. W. 1976. The conservation of non-resources. *American Scientist*, 64, 648-656.

Fisher, R. A., Corbet, A. S. & Williams, C. B. 1943. The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. *Journal of Animal Ecology*, 12, 42-58.

- Forman, R. T. , Galli, A. E. & Leck, C. F. 1976. Forest size and avian diversity in New Jersey wood lots with some land-use implications. *Oecologia*, 26, 1-8.
- Frankel, O. H. 1970. Genetic conservation of plants useful to man. *Biological Conservation*, 2, 162-169.
- Fuller, R.S. & Langslow, D.R. 1986. Ornithological evaluation for wildlife conservation. In: Usher, M.B. (Ed.) WILDLIFE CONSERVATION EVALUATION. Chapman and Hall, London, 247-269.
- Galli, A. E., Leck, C. F. & Forman, R. T. 1976. Avian distribution patterns within different sized forest islands. *Auk*, 93, 356-365.
- García, E. 1961. MODIFICACIONES AL SISTEMA DE CLASIFICACION CLIMATICA DE KOPPEN (PARA ADAPTARLO A LAS CONDICIONES DE LA REPUBLICA MEXICANA). 3a. ed., Instituto de Geografía (UNAM), Mexico, 252 pp.
- García-López, J. A. 1987. CONTRIBUCION AL ESTUDIO DE LA REPRODUCCION DE ALGUNAS AVES DEL NOROESTE DEL ESTADO DE MORELOS. Tesis Profesional, ENEP ZARAGOZA, UNAM, Mexico, 99 p.
- Gavino, G. & Cruz, F. 1984. Epocas de reproducción de algunas aves en el Estado de Morelos, México. *Anales del Instituto de Biología, UNAM*, 55, Ser. Zoología (1), 243-270.
- Gilbert, F. S. 1980. The equilibrium island biogeography: fact or fiction? *Journal of Biogeography*, 7, 209-235.
- Gilpin, M. E. & Diamond, J. M. 1980 Subdivision of nature reserves and the and the maintenance of species diversity. *Nature*, 285, 567-568.
- Goldman, E. A. & Moore, R. T. 1946. The biotic provinces of Mexico. *Journal of Mammalogy*, 26 (4), 349-360.
- Goodfellow, S. & Peterken, G. F. 1981. A method for survey and assessment of woodlands for nature conservation using maps and species list: the example of Norfolk woodlands. *Biol. Conservation*, 21, 177-196.
- Goodman, D. 1975. The theory of diversity-stability relationships in ecology. *Quarterly Review on Biology*, 50, 237-265.
- Helliwell, D. R. 1973. Priorities and values in nature conservation. *Journal of Environmental Management*, 1, 85-127.
- Higgs, A. J. 1981. Island biogeography theory and nature reserves design. *Journal of Biogeography*, 8, 117-124.

- Higgs, A. J. & Usher, M. B. 1980. Should nature reserves be large or small? *Nature*, 285, 568-569.
- Humphreys, W. F. & Kitchener, D. J. 1982. The effect of habitat utilization of species-area curves: implications for optimal reserve area. *Journal of Biogeography*, 9, 391-396.
- Hutchinson, G. E. 1959. Homage to Santa Rosalina or why are so many kinds of animals? *American Naturalist* 93, 145-159.
- Johnson, M. P., Mason, L. G. & Raven P. H. 1968. Ecological parameter and plant species diversity. *American Naturalist*, 102, 297-306.
- Kitchener, D. J., Dell, J., Muir, B. G. & Plamer, M. 1982. Birds in Western Australian Wheatbelt. *Biological Conservation*, 22, 127-163.
- Krebs, C. J. 1978. **ECOLOGY. THE EXPERIMENTAL ANALYSIS OF DISTRIBUTION AND ABUNDANCE.** 2nd. ed. Harper and Row, New York, 679 pp.
- Kricher, J. C. 1972. Bird species diversity: the effect of richness and equitability on the diversity index. *Ecology* 53(2), 278-282.
- Leith, B. 1986. **EL LEGADO DE DARWIN.** Salvat. Editores. S.A., Barcelona. 176 pp.
- Lopez-Ramos, E. 1981. **GEOLOGIA DE MEXICO.** Tomo III. 2a. ed. Tesis Rosendiz, S. A., Mexico, 22-42.
- Lynch, J. F. & Whigham, D. F. 1984. Effects of forest fragmentation on breeding bird communities in Maryland, USA. *Biological Conservation*, 28, 287-324.
- MacArthur, R. H. 1955. Fluctuations of animal populations and a measure of community stability. *Ecology* 36, 533-536.
- MacArthur, R. H. 1957. On the relative abundance of bird species. *Proc. Nat. Acad. Sci. U.S.*, 43, 293-295.
- MacArthur, R. H. 1965. Patterns of species diversity. *Biol. Rev.* 40, 510-533.
- MacArthur, R. H. & MacArthur, J.W. 1961. On birds species diversity. *Ecology*, 42, 594-598.
- MacArthur, R. H. & Wilson, E. D. 1967. **THE THEORY OF ISLAND BIOGEOGRAPHY.** Princeton University Press, Princeton, N. J.
- Margalef, R. 1974. **ECOLOGIA.** Omega, Barcelona, 251 p.

Margalef, R. 1980. Diversidad, estabilidad y madurez en los ecosistemas naturales. In: Van Dobben, W. H. & Lowe-McConnell, R. H. (Eds.) CONCEPTOS UNIFICADORES EN ECOLOGIA. Slueme, Barcelona, 190-202.

Margules, C & Usher, M. B. 1981. Criteria used in assesing wildlife conservation potential: a review. *Biological Conservation*, 21, 79-109.

Margules, C., Higgs, A. J. & Rafe, R. W. 1982. Modern biogeographic theory: are there any lessons for nature reserve design? *Biological Conservation*, 24, 115-128.

May, R. M. 1973. STABILITY AND COMPLEXITY IN MODEL ECOSYSTEMS. Princeton University Press, Princeton, N. J.

May, R. M. 1975. Island biogeography, and the design of wildlife preserves. *Nature*, 254, 177-178.

Mayr, E. 1963. ANIMAL SPECIES AND EVOLUTION. Harvard University Press, Cambridge.

McCoy, E. D. 1982. The application of island biogeography to forest tracts: problems in determination of turnover rates. *Biological Conservation*, 22, 217-227.

McCoy, E. D. 1983. The application of island biogeography theory to patches of habitat: how much land is enough? *Biological Conservation*, 25, 53-61.

McIntosh, R. P. 1967. The continuum concept of vegetation. *Bot. Rev.* 33, 130-187.

McNelly, J. A. & Miller K. R. 1984. NATIONAL PARKS, CONSERVATION AND DEVELOPMENT (THE ROLE OF PROTECTED AREAS IN SUSTAINING SOCIETY). UICN. Smithsonian Press, Washington, 825 pp.

Menge, B. A. & J. P. Sutherland. 1976. Species diversity gradients: synthesis of the roles of predation, competition, and temporal heterogeneity. *American Naturalist*, 110, 351-369.

Moore, N. W. & Hooper, M. D. 1975. On the number of bird species in British woods. *Biological Conservation*, 8, 239-250.

Ochoterena F., H. 1978. Origen y edad del Tepozteco. *Boletín del Instituto de Geografía (UNAH)*, 8, 41-54.

Odum, E. P. 1972. ECOLOGIA. 3a. ed., Nueva Editorial Interamericana, S. A. de C. V. Mexico, 639 pp.

Paine, R. T. 1966. Food web complexity and species diversity *American Naturalist*, 100, 65-75.

- Pest, R. K. 1974. The measurement of species diversity. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 5: 285-307.
- Peterken, G. F. 1974. The method for assessing woodland flora for conservation using indicator species. *Biological Conservation*, 6, 239-245.
- Peterson, R. T. & Chalif, E. L. 1973. A FIELD GUIDE TO MEXICAN BIRDS. Houghton Mifflin Co., Boston, 298 pp.
- Pianka, E. R. 1974. Niche relations of desert lizards. In: Cody, M. L. & Diamond, J. M. (eds) *ECOLOGY AND EVOLUTION OF COMMUNITIES*, Harvard University Press (Belknap Press), Cambridge, Mass., 292-314.
- Pianka, E. R. 1962. *ECOLOGIA EVOLUTIVA*. Ed. Omega, Barcelona.
- Pickett, S. T. & Thompson, J. N. 1978. Patch dynamics and the design of nature reserves. *Biological Conservation*, 13, 27-37.
- Pielou, E.C. 1979. *BIOGEOGRAPHY*. John Wiley and Sons., New York, 351 pp.
- Preston, F. W. 1948. The commonness and rarity of species. *Ecology*, 29, 254-283.
- Preston, F. W. 1962. The canonical distribution of commonness and rarity. *Ecology*, 43, 185-215 & 410-432.
- Rafe, R. W., Usher, M. B. & Jefferson, R. G. 1985. Bird on reserves: the influence of area and habitat on species richness. *Journal of Applied Ecology*, 22, 327-335.
- Rapoport, E. 1975. *AREOGRAFIA. ESTRATEGIAS GEOGRAFICAS DE LAS ESPECIES*. Fondo de Cultura Economica, Mexico.
- Ratcliffe, D. A. (Ed.) 1977. *A NATURE CONSERVATION REVIEW*. Cambridge Univ. Press. Cambridge.
- Ratcliffe, D. A. 1981. *THE PEREGRINE FALCON*. Poyser, Colton.
- Reed, T. M. 1983. The role of species-area relationships in reserve choice: a British example. *Biological Conservation*, 25, 263-271.
- Roth, R. R. 1976. Spatial heterogeneity and bird species diversity. *Ecology*, 57, 773-782.
- Rowley, J. S. 1962. Nesting of the Birds of Morelos, Mexico. *Condor*, 64, 253-272.
- Rzedowski, J. 1981. *LA VEGETACION DE MEXICO*. Limusa, S. A., Mexico.

- Sanders, H. L. 1968. Marine benthic diversity: a comparative study. *American Naturalist* 102, 243-282.
- Simberloff, D. S. & Abele, L. G. 1976. Island biogeographic theory and conservation, practice. *Science*, 191, 285-286.
- Simberloff, D. S. & Abele, L. G. 1982. Refuge design and island biogeographic theory: effects of fragmentation. *American Naturalist*, 120, 41-50.
- Simberloff, D. S. & Wilson, E. O. 1970. Experimental zoogeography of islands. A two-year record of colonization. *Ecology*, 51, 934-937.
- Simpson, E. H. 1949. Measurement of diversity. *Nature* 163: 688.
- Simpson, G. G. 1949. THE MEANING OF EVOLUTION. Yale University Press.
- Simpson, G. G. 1964. Species density of North American recent mammals. *Syst. Zool.* 13, 57-73.
- Smith, H. M. 1941. Las provincias bióticas de México, según la distribución geográfica de las lagartijas del género *Xeloporus*. *An. Esc. Nac. Cien. Biol.* 2, 103-110.
- SPP (Sria. de Prog. y Presup.) 1981. SINTESIS GEOGRAFICA DEL ESTADO DE MORELOS. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. México.
- Stebbins, G. L. 1978. PROCESOS DE LA EVOLUCION ORGANICA. Prentice Hall Int., Madrid, 109 pp.
- Stocker, M., Gilbert, F. F. & Smith, D. W. 1977. Vegetation and deer habitat relations in southern Ontario: Classification of habitat types. *Journal of Applied Ecology*, 14, 419-432.
- Svensson, S. 1977. Land use planning and bird census work with particular reference to the application of the point sampling method. *Polish Ecological Studies*, 3, 99-117.
- Terborgh, J. 1974. Preservation of natural diversity: the problem of extinction prone species. *Bioscience*, 24, 715-722.
- Terborgh, J. 1976. Island Biogeographic and conservation: strategy and limitations. *Science*, 193, 1029-1030.
- Terborgh, J. 1977. Bird species diversity on an Andean elevational gradient. *Ecology*, 58, 1007-1019.
- Thomas, C. D. & Mallorie, H. C. 1985. Rarity, species richness and conservation: Butterflies of the Atlas Mountains in Morocco. *Biological Conservation*, 33, 95-117.

Thomas, S. A. 1983. The ecology and conservation *Lysandra bellargus* (Lepidoptera: Lycaenidae) in Britain. *Journal of Applied Ecology*, 20, 59-83.

Tibon, G. 1983. AVENTURAS EN MEXICO. 1937-1983. Diana. Mexico. 410 p.

Tomoff, C. S. 1974. Avian species diversity in desert shrub. *Ecology*, 55, 396-403.

Usher, M. B. 1983. Species diversity: a comment on a paper by W. E. Yapp. *Field Studies*, 5: 825-832.

Usher, M. B. 1986. Wildlife conservation evaluation: attributes, criteria and values. In: Usher, M.B. (Ed.), WILDLIFE CONSERVATION EVALUATION. Chapman and Hall, London, 3-44.

Van der Ploeg, S. W. F. & Vlijm, L. 1978. Ecological evaluation, nature conservation and land use planning with particular reference to methods used in the Netherlands. *Biological Conservation*, 14, 197-221.

Vaisanen, R. A. & Jarvinen, O. 1977. Dynamics of protected bird communities in a Finnish archipelago. *Journal of Animal Ecology*, 46, 891-908.

Velleman, P. F. & Hoaglin, D. C. 1981. APPLICATIONS, BASICS, AND COMPUTING OF EXPLORATORY DATA ANALYSIS. Duxbury Press, Belmont, Ca., 1-39.

Vida, G. 1978. Genetic diversity and environmental future. *Environm. Conserv.* 5, 127-132.

Vidal, R. 1980. RELACIONES CLIMA-CULTIVOS EN EL ESTADO DE MORELOS. Instituto de Geografía, UNAM. Mexico.

Ward, S. D. & Evans, D. F. 1976. Conservation assesment of British limestones pavements based on floristic criteria. *Biological Conservation*, 9, 217-233.

Whitcomb, R., Lynch, J., Opler, P. & Robbins, C. 1976. Island biogeography and conservation: strategy and limitations. *Science*, 193, 1030-1032.

Whitcomb, R. F., Robbins, C. S., Lynch, J. F., Whitcomb, B. L., Klimkiewicz, M. K., & Bystrak, D. 1981. Effects of forest fragmentation of avifauna of the Eastern deciduous forest. In: Burgess, R. L. & Sharpe, D. M. (Eds.) FOREST ISLAND DYNAMICS IN MAN-DOMINATED LANDSCAPES. Springer-Verlag. New York, 125-205.

Wilcox, B. A. 1980. Insular ecology and conservation. In: Soule, M. E. & Wilcox, B. A. (Eds.). CONSERVATION BIOLOGY: An evolutionary-ecological perspective. Sinauer. Sunderland, Mass., 92-117.

Williamson, M. H. 1975. The design of wildlife reserves. *Nature*, 256, 519.

Wilson, M. F. 1974. Avian community organization and habitat structure. *Ecology*, 55, 1017-1029.

Wilson E. O. & Willis E. O. 1975. Applied biogeography. In: Cody, M.L. and Diamond, J.M. (Eds.), *ECOLOGY AND EVOLUTION OF COMMUNITIES*, Harvard University Press, Cambridge, 522-554.

Wright, S. 1932. The roles of mutation inbreeding, crossbreeding, and selection in evolution. *Proc. VI Int. Cong. Gen.*, I: 356-366.

Wynne-Edwards, V. C. 1964. El control de las poblaciones en los animales. In: Wilson, E.O. (Ed.) *ECOLOGIA, EVOLUCION Y BIOLOGIA DE POBLACIONES*. Omega, Barcelona: 124-130.

Yeaton, R. I. 1974. An ecological analysis of Chaparral and Pine forest bird communities on Santa Cruz island and mainland California. *Ecology*, 55, 959-973.

Young, A. 1975. Rural land evaluation. In: J. A. Dawson & J. C. Doornkamp, (eds) *EVALUATING THE HUMAN ENVIRONMENT*. Arnold, London: 5-33.

Zavala, J. A. 1987. La teoría de biogeografía de islas en el diseño de reservas naturales. *Ciencia y Desarrollo*, 74: 91-95.

Zimmerman, B. L. & Bierregaard, R. O. 1986. Relevance of the equilibrium theory of island biogeography and species-area relations to conservation with case from Amazonia. *Journal of Biogeography*, 13, 133-143.

APENDICE :
LISTA GENERAL DE ESPECIES DE AVES DEL EDO. DE MORELOS.

Apéndice I. Lista general de especies de la avifauna del estado de Morelos. Las fuentes son Davis y Russell (1957) más los registros que se presentan en este trabajo para el declive meridional de la Sierra de Chichinautzin (Sitio R).

I. Los nombres de las especies reportadas por Davis y Russell, han sido actualizados, cuando es el caso, de acuerdo a los reportados en Peterson y Chalif (1979) y Peterson (1980).

II. El Status de Residencia (SR) se representa por (r), residente y (m), migratoria.

III. Se consideran tres grados de endemicidad (E): (1), México y Centro América, (2), exclusivas de México y (3), exclusivas del Centro de México.

IV. Se presenta tres valores de rareza (R): (2), si se encuentra en un solo sitio, (1), si se encuentra en 2 o 3 sitios, y (0), si se encuentra en 4 sitios o más.

FAMILIA Especie	PONDERACIONES			SITIOS										
	SR	E	R	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	
PODICIPEDIDAE														
<i>Aechmophorus occidentalis</i>	m	0	2	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	
<i>Podilymbus podiceps</i>	m	0	2	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	
ARDEIDAE														
<i>Ardea herodias</i>	r	0	1	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+	
<i>Butorides virescens</i>	m	0	1	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	
<i>Florida caerulea</i>	m	0	2	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	
<i>Casmerodius albus</i>	m	0	2	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	
<i>Nyctanassa violacea</i>	m	0	2	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	
<i>Hydranassa tricolor</i>	r	0	2	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	
<i>Botaurus lentiginosus</i>	m	0	2	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	
ANATIDAE														
<i>Anas carolinensis</i>	m	0	2	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	
<i>Anas acuta</i>	m	0	2	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	
<i>Aythya valisineria</i>	m	0	2	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	
CATHARTIDAE														
<i>Cathartes aura</i>	r	0	0	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
<i>Coragyps atratus</i>	r	0	0	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
ACCIPITRIDAE														
<i>Circus cyaneus</i>	m	0	1	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+	
<i>Accipiter cooperii</i>	m	0	1	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	
<i>Leucopternis albicollis</i>	r	0	2	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	
<i>Buteogallus anthracinus</i>	r	0	1	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	
<i>Buteo magnirostris</i>	r	0	2	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	
<i>Buteo swainsoni</i>	m	0	2	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	
<i>Buteo albicaudatus</i>	r	0	0	+	-	-	-	-	+	+	+	-	-	
<i>Buteo jamaicensis</i>	r	0	1	+	+	-	-	-	+	-	-	-	-	
FALCONIDAE														
<i>Caracara cheriway</i>	r	0	1	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	
<i>Falco sparverius</i>	m	0	2	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	
<i>Falco columbarius</i>	m	0	2	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	

FAMILIA/Especie	S	R	E	R	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
CRACIDAE														
<i>Ortalis vetula</i>	r	1	2		-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
PHASIANIDAE														
<i>Dendroptix macroura</i>	r	2	1		+	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Colinus virginianus</i>	r	0	0		-	+	+	+	+	+	-	-	-	-
<i>Philortix fasciatus</i>	r	2	0		-	-	-	-	+	+	+	+	+	+
<i>Cyronyx montezumae</i>	r	0	2		+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
RALLIDAE														
<i>Fulica americana</i>	r	0	2		-	-	-	-	+	-	-	-	-	-
<i>Gallinula choliropus</i>	r	0	2		-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
<i>Porphyryla martinica</i>	r	0	2		-	-	+	-	-	-	-	-	-	-
CHARADRIIDAE														
<i>Charadrius vociferus</i>	r	0	1		-	-	-	-	-	-	+	-	+	+
SCOLOPACIDAE														
<i>Tringa solitaria</i>	m	0	2		-	-	-	-	+	-	-	-	-	-
<i>Actitis macularia</i>	m	0	2		-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
COLUMBIDAE														
<i>Columba fasciata</i>	r	0	2		+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Zenaida macroura</i>	r	0	2		-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Zenaida asiatica</i>	r	0	1		-	-	-	-	-	+	-	+	-	-
<i>Scardafella inca</i>	r	0	0		-	+	-	-	-	+	-	+	+	+
<i>Columbina passerina</i>	r	0	1		-	+	-	-	-	+	-	-	-	-
<i>Leptotila verreauxi</i>	r	0	0		-	+	-	-	-	+	+	+	+	+
CUCULIDAE														
<i>Coccyzus erythrophthalmus</i>	m	0	2		-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Piaya cayana</i>	r	0	0		-	+	-	+	-	+	+	+	+	+
<i>Crotophaga sulcirostris</i>	r	0	0		-	+	-	-	-	+	+	+	+	+
<i>Morococcyx erythropygus</i>	r	0	2		-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
<i>Geococcyx velox</i>	r	0	0		-	+	-	-	-	+	+	+	+	+
STRIIDAE														
<i>Subo virginianus</i>	r	0	1		+	+	-	-	-	-	-	-	-	+
<i>Glaucidium gnoma</i>	r	0	1		+	-	-	-	-	-	-	-	-	+
<i>Glaucidium brasilianum</i>	r	0	2		-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Aegolius acadicus</i>	r	0	2		+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CAPRIMULOIDAE														
<i>Chordeiles acutispennis</i>	r	0	1		-	+	-	-	-	-	+	+	-	-
<i>Caprimulgus salvini</i>	r	0	2		-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Caprimulgus ridgwayi</i>	r	0	1		-	+	-	-	-	-	+	+	-	-
APODIDAE														
<i>Streptoprocne semicollaris</i>	r	2	2		-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
<i>Cypseloides rutilus</i>	r	0	2		-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chaetura vauxi</i>	m	0	1		+	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Acronautus saxatilis</i>	m	0	1		-	+	-	-	-	-	-	-	-	+
TROCHILIDAE														
<i>Colibri thalassinus</i>	r	0	1		+	-	-	+	-	-	-	-	-	-
<i>Chlorostilbon canivetti</i>	r	1	1		-	+	-	-	-	-	+	-	-	-
<i>Cyananthus sordidus</i>	r	2	1		-	+	+	-	-	-	+	-	-	-
<i>Cyananthus latirostris</i>	r	0	1		-	+	-	-	-	-	+	-	-	-
<i>Myiocharis leukotis</i>	r	1	1		+	+	+	-	-	-	-	-	-	-
<i>Amazilia beryllina</i>	r	1	0		+	+	-	-	-	+	+	-	-	-

FAMILIA/Especie	SR	E	R	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
TROCHILIDAE (Cont.)													
<i>Anazilia rutila</i>	r	1	2	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Anazilia yucatanensis</i>	r	0	2	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Anazilia violiceps</i>	r	2	0	-	+	-	-	+	+	+	+	+	-
<i>Lampornis clemenciae</i>	r	2	1	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lampornis aesthystinus</i> (?)	?	?	?	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Eugenes fulgens</i>	r	0	1	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-
<i>Heliomaster constantii</i>	r	1	2	-	+	-	-	-	-	+	-	-	-
<i>Tilmatura dupontii</i>	r	1	2	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Calothorax lucifer</i>	r	0	1	-	+	-	-	-	+	+	-	-	-
<i>Archilocus colubris</i>	m	0	1	-	+	-	-	-	-	+	-	-	-
<i>Archilocus alexandri</i>	m	0	2	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
<i>Atthis heloisa</i>	r	2	1	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Selasphorus platycercus</i>	r	0	2	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Selasphorus rufus</i>	r	0	2	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
TROGONIDAE													
<i>Trogon mexicanus</i>	r	1	1	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-
ALCEDINIDAE													
<i>Megaceryle alcyon</i>	m	0	2	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-
<i>Chloroceryle amazona</i>	r	0	1	-	-	+	-	-	-	+	-	-	-
<i>Chloroceryle americana</i>	r	0	1	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+
HMOTIDAE													
<i>Eumotia superciliosa</i>	r	1	2	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Homotus mexicanus</i>	r	1	0	-	+	-	-	-	+	+	+	+	+
PICIDAE													
<i>Colaptes cafer</i> (?)	r	0	1	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-
<i>Helanerpes formicivorus</i>	r	0	1	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-
<i>Centurus chrysogenys</i>	r	2	1	-	-	-	-	+	+	+	+	-	-
<i>Centurus hypoleucus</i>	r	3	0	-	-	-	-	+	+	+	+	-	-
<i>Sphrapicus varius</i>	m	0	1	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Picoides villosus</i>	r	0	1	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Picoides scalaris</i>	r	0	1	-	+	-	-	-	+	+	-	-	-
<i>Picoides stricklandi</i>	r	3	1	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-
DENDROCOLAPTIDAE													
<i>Lepidocolaptes leucogaster</i>	r	2	1	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-
FORMICARIIDAE													
<i>Grallaria quatalensis</i>	r	0	1	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-
COTINGIDAE													
<i>Rhytipterna holerythra</i>	r	1	?	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Fachyrhamphus major</i>	r	1	?	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Platysaris aglaiae</i>	r	0	1	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
TYRANNIDAE													
<i>Sayornis nigricans</i>	r	0	1	-	+	-	-	-	-	+	+	+	+
<i>Sayornis saya</i>	r	0	2	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Phyrocephalus rubinus</i>	r	0	2	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Tyrannus vociferans</i>	m	0	1	-	+	-	-	-	+	+	-	-	-
<i>Tyrannus melancholicus</i>	r	0	0	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+
<i>Tyrannus crassirostris</i>	r	1	0	-	+	-	-	-	+	+	+	+	+
<i>Myiozetetes similis</i>	r	0	1	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+
<i>Pitangus sulphuratus</i>	r	0	1	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+

FAMILIA/Especie	S	R	E	R	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
TYRANNIDAE (CONT.)														
<i>Myiarchus cinerascens</i>	m	0	1		-	+	-	-	+	+	-	-	-	-
<i>Myiarchus nuttingi</i>	r	1	1		-	+	+	-	-	-	-	-	+	-
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	r	0	1		-	-	-	-	-	-	+	+	-	-
<i>Myiarchus tuberculifer</i>	r	0	1		+	+	-	-	-	-	+	-	-	-
<i>Contopus sordidulus</i>	r	0	2		-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Contopus pertinax</i>	r	0	0		+	+	+	-	+	-	-	-	-	-
<i>Hirrephanes phaeocercus</i>	r	0	0		+	+	+	-	-	-	-	-	-	-
<i>Empidonax virescens</i>	m	0	2		-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Empidonax traillii</i>	m	0	2		-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Empidonax albigularis</i>	r	1	2		+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Empidonax minimus</i>	m	0	1		-	+	-	-	+	-	-	-	-	-
<i>Empidonax oberholseri</i>	m	0	2		+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Empidonax wrightii</i>	m	0	1		-	+	+	-	-	+	-	-	-	-
<i>Empidonax affinis</i>	r	1	1		+	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Empidonax difficilis</i>	r	0	1		+	+	-	-	+	-	-	-	-	-
<i>Empidonax fulvifrons</i>	r	0	1		-	+	-	+	-	-	-	-	-	-
<i>Aechmophorus mexicanus</i>	r	3	2		-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Camptostoma imberbe</i>	r	0	1		-	+	-	-	-	-	-	-	+	-
ALAUDIDAE														
<i>Frenophila alpestris</i>	r	0	2		+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
HIRUNDINIDAE														
<i>Tachycineta thalassina</i>	r	0	1		-	+	-	+	-	-	-	-	-	-
<i>Stelgidopteryx ruficollis</i>	r	0	1		-	+	-	-	-	+	-	-	-	-
<i>Hirundo rustica</i>	m	0	2		-	-	-	-	-	-	+	-	-	-
<i>Fat.ochelidon pyrrhonota</i>	r	0	1		-	-	-	-	-	-	+	+	-	+
CORVIDAE														
<i>Corvus corax</i>	r	0	2		-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Calocitta formosa</i>	r	1	1		-	+	-	-	-	+	-	-	-	-
<i>Certhilophus sandlasi</i>	r	2	2		-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Aphelocoma ultramarina</i>	r	0	1		+	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Aphelocoma unicolor</i>	r	1	2		-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cyanocitta stelleri</i>	r	0	1		+	+	-	+	-	-	-	-	-	-
PARIDAE														
<i>Parus sclateri</i>	r	0	2		+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Parus wollweberi</i>	r	0	2		-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Psittiparus minimus</i>	r	0	2		+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
SITTIDAE														
<i>Sitta carolinensis</i>	r	0	2		+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sitta pygmaea</i>	r	0	2		+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CERTHIIDAE														
<i>Certhia familiaris</i>	r	0	2		+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TROGLODYTIDAE														
<i>Campylorhynchus megalopterus</i>	r	3	1		+	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Campylorhynchus gularis</i>	r	2	2		-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Campylorhynchus jocosus</i>	r	3	2		-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Thryothorus pleurostictus</i>	r	1	1		-	-	-	-	-	+	+	+	-	-
<i>Thryothorus felix</i>	r	2	1		-	-	-	-	-	-	-	-	+	+
<i>Thryothorus bewickii</i>	r	0	1		+	+	-	+	-	-	-	-	-	-

FAMILIA/Especie	SR	E	R	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
TROGLODYTIDAE (Cont.)													
<i>Troglodytes aedon</i>	m	0	1	-	+	-	-	-	+	+	-	-	-
<i>Salpinctes obsoletus</i>	r	0	2	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Catherpes mexicanus</i>	r	0	0	-	+	-	-	-	+	-	-	+	+
MIMIDAE													
<i>Toxostoma longirostre</i>	r	0	2	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Toxostoma ocellatum</i>	r	3	2	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Toxostoma curvirostre</i>	r	0	1	-	+	-	-	-	+	+	-	-	-
<i>Melanotis caerulescens</i>	r	2	1	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-
<i>Mimus polyglottos</i>	r	0	1	-	+	-	-	-	+	+	-	-	-
TURDIDAE													
<i>Turdus migratorius</i>	r	0	1	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Turdus rufo-palliatu</i>	r	2	1	-	-	-	-	-	+	+	-	+	-
<i>Turdus assimilis</i>	r	0	1	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Turdus grayi</i>	r	0	2	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Myadestes obscurus</i>	r	1	1	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Catharus guttatus</i>	m	0	1	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Catharus occidentalis</i>	r	2	1	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Catharus aurantiirostris</i>	r	0	1	+	+	-	-	-	+	+	-	-	-
<i>Sialia mexicana</i>	r	0	1	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-
SILVIIDAE													
<i>Polioptila caerulea</i>	r	0	1	-	+	-	-	-	+	-	-	-	-
<i>Regulus satrapa</i>	r	0	2	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Regulus calendula</i>	m	0	2	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
BOMBYCILLIDAE													
<i>Bombycilla cedrorum</i>	m	0	2	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
PTILODONATIDAE													
<i>Phainopepla nitens</i>	r	0	2	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ptilogenys cinereus</i>	r	1	1	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-
LANIIDAE													
<i>Lanius ludovicianus</i>	r	0	1	+	-	-	-	-	+	+	-	-	-
VIREOLANIIDAE													
<i>Vireolanius melitophrys</i>	r	1	1	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-
VIREONIDAE													
<i>Vireo huttoni</i>	r	0	1	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-
<i>Vireo hypochryseus</i>	r	2	1	-	+	-	-	-	+	+	-	-	-
<i>Vireo gilvus</i>	m	0	1	-	+	-	-	-	-	-	+	-	-
<i>Vireo solitarius</i>	m	0	1	-	-	+	-	-	+	+	-	+	-
COEREBIDAE													
<i>Diglossa baritula</i>	r	1	1	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-
PARULIDAE													
<i>Amniotilta varia</i>	m	0	2	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Vermivora celata</i>	m	0	1	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-
<i>Vermivora ruficapilla</i>	m	0	1	-	+	-	-	-	+	+	-	-	-
<i>Vermivora virginiae</i>	m	0	1	-	+	-	-	-	+	+	-	+	-
<i>Vermivora superciliosa</i>	r	1	2	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Peucedranus taeniatus</i>	r	0	2	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Dendroica petechia</i>	r	0	0	-	+	-	-	-	+	+	-	+	+
<i>Dendroica coronata</i>	m	0	1	+	+	-	-	-	+	+	-	-	-
<i>Dendroica nigrescens</i>	m	0	2	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-

FAMILIA/Especie	S	R	E	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
FARULIDAE (Cont.)													
<i>Dendroica virens</i>	m	0	2	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Dendroica occidentalis</i>	m	0	1	-	+	-	+	-	-	-	-	-	-
<i>Dendroica dominica</i>	m	0	2	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Dendroica graciae</i>	m	0	2	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Seiurus motacilla</i>	m	0	2	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
<i>Opornis tolmiei</i>	m	0	0	+	+	-	+	+	-	+	-	-	-
<i>Geothlypis poliocephala</i>	r	1	2	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-
<i>Icteria virens</i>	m	0	1	-	+	-	-	+	+	-	-	-	-
<i>Melospiza pusilla</i>	m	0	0	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cardellina rubrifrons</i>	r	0	2	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Setophaga ruticilla</i>	m	0	2	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-
<i>Myioborus picta</i>	r	0	2	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Myioborus miniatus</i>	r	0	1	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Euthlypis lachrimosa</i>	r	1	2	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ergaticus ruber</i>	r	2	1	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Basileuterus collicivorus</i>	r	0	2	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Basileuterus belli</i>	r	1	1	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Basileuterus rufifrons</i>	r	1	2	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
ICTERIDAE													
<i>Molothrus aeneus</i>	r	0	0	-	+	-	-	+	-	-	+	+	+
<i>Molothrus ater</i>	r	0	0	-	+	-	-	+	-	-	+	+	+
<i>Cassidix mexicanus</i>	r	0	1	-	-	+	-	+	+	-	-	-	-
<i>Icterus aberti</i> (?)	?	?	?	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Icterus spurius</i>	m	0	1	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-
<i>Icterus wagleri</i>	r	1	0	-	+	+	-	-	-	-	-	+	+
<i>Icterus parisorum</i>	m	0	1	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-
<i>Icterus graduacauda</i>	r	0	2	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Icterus galbula</i>	m	0	2	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Icterus solitarius</i>	r	1	0	-	+	-	-	+	+	-	+	-	-
<i>Agelaius phoeniceus</i>	r	0	1	-	-	-	-	+	+	-	+	-	-
<i>Sturnella magna</i>	r	0	1	+	-	-	-	+	+	-	-	-	-
THRAUPIDAE													
<i>Euphonia elegantissima</i>	r	1	0	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-
<i>Piranga rubra</i>	m	0	1	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Piranga flava</i>	r	0	1	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-
<i>Piranga ludoviciana</i>	m	0	2	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-
<i>Piranga bicinctata</i>	r	1	2	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Piranga erythrocephala</i>	r	2	2	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
FRINGILLIDAE													
<i>Cardinalis cardinalis</i>	r	0	2	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheucticus chrysopoepus</i>	r	0	2	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheucticus ludovicianus</i>	m	0	2	-	+	-	-	-	+	-	-	-	-
<i>Pheucticus melanocephalus</i>	r	0	0	+	-	+	-	-	+	-	-	-	-
<i>Guiraca caerulea</i>	m	0	0	+	+	-	+	-	-	-	-	+	+
<i>Passerina cyanea</i>	m	0	2	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
<i>Passerina versicolor</i>	r	0	0	-	+	-	-	-	+	-	-	-	-
<i>Passerina ciris</i>	m	0	1	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sporophila torqueola</i>	r	0	0	-	+	-	-	-	+	-	+	+	+
<i>Volantina jacarina</i>	r	0	1	-	+	-	-	-	+	-	+	+	-

FAMILIA/Especies	SR	F	R	A	B	C	D	F	G	H	J
FRINGILLIDAE (Cont.)											
<i>Sicalis luteola</i>	r	0	1	-	+	-	-	-	-	-	+
<i>Atlapetes pileatus</i>	r	2	1	+	+	+	-	-	-	-	-
<i>Atlapetes virenticeps</i>	r	3	2	+	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pipilo erythrophthalmus macronyx</i>	r	3	1	+	+	+	-	-	-	-	-
<i>Pipilo fuscus</i>	r	0	1	+	+	-	-	-	-	-	-
<i>Helozona kizneri</i>	r	2	2	+	+	-	-	-	-	-	-
<i>Oriturus superciliosus</i>	r	2	1	+	+	-	-	-	-	-	-
<i>Ammodramus savannarum</i>	m	0	1	-	+	-	+	-	-	-	-
<i>Zenospiza baileyi</i>	r	2	1	+	+	-	-	-	-	-	-
<i>Ammodramus gramineus</i>	m	0	1	-	+	-	+	-	-	-	-
<i>Chondestes grammacus</i>	m	0	0	+	-	-	-	-	-	-	-
<i>Amphispiza humeralis</i>	r	2	0	-	+	-	-	+	+	+	+
<i>Amphispiza ruficauda</i>	r	1	0	-	+	-	-	+	+	+	+
<i>Amphispiza rufescens</i>	r	1	2	-	+	-	-	-	-	-	-
<i>Amphispiza botteri</i>	r	0	1	-	+	-	-	-	+	-	-
<i>Spizella passerina</i>	m	0	1	-	+	+	-	-	-	-	-
<i>Spizella pallida</i>	m	0	1	-	+	-	-	+	-	-	-
<i>Helospiza lincolni</i>	m	0	0	-	+	-	+	+	+	-	-
<i>Junco phainopepla</i>	r	0	2	+	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hesperiphona virens</i>	r	1	2	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Carpodacus mexicanus</i>	r	0	0	+	+	+	+	-	-	-	-
<i>Spinus pinus</i>	m	0	2	+	-	-	-	-	-	-	-
<i>Spinus tristis</i>	r	0	2	+	-	-	-	-	-	-	-
<i>Spinus psaltria</i>	r	0	0	-	-	-	-	-	+	+	+
<i>Loxia curvirostris</i>	r	0	2	+	-	-	-	-	-	-	-

(2) Capturas en el Declive Meridional de la Sierra de Chichinutzin posteriores a la terminación del análisis estadístico.