

00377



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

**POSGRADO EN CIENCIAS
BIOLÓGICAS**

Instituto de Biología

**Restauración ecológica en la Cuenca Apatlaco -
Tembembe. Estudio de caso: Modelado de la
distribución de la nutria de río,
*Lontra longicaudis annectens***

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE

**MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
ORIENTACION EN RESTAURACIÓN ECOLÓGICA**

PRESENTA

Verónica Cirelli Villanova

DIRECTOR DE TESIS: Dr. Víctor Sánchez-Cordero Dávila

México, D.F.

Agosto, 2005

m 347296



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



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 esta 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.



Autorizo a la Dirección General de Bibliotecas de la UNAM a difundir en formato electrónico e impreso el contenido de mi trabajo recepcional.

NOMBRE: Verónica Cirelli Villanova

FECHA: 26 agosto 2005

FIRMA: 

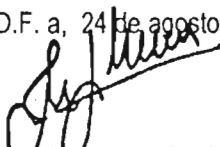
Ing. Leopoldo Silva Gutiérrez
Director General de Administración Escolar, UNAM
Presente

Por medio de la presente me permito informar a usted que en la reunión ordinaria del Comité Académico del Posgrado en Ciencias Biológicas, celebrada el día 5 de julio del 2005, se acordó poner a su consideración el siguiente jurado para el examen de grado de Maestría en Ciencias Biológicas (Biología Ambiental) del(a) alumno(a) Cirelli Villanova Verónica con número de cuenta 503450825 con la tesis titulada: "Restauración ecológica en la Cuenca Apatlaco-Tembebe. Estudio de Caso: Modelado de la distribución de la nutria de río (*Lontra longicaudis annectens*)", bajo la dirección del(a) Dr. Víctor Sánchez-Cordero Dávila.

Presidente: Dr. Fernando Cervantes Reza
Vocal: Dr. Enrique Martínez Meyer
Secretario: Dr. Víctor Sánchez-Cordero Dávila
Suplente: Dr. Raúl García Barrios
Suplente: M. en C. Julia Carabias Lillo

Sin otro particular, quedo de usted.

Atentamente
"POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU"
Cd. Universitaria, D.F. a, 24 de agosto del 2005


Dr. Juan José Morrone Lupi
Coordinador del Programa

c.c.p. Expediente del interesado

Agradecimientos

Agradezco a la Maestría en Ciencias Biológicas orientación en Restauración Ecológica por su enorme apoyo para realizar el trabajo de campo de esta tesis y por el financiamiento para mi estancia en el Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias, Cuernavaca, Morelos.

A la Fundación Packard por la beca de estudios que hizo posible mi permanencia en México.

Al posgrado de la UNAM por el financiamiento para mi estancia en The University of Texas in Austin, Texas, Estados Unidos de América.

Al Dr. Juan Pablo Gallo y a José Antonio Sierra-Huelz, porque siempre tuvieron la mejor predisposición para ayudarme y, desinteresadamente me proporcionaron sus registros de campo de *Lontra longicaudis annectens* para incluirlos en esta tesis.

Al Dr. Sahotra Sarkar por su total apoyo durante mi estancia en su laboratorio, The Biodiversity and Biocultural Conservation Laboratory, University of Texas in Austin.

Al Dr. Víctor Sánchez-Cordero Dávila, por brindarme todas las facilidades dentro del Laboratorio de Sistemas de Información Geográfica para llevar a cabo la tesis así como por el financiamiento para el trabajo de campo.

Asimismo agradezco a los miembros del Comité Tutoral y del Jurado,

Dr. Víctor Sánchez-Cordero Dávila

Dr. Raúl García Barrios

Dr. Fernando Cervantes-Reza

Mtra. Julia Carabias-Lillo

Dr. Enrique Martínez-Meyer

Agradecimientos

A mis papás Agustín y Teresa, que aún a miles de kilómetros de distancia siempre están conmigo, y sin quienes nunca podría haber hecho esto, y que me enseñaron el valor de ser uno mismo. Y a Flor.

A Víctor, porque académicamente en él encontré al mejor Tutor que podría pedir, porque cada día me transmitió su alegría y energía para disfrutar esta hermosa profesión, y porque en él también encontré a un amigo fiel,... y por ser "súuuuper buena onda" (Sánchez-Cordero obs.pers)... jijiji.

A mis compañeros de laboratorio Patty Illoldi, Mariana Murguía, Miguel Linaje, Tania Escalante, Fernanda Figueroa, Carlos Ibarra y Paco Botello, por las charlas, comentarios y críticas sobre diversos temas académicos que enriquecieron no solo mi tesis sino mi visión sobre la ciencia en general y, la biología en particular.

A Patty Illoldi, Mariana Murguía, Miguel Linaje y Paco Botello, gracias a quienes sobreviví durante mi primer semestre a la UNAM y a México, y con mi cabellera intacta, aunque creo que ellos recién se están recuperando. Mis disculpas y Gracias.

A Paty Illoldi y Miguel Linaje, Miguel y Paty, que me brindaron su amistad íntegra y su apoyo en los momentos difíciles y en los lindos también.

A Mariana Munguía, Tania Escalante, Fernanda Figueroa y Miriam Castro, porque el mundo es Mucho Mejor con ellas aquí, y con quienes da gusto compartir la vida.

A Paula Meli por su amistad a toda prueba que me ayudó a seguir, y gracias a quien llegué a México, a la maestría y a Víctor.

A Carlos "Perú" Ibarra con quien las interminables megahoras de computadora se llenaron de megarisas.

A Jorge García Camaras por hacerme recordar que la vida es más que una tesis, y que está llena de Domingos de sol.

A Raúl García-Barrios, porque es uno de los mejores profesores que he tenido y, porque me apoyó siempre y lo sigue haciendo. Y también, porque aunque me hizo caer como chorlito, pues me prometió bosques templados y después me mandó a la tierra caliente, también me abrió las puertas a un mundo hermoso.

A Fernando Saavedra, por su amistad, y por ese riquísimo brindis con vino tinto y fogata para festejar nuestra primera salida al campo en esta aventura Mexica.

A Nallely Arrambide por ser una increíble, atenta, incansable y bien dispuesta ayudante de campo y compañera.

A Juan Fornoni y Gabriela Velásquez por su amistad y su apoyo desde que llegué a México y porque se transformaron en mi familia mexicana.

A Meliton y Octavio Cross por su apoyo en el trabajo de campo en el río y porque lo llenaron de aventura y buena onda.

A Edith por su colaboración en el campo.

A Julia Carabias-Lillo y a Enrique Martínez-Meyer por sus acertados y enriquecedores comentarios y correcciones que me ayudaron a mejorar la tesis.

A mis Amigos, Walter, Nano, Sandra, Vero, Gera, Witto, Panda, Miri, Lizi, Rubén y Roberto, por darme ánimo siempre.

... ahhh!, y a las nutrias del ZOMAT por salir en LA foto.

Índice	
Resumen / Summary	1
Capítulo 1. ¿Conservación o Restauración?	
1. 1. Introducción.....	2
1. 1. I. Ecosistemas ribereños.....	4
1. 1. II. Análisis espacial de la biodiversidad.....	7
1. 2. Área de estudio.....	9
1. 2. I. Problemática ambiental.....	9
1. 3. Alcances del proyecto.....	11
1. 4. Objetivos e Hipótesis.....	11
1. 5. Literatura citada.....	12
1. 6. Cuadros y figuras	19
Capítulo 2. Validación de la presencia de la especie en el área de estudio.	
2. 1. Introducción.....	20
2. 1. I. Biología y ecología de la nutria de río.....	21
2. 2. Metodología.....	24
2. 2. I. Selección de los sitios de muestreo.....	24
2. 2. II. Selección de indicadores ambientales.....	25
2. 3. Resultados.....	27
2. 4. Discusión.....	28
2. 5. Conclusiones.....	29
2. 6. Literatura citada.....	30
2. 7. Cuadros y figuras	34
Capítulo 3. Modelos predictivos de distribución potencial de la nutria de río.	
3. 1. Introducción.....	40
3. 2. Metodología.....	41
3. 2. I. Algoritmo Genético GARP.....	41
3. 2. II. Selección de la información espacial.....	43
3. 2. III. Modelos de distribución potencial.....	46
3. 2. IV. Evaluación de los modelos de distribución potencial.....	47
3. 3. Resultados.....	47
3. 3. I. Comparación de las hipótesis de distribución potencial (HDP).....	47
3. 3. II. Comparaciones entre modelos H (históricos), A (actuales) y HA (combinados).....	49
3. 3. III. Evaluación de los modelos.....	49

3. 4. Discusión.....	49
Comparación de las HDP.....	50
Evaluación de los modelos.....	53
3. 5. Conclusiones.....	56
3. 6. Literatura citada.....	58
3. 7. Cuadros y figuras	65

Capítulo 4. Modelo conceptual de calidad de hábitat para *Lontra longicaudis annectens*

4. 1. Introducción.....	83
4. 1. I. Degradación del hábitat de la nutria de río.....	84
4. 1. II. Hidrología y relaciones entre escalas espaciales.....	87
4. 2. Metodología.....	88
4. 2. I. Identificación de indicadores ecológicos del nicho fundamental de la nutria de río. Ecosistema actual.....	88
4. 3. Resultados.....	89
4. 3. I. Modelo de interacción jerárquica de los IE.....	89
4. 3. II. Indicadores ecológicos del hábitat y nicho de la nutria de río.....	90
4. 4. Discusión.....	92
- Relaciones jerárquicas entre IE.....	92
- Perturbación antrópica del paisaje y restauración ecológica.....	95
4. 5. Conclusiones.....	96
4. 6. Literatura citada.....	97
4. 7. Cuadros y figuras	102

Capítulo 5. Identificación de patrones espaciales. Elección jerárquica de áreas de restauración.

5. 1. Introducción.....	118
5. 2. Metodología.....	120
5. 2. I. ResNet Place Prioritization.	120
5. 2. II. Selección de los atributos.....	121
5. 2. III. Selección de áreas de conservación y restauración ecológica	122
5. 2. IV. Análisis de áreas priorizadas	123
5. 2. V. Preparación de la información cartográfica	123
5. 3. Resultados.....	123
5. 4. Discusión.....	125

- Influencia de los IE de hábitat/nicho ecológico, vs. los modelos que consideran simultáneamente estas variables y las hipótesis de distribución potencial (GARP)	125
- Influencia de las diferentes hipótesis de distribución potencial GARP (ajustadas vs., clásicas).....	127
- Diferencias de disposición espacial y complementariedad, entre áreas de distintas jerarquías de pseudo-probabilidad de presencia potencial de la especie (1-2 vs., 3-4-5), para restauración ecológica	128
- Diferencias en la disposición espacial entre áreas de conservación y restauración.....	129
5. 5. Conclusiones.....	130
5. 6. Literatura citada.....	131
5. 7. Cuadros y figuras	135
6. Discusión general.....	142
7. Conclusión final.....	142

Publicaciones

Resumen. La nutria de río, *Lontra longicaudis annectens* Major 1987, es altamente sensible a la degradación de los ecosistemas fluviales. Esto ha afectado fuertemente su presencia en el centro-este del estado de Morelos, donde tales ecosistemas se encuentran altamente modificados por el uso. En esta tesis se identificaron y categorizaron áreas potencialmente susceptibles de ser restauradas y conservadas en la cuenca hidrológica Apatlaco-Tembembe, combinando modelos de nicho ecológico y métodos de priorización de áreas. Se utilizaron hipótesis de distribución geográfica potencial de la nutria de río, generadas a partir del modelado de su nicho ecológico en el Genetic Algorithm for Rule Set Prediction (GARP). Éstas se incorporaron a un SIG mapas temáticos digitales y registros geo-referenciados, históricos (1986/87) y actuales (1996/2002; 2003/04) de la especie. Por otra parte, se seleccionaron indicadores ecológicos para determinar las variables que mejor permiten establecer el estado de perturbación del sistema fluvial y relacionarlo con la presencia o ausencia de la especie. Así, se generó un modelo conceptual de calidad de hábitat que permitió identificar los atributos indicadores (IE) de las condiciones relacionadas con la necesidad de restauración o conservación del ecosistema ribereño en el área de estudio. Se utilizó el algoritmo ResNet Place Prioritization (RNPP) para la selección de las áreas de conservación y restauración, combinando información de atributos del hábitat seleccionados de datos de campo, datos hidrológicos y cartografía, y registros de nutria del área de estudio. Se obtuvo un modelo espacial que contempla una jerarquía de posibles áreas susceptibles de ser restauradas o conservadas, y que permite determinar áreas clave a incluir en programas de manejo de la nutria de río y del paisaje. Estas áreas están definidas por los hábitat que actualmente presenten condiciones adecuadas definidas *ad hoc*, para el establecimiento, desarrollo y permanencia de la especie, basado en sus requisitos de nicho ecológico. De esta forma se identificaron métodos espaciales heurísticos aplicables en la planificación territorial incluyendo áreas de conservación, restauración y uso productivo, a escalas de paisaje y regional. Se propone que la integración secuencial de los algoritmos heurísticos analizados, permite considerar estrategias flexibles de conservación y restauración ecológica, de mediano y largo plazo y a distintas escalas ecológicas, facilitando la viabilidad de los procesos bajo un marco de manejo adaptativo.

Summary. The river otter, *Lontra longicaudis annectens* Major 1897, is highly sensitive to fluvial ecosystem degradation. Consequently, its presence has strongly diminished in the central and west part of the State of Morelos where these ecosystems are deeply modified by human

use. In this thesis, areas that could potentially be conserved or restored were identified and categorized for Apatlaco-Tembembe sub-basin. Area selection was based on niche modeling and place prioritization. Genetic Algorithm for Rule Set Prediction, GARP, was used to generate river otter ecological niche models projected in geographic potential distribution hypotheses. Thematic digital maps and geo-referenced historic (1986/87) and actual (1996/2002; 2003/04) species records were incorporated to a GIS. Besides, ecological indicators (EI) were selected from literature and field work, to determine variables that best describe the fluvial ecosystem perturbation estate and to relate this last to species presence or absence. Thus, a conceptual model of habitat quality was generated and allowed to identify indicative attributes (EI) of perturbation conditions related to conservation or restoration ecological requirements of riparian ecosystem in the study area. The field data of indicative attributes (EI) and species records, and digital thematic information of hydrology, geomorphology and clima were used in ResNet Place Prioritization (RNPP) algorithm for the selection of potential conservation and restoration areas. As a result it was generated a spatial model that considers a hierarchy of areas as a framework for conservation or restoration. This allows identifying key areas to be included in landscape and river otter management plans based on river otter niche requirements and considering habitat *ad hoc* conditions that allow the species settlement and permanence. Thus spatial heuristic methods that can be used in land planning were identified. Finally, it is proposed that the sequential integration of the analyzed heuristic algorithms is a strong tool that allows merging flexible strategies of conservation and ecological restoration, for both median and long terms, and several ecological scales, helping in processes feasibility within adaptive management.

Capítulo 1

¿Conservación o Restauración?

1.1. Introducción. La necesidad de conservar es consecuencia de la intervención humana directa sobre los ecosistemas para preservar los valores naturales (Meffe & Carroll 1997), mientras que en su sentido más amplio, la restauración ecológica pretende volver a un sistema ecológico a su estado original. Es evidente que ambas disciplinas coinciden en su objetivo último y, notoriamente, el potencial para lograr los objetivos de conservación y restauración ecológica aumentan cuando las problemáticas ambientales que afectan a ambas partes convergen. El grado de aporte de la restauración a la conservación estará relacionado con la severidad de las pérdidas de la biodiversidad y el grado de deterioro del ecosistema. En la restauración, el daño ecológico es reparado y tanto la estructura como las funciones del ecosistema pueden ser recreados (Nacional Research Council, NRC 1992). La restauración en ecosistemas donde no se han producido extinciones o pérdidas en la biodiversidad permitirá la recuperación exitosa de un mayor número de especies, y ambos procesos pueden ser más fácilmente integrados (Dobson et al. 1997). Sin embargo, la recuperación de ecosistemas que han sufrido severas pérdidas o modificaciones, requerirán profundos grados de intervención que fuercen la reinstalación de la estructura y funciones desde estados sucesionales más tempranos, dificultando las posibilidades del reestablecimiento de las condiciones previas al disturbio. El escenario se complica cuando consideramos que la restauración ecológica, debe incluir aspectos de la biodiversidad (patrones: diversidad genética, específica y ecosistémica, por ejemplo; y procesos: recambio de especies, extinción y estabilidad, entre otros) que mejoren las capacidades de las comunidades humanas que viven en los paisajes restaurados (Davic 2004, Garibaldi & Turner 2004, Meffe & Carroll 1997, Orians 1997). Este enfoque, despliega el concepto de restauración ecológica resaltando sus aspectos sociales, económicos y políticos, reincorporando la importancia de considerar especies culturalmente importantes, como un objetivo a cumplir. Provee así, la oportunidad de reforzar las relaciones entre especies nativas y comunidades humanas locales. Más aún, siguiendo a Dobson et al. (1997), "... la mayor conquista de la restauración ecológica es dirigir el desarrollo, de forma tal que las sutilezas de la estructura y función se recuperen permitiendo al intervalo completo de especies encontrar sus nichos".

En este sentido, el estado de deterioro del ecosistema ribereño en el que se plantea este trabajo, requiere recuperar la morfología previa al disturbio y las condiciones hidrológicas. Esto

obliga a examinar al ecosistema ribereño desde una escala adecuada que considere la heterogeneidad espacial y la interacción entre el sistema ribereño y la matriz en la que se inserta. Según el National Research Council, NRC (1992), la ecología del paisaje es la aproximación que mejor respondería a estos objetivos, pues estudia las influencias del paisaje sobre procesos bióticos y abióticos. La aproximación integrada hacia la restauración de ecosistemas acuáticos trata de considerar las interacciones más importantes en una cuenca, para orientar la restauración hacia la recuperación del funcionamiento del sistema (Wiens 2002, Hobbs 1995). Muchas veces, la restauración no puede realizarse para obtener los mayores valores ecológicos posibles, sino que éstos deben supeditarse a la producción u obtención de ciertos beneficios económicos o sociales, que mueven el equilibrio hacia una situación de compromiso deseable tanto en los aspectos ecológicos, como humanos (NRC 1992).

Por tanto, queda claro que la identificación de las áreas degradadas no es suficiente para su recuperación, sino que deben individualizarse los factores causantes de estrés, para definir las acciones de control ya sea por eliminación o cambio. El reto será identificar rápidamente en campo mayores detalles estructurales y funcionales del ecosistema, que permitan realizar un diagnóstico del grado de modificación, para jerarquizar las prioridades de restauración. Que los objetivos y criterios se establezcan *a priori*, permitirá juzgar el progreso del proceso (NRC 1992). Es de fundamental importancia en planes futuros de conservación o restauración de ecosistemas, evitar esos factores causales de perturbación y establecer sitios prioritarios y más viables de ser restaurados o conservados, de manera comparativa con otras variables. En este marco, se incluye el manejo, restauración y conservación de especies individuales.

Para el caso particular de la nutria de río, *Lontra longicaudis annectens* Major 1987, su estrecha dependencia con la dinámica hidrológica del ambiente y, su sensibilidad a condiciones de perturbación del hábitat, la convierten en un elemento que permite la evaluación indirecta de cambios en el ecosistema ribereño (Holl & Cairns Jr. 2002, Gallo 1989). En este sentido su amplia movilidad a lo largo de las cuencas hídricas favorece el análisis integrado del paisaje (Hanski 1999). Así, la especie es un caso idóneo para la evaluación de métodos que permitan identificar y analizar de forma articulada áreas potenciales de conservación y restauración ecológica. La identificación de sus requisitos de hábitat y nicho ecológico permitirán orientar la restauración del ecosistema ribereño hacia objetivos concretos, que afectarán positivamente a la comunidad biológica.

Ya en un contexto biogeográfico y evolutivo, la fragmentación del hábitat puede afectar directamente la interacción entre las poblaciones de *L.lannectens* por la interrupción del flujo génico. Por lo que la aproximación a esta escala permitirá un análisis espacial integrado, que admita un manejo del territorio tendiente a mejorar las situaciones de degradación del hábitat por fragmentación. Finalmente, el valor intrínseco de la especie y el del ecosistema en que se encuentra, justificarían por sí mismos la exploración de las metodologías planteadas para su conservación y/o restauración.

1.1.I. Ecosistemas ribereños. Además de su incalculable valor como fuente de agua dulce para el ser humano, los ecosistemas fluviales y sus ambientes de ribera son invaluableles por su alta diversidad de fauna y flora (Long et al. 2003, Warman & Sinclair 2000, Diamond 1997). Se estructuran y funcionan con base en gradientes abióticos y bióticos, que se interrelacionan en múltiples escalas espacio-temporales (Poff 1997, Wiens 1989, 2001, 2002; Peterson & Parker 1998). Entre estos gradientes, las dinámicas geomorfológica e hidrológica tienen un efecto determinante e inmediato sobre los patrones espaciales y temporales y en sus dimensiones ecológicas (Wiens 2002, Galat & Lipkin 2000, Downs & Priestnall 1999). Así, su estructura y función se ven afectadas por modificaciones originadas en el cauce, y en los ecosistemas terrestres circundantes (O’Keeffe 1989, Amorós & Roux 1988). La zona ribereña es una interfase crítica entre las interacciones tierra agua y tiene un potencial significativo para regular la química terrestre y los flujos sub-superficiales que se desplazan desde las tierras altas hacia los ríos. Se compone por el área de tierra adyacente a las corrientes y ríos, variando en extensión según la conformación física del área. En este trabajo, se ha considerado a los ecosistemas ribereños como elementos funcionales del paisaje, enfatizando las relaciones con otros elementos del paisaje (también terrestres) y, entre patrones y procesos naturales con escalas temporales antrópicas de uso de la tierra y manejo de recursos (Ward & Wiens 2001, Mac Nally 1999, Forman 1995, Peres & Terborgh 1995, Zonneveld 1995, Naveh 1994, Malanson 1993, Velázquez 1993, Wiens, et al. 1993 y 1985, NRC 1992, O’Keeffe 1989, Forman & Godron 1986, INE 1985).

Muchos ríos y cursos de agua han sido dramáticamente alterados por la acción humana a través de cambios hidrológicos, deforestación y fragmentación del corredor ribereño, sustitución por cultivos, obras sobre el cauce (canalización, rectificación, represamiento), urbanización, y la consecuente erosión de suelos, incorporación de fertilizantes, pérdida de nutrientes, contaminación, etc., (Brooks et al. 2002, Wiens 2002, González del Tánago & García de Jalón

2001, CRAE 1992, Pringle 1996, Björk 1988). Considerando los efectos acumulativos de estas perturbaciones a escalas locales y regionales (Sala et al. 2000, Brooks et al. 2002), el resultado ha sido un impacto negativo sobre la estructura del ecosistema y la pérdida de biodiversidad (Sweeney et al. 2004, González del Tánago & García de Jalón 2001, Sala et al. 2000, Pringle 1996, Westra 1996, Hehnke & Stone 1978). Básicamente, los grandes efectos sobre la biota han sido la pérdida de refugio de la fauna acuática, disminución en las entradas de nutrientes y energía, disminución del éxito reproductivo de peces, alteración en la producción de invertebrados y composición de especies y cambios en sitios de nidificación de peces (cantidad y ubicación), entre otros.

No obstante muchos esfuerzos de restauración están focalizados en responder a un sustancial incremento de perturbaciones locales (Brooks et al. 2002), sería también pertinente una aproximación a una escala ecológica mayor (Hobbs 2002, NRC 1992, Hobbs 1993a, Hobbs et al. 1993). La restauración y conservación de ecosistemas fluviales debe ser considerada en un contexto regional y funcional, fundamentado en la estabilidad y resiliencia del ecosistema fluvial (Downs & Skinner 2002, CRAE 1992, Naiman & Décamps 1990, Björk 1988, Mason & Macdonald 1987, Vannote et al. 1980). Wyant et al. (1995), han planteado las ventajas que brinda el análisis jerárquico del paisaje en el cual sus componentes se establecen antes que las acciones específicas de sitio. Sin embargo, aunque el ecosistema ribereño está influenciado por factores que actúan dentro de la cuenca como un todo, en general no se valora la restauración integral de cuencas sino el grado al cual la re-vegetación local puede imitar la influencia del bosque nativo sobre los cuerpos de agua (Parkyn et al. 2003). De esta forma, la restauración lograda tiene efectos mucho más limitados y no se controlan las perturbaciones sobre el resto de la cuenca. Esto es mejorable con un manejo coordinado de las riberas a lo largo de las cuencas de captación, desde aguas arriba hacia río abajo, a lo largo de la cuenca, y en una zona de amortiguación continua a lo largo de los cursos de agua, para ver mejoras integrales en aspectos físico-químicos y ecológicos de los cuerpos de agua (Downs & Skinner 2002, Amorós & Roux 1988). En un ecosistema ribereño, la restauración local de estructura y funciones, se relacionaría con la reforestación de riberas con especies nativas; mientras que, la reforestación con cualquier especie forestal, solo permitiría restaurar las funciones del ecosistema ribereño, pero no su estructura original. Las diferencias entre conservación y restauración como modelos a seguir, en este caso están dadas según cuál es la situación de referencia deseable y, cuáles los objetivos de restauración. Es muy poco probable que un sistema sometido a uso del suelo mediante cultivos, y que se deje evolucionar por

sucesión natural por la supresión del cultivo o agente perturbador, evolucione hacia un bosque ribereño primario, a corto o mediano plazo.

En el contexto de áreas sujetas a usos previos del suelo (productivos o de conservación), muchos esfuerzos de restauración tienen limitantes tanto económicos como de áreas disponibles para restaurar. Examinar el paisaje en un contexto regional, es un mecanismo que limita la esfera de elecciones para intervenciones a escala de sitio, a aquellas que son tanto ecológicamente posibles como socialmente deseables, dadas las condiciones locales. Por lo cual, cualquier programa realizado debe considerar principios generales que incorporen aspectos funcionales del ecosistema fluvial desde una perspectiva del hábitat y sus procesos espaciales bióticos y abióticos. Además de un manejo socio-político y de infraestructura relacionados con la integración del potencial natural y, los limitantes de uso humano existentes en el área considerada (Downs & Skinner 2002, Huxel & Hastings 1999, Kondolf & Micheli 1995, Adler 1985). De esta forma, las expectativas deben ser moderadas y ajustadas a las escalas espacio-temporales acordes a los objetivos planteados.

Considerando estrategias de largo plazo, decidir *cuál, dónde y cuánto* hábitat debe ser restaurado es crítico y se encuentra íntimamente ligado a la distribución geográfica de las especies en cuanto a sus requisitos ecológicos (Copolillo et al. 2004, Sarkar 2002, Sarkar & Margules 2002, Huxel & Hastings 1999, NRC 1992, Soulé & Wilcox 1980). Por ejemplo, proximidad a las áreas donde se encuentren especies que puedan actuar como potenciales recolonizadores (Parkyn et al. 2003, Dobson et al. 1997). Sin embargo, muchas especies se encuentran en riesgo de extinción regional y local debido a la estocasticidad demográfica y ambiental, provocadas por las tasas actuales de pérdida de hábitat, fragmentación y degradación que se suman a los disturbios naturales (Díaz Gallardo et al., en prensa, Huxel & Hastings 1998, Meffe & Carroll 1997, Tilman et al. 1994).

Actualmente, existe consenso en que los esfuerzos puestos en la conservación y restauración de especies y selección de redes de áreas de conservación (CANs), (Sarkar 2004), deben estar enfocados a la identificación, protección y restauración de hábitats clave, y a la distribución de las especies (Sarkar 2004, Lobo & Hortal 2003, Mason & Macdonald 1990, Schaeffer et al. 1988). Una estrategia actualmente preferida es la de incluir representaciones múltiples de cada tipo de hábitat, paisajes o ecosistemas presentes en el total del área considerada, en lugar de concentrarse en la cobertura de muestras únicas de hábitat particulares (Sarkar & Margules 2002). Sin embargo, la maximización de la variabilidad ambiental del territorio minimizando el

número de sitios, es necesaria pero no suficiente para conseguir resultados positivos de conservación de la diversidad biológica basada en estrategias de implementación de redes de reservas (Sánchez-Cordero et al. 2005 y 2004, Escalante 2003, Lobo & Hortal 2003). Dadas las variaciones que se dan en el papel ecológico de las especies en los ecosistemas, no existe una correspondencia estricta entre ambos, con lo cual, diseñar una red de reservas con criterios ambientales sin tener en cuenta a las especies, no garantiza una correcta conservación de la diversidad biológica (Araújo et al. 2001, Erasmus et al. 1998).

En este sentido, para entender el funcionamiento y dinámica de comunidades y ecosistemas, y para determinar programas para su restauración y conservación, es indispensable la incorporación de análisis espaciales al estudio de la biología, ecología e historia natural de las especies, sumado al conocimiento del sitio y del paisaje (Pulliam 2000, NRC 1992).

1.1.II. Análisis espacial de la biodiversidad. El alto grado de deterioro de las cuencas hidrológicas hace que el desarrollo de metodologías nuevas, aplicables fácilmente a programas de restauración ecológica, conservación y uso sostenible de los recursos naturales, se encuentren entre las acciones prioritarias a explorar (Meffe & Carroll 1997, Jackson et al. 1995, Brown & Lugo 1994). Dada la incertidumbre que afecta a los sistemas ecológicos, la norma es enfrentarse con respuestas probabilísticas más que prescriptivas (Meffe & Carroll 1997). Con lo cual, la incorporación de modelos computacionales que utilizan algoritmos genéticos (Barbosa et al. 2003, Stockwell 1999, Pressey et al. 1997) surge como una herramienta robusta para cumplir estos objetivos.

Establecer una cobertura geográfica completa del área de distribución de una especie, requiere una búsqueda exhaustiva de los registros obtenidos de colectas de campo y observaciones directas. Sin embargo, estas herramientas de análisis espacial permiten emplear muestras relativamente pequeñas de datos de registros únicos, para lograr una predicción sobre la distribución de especies a escalas geográficas grandes (aproximadamente 1: 50,000) y, pueden mejorar radicalmente las posibilidades de realizar la restauración de un área y recuperación de especies, pues permiten compensar espacialmente, los efectos de pérdida de hábitat y fragmentación (Huxel & Hastings 1999).

Considerando que la alteración o eliminación de especies de un ecosistema puede ocasionar cambios en la estructura de las comunidades (Allan et al. 2003, Sax & Gaines 2003, Peterson 2002, Sarkar & Margules 2002, Schmidt & Ostfeld 2001, Schaeffer et al. 1988), la conservación y

restauración de especies favorecería al mismo tiempo el restablecimiento de condiciones adecuadas para una mejoría y recuperación integrada de diversos componentes faunísticos y florísticos del ecosistema y, de su aprovechamiento productivo. Uno de los grupos más perjudicados por la combinación de bajas tasas de colonización y altas tasas de extinción son los mamíferos terrestres no voladores, que en relación a otros vertebrados, son más afectados en ambientes aislados o fragmentados. Así, se requieren estudios de la auto-ecología de las especies para determinar áreas mínimas que soporten dinámicas naturales (Soulé & Wilcox 1980). Aunque aún no se han encontrado de forma incuestionable especies u otros taxones que funcionen como sustitutos biológicos (biological surrogates), que sean buenos estimadores de las distribuciones de las especies a las que sustituyen (Sarkar 2004, Holl & Cairns Jr. 2002), los mamíferos en particular, han sido utilizados como indicadores ambientales además de indicadores biológicos.

En este sentido, los requisitos de nicho ecológico de las especies individuales pueden ser utilizados como instrumentos que provean las bases ecológicas que sustenten conceptualmente la selección de variables utilizadas en los modelos heurísticos, aplicados a la selección de áreas de conservación y restauración. A su vez, esto da las herramientas para la detección de variables críticas para las especies bajo la forma de indicadores biológicos.

En este trabajo se siguieron las definiciones clásicas de nicho ecológico de Grinnell (1917, 1924) y Hutchinson (1957). Clásicamente, se ha definido al nicho ecológico como el conjunto de condiciones dentro de las cuales una especie es capaz de mantener poblaciones reproductivas (Grinnell 1917, 1924). La definición de Hutchinson (1957) concibe un nicho N-dimensional orientado hacia las características del ambiente y, a explicar el rol de las especies dentro de una comunidad local. Hutchinson (1957) distingue entre los nichos fundamental y realizado, donde este último toma en cuenta los efectos de las interacciones entre especies en la reducción de áreas habitables.

Para la mayoría de las especies, es necesario realizar inferencias ecológicas desde datos básicos, pues no existen estudios sobre fisiología en respuesta a distintos estímulos ambientales. Aunque modelar el nicho fundamental, basado en datos de distribuciones actuales pueda parecer contraintuitivo, el espectro ambiental presente a lo largo de la distribución geográfica de una especie, permite algún grado de detalle en el conocimiento de este panorama básico de los requerimientos ecológicos de la especie. Se pretende de esta forma, generar información que contribuya a la identificación y categorización de áreas potencialmente susceptibles a ser

restauradas, con base en hipótesis espaciales de distribución potencial de la nutria de río y del modelado de su nicho ecológico. De esta forma, se espera colaborar en la identificación de métodos espaciales que sirvan para la planificación territorial a escalas de paisaje y regional, incluyendo áreas de uso productivo y áreas de conservación en redes de áreas de conservación y restauración ecológica.

1.2. Área de estudio

1.2.I. Problemática ambiental. Los ecosistemas fluviales del centro de México se encuentran afectados por profundas modificaciones en el uso del suelo. La cercanía a la Ciudad de Cuernavaca y otros asentamientos humanos, se asocia a las altas tasas de transformación y degradación de los ambientes y reducción de las poblaciones de diversas especies en la región (Aguilar Benítez 1990). La deforestación y conversión a pastizales inducidos tienen impactos sustanciales tales como la pérdida de sombra sobre ríos y riberas, produciendo cambios significativos en las características físicas de los cursos de agua y en las características biológicas de las comunidades acuáticas (Rutherford et al. 1999). Por su parte, el ganado contribuye directa e indirectamente como fuente de contaminación orgánica y a dañar las riberas y suelos ribereños (Belsky et al. 1999, Trimble & Mendel 1995). Entre los problemas de deterioro ambiental se observan: 1) talado para abrir espacios a cultivos y aumento de erosión, agricultura de riego y temporal, sustitución de policultivos por monocultivos, disminución de la riqueza biótica y aumento de plagas; 2) disminución de la cobertura vegetal y tasa de renovación del bosque, eliminación de la riqueza de especies silvestres con alto valor alimenticio, cultural y místico-religioso; 3) reducción de la captación de agua freática y superficial de las cuencas del estado, de la cual dependen actividades agropecuarias, turísticas y la extracción de especies silvestres nativas vegetales y animales (Oswald, 1992). Sobre el río Apatlaco se concentra el 55% de la población del estado y el 75% de la actividad industrial, siendo también un importante distrito de riego. Los cuerpos de agua de la Subcuenca del río Apatlaco se ven afectados por focos puntuales de contaminación y contaminación difusa. Esta se debe principalmente al aporte de fertilizantes, nutrientes, plaguicidas, sales, sedimentos, aguas servidas, materia orgánica, patógenos, etc., producidos fundamentalmente en áreas agrícolas, potreros, carreteras, industrias y asentamientos humanos (IMTA 1999 y 1999-2000a-f). Se encuentran pocas obras de almacenamiento que en algunos casos se han adaptado para irrigar las zonas de cultivo, mientras que la mayoría de los manantiales se localizan en la porción central y septentrional del

estado. La elevada permeabilidad para la recarga de acuíferos de la zona, le confieren a la cabecera del sistema fluvial de los ríos Apatlaco y Tembembe una gran importancia como colectora de aguas. En este sentido, la cuenca es altamente vulnerable por la fuerte intensidad de uso directo realizada por las principales ciudades del estado de Morelos para uso domiciliario y agrícola principalmente. Además, el efecto causado por la deforestación ha acelerado los procesos de desertificación reduciendo la capacidad de almacenamiento de agua y aumentando los procesos erosivos (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad 1999). Esto le confiere a la cuenca una importancia primordial para su restauración y conservación.

El presente proyecto se llevó a cabo en el centro-oeste de Morelos, abarcando parte de la cuenca hidrológica del Río Grande Amacuzac. Esta ocupa la mayor parte (4,303.30 km²) del estado, pertenece a las regiones hidrológicas Río Balsas, No.18 (INEGI 2003) incluyendo el sistema conocido como "Barrancas de Cuernavaca", y a la Región hidrológica prioritaria n°67, Río Amacuzac-Lagunas de Zempoala (Arriaga Cabrera et al. 1998). La superficie analizada sobre las subcuencas del río Amacuzac, considera los cursos de agua y la zona ribereña asociada, representada en una franja de 200m a los lados de los ríos, completando un total aproximado de 114,072ha. Se incluyeron de forma parcial o total las subcuencas Apatlaco, Tembembe, Chalma y Amacuzac. El límite norte, conforma el extremo noroeste del Corredor Biológico del Eje Neovolcánico Transversal (EVT), conocido como Corredor Biológico Chichinautzin (Contreras-MacBeath & Urbina-Torres 1995). Al centro-oeste, se extiende hasta los estados de México y Guerrero; al este se interna en la ciudad de Cuernavaca hasta el río Yautepec, y al sur, llega hasta el río Amacuzac en las cercanías del área protegida Sierra de Huautla (Fig. 1.1).

El clima de la cuenca se organiza en un gradiente N-S, desde templado o mesotérmico con una temperatura media anual (tma) de 12 a 18°C, principalmente en las partes altas de los valles de Cuernavaca y de Cuautla, hacia semicálido (tma: 18 a 22°C), rigiendo en el centro y sur, el clima cálido subhúmedo con más de 22°C de tma. En toda la zona las precipitaciones son estivales con menos del 5% de lluvia invernal. Presenta una estación seca de noviembre a abril y de lluvias de mayo a octubre. Al norte se extienden las mayores elevaciones asociadas al EVT, disminuyendo la elevación hacia el sur, hacia las tierras bajas del S del estado. El sistema de barrancas corre en dirección N-S, definido por el sistema hidrológico que se desarrolló sobre sedimentos volcánicos del Eje Neovolcánico Transversal, y glaciarios hacia el centro-sur.

En relación con el gradiente climático se observa una variación marcada de ecosistemas que favorecen una gran riqueza específica y presencia de endemismos, asegurando la continuidad de

los procesos ecológicos y evolutivos de la biota de la zona. Se encuentran bosques de pino, encino y mesófilos en la zona norte, pastizales, matorrales xerófilos, bosques ribereños, y selvas bajas en la zona sur. El área presenta elementos naturales florísticos y faunísticos que le confieren valor alto para la conservación, función como corredor biológico y concentración de especies en riesgo para todos los grupos de flora y fauna, y valor medio para la riqueza específica (RTP108), (INEGI 2002).

1.3. Alcances del proyecto. Se espera que la identificación de áreas prioritarias para la restauración o conservación de la especie en la subcuenca hidrológica, sirva como vínculo para integrar acciones de manejo a diversas escalas ecológicas.

1.4. Objetivos. El objetivo general de este trabajo, fue evaluar la aplicación de modelos heurísticos de análisis espacial, en la identificación de áreas viables para conservación y restauración ecológica de la nutria de río, *Lontra longicaudis annectens*, en la cuenca hidrológica Apatlaco-Tembembe.

Los objetivos particulares fueron: 1) Validar en campo la presencia de la especie en áreas predichas de presencia en la zona de estudio;

2) Caracterizar en campo el estado (cualitativo) de perturbación del ecosistema fluvial de la zona de estudio a través de variables categóricas fácilmente observables, con el fin de relacionarlo con la presencia o ausencia de la especie;

3.a) Generar hipótesis espaciales de distribución geográfica potencial de la nutria de río (*Lontra longicaudis annectens*) basadas en modelos del nicho ecológico de la especie, utilizando el algoritmo genético de cómputo Genetic Algorithm for Rule Set Prediction (GARP); b) Evaluar la influencia de la resolución espacial y calidad de los datos y variables usadas sobre el comportamiento del algoritmo; c) Evaluar los modelos potenciales en las áreas de presencia de la especie;

4) Generar un modelo de hábitat/nicho ecológico (paralelo a GARP) para la nutria de río, que permita establecer para las variables fundamentales, condiciones umbrales o limitantes que faciliten la diferenciación de escenarios apropiados para implementar planes de conservación y restauración ecológica;

5) Identificar áreas ribereñas con distintas condiciones ambientales (considerando factores ecológicos y de uso del suelo, con el fin de relacionarlo con la presencia o pseudo-ausencia de la

especie) y, establecer una jerarquía de factibilidad de restauración que permita determinar áreas clave y susceptibles de ser incluidas en un programa de restauración, beneficiando la potencial reintroducción de *Lontra longicaudis annectens*.

En este contexto, se planteó la siguiente hipótesis: Es posible establecer las condiciones para la conservación o restauración de áreas particulares dentro de la distribución geográfica de la nutria de río, con base en el análisis del nicho ecológico de la especie (Hutchinson 1957).

1.5. Literatura citada

- Adler, G.H. 1985. Habitat selection and species interactions: an experimental analysis with small mammal populations. *Oikos*, 45:380-390, en: Aranda J. M. 2001. Alimentación, abundancia y uso de hábitat del gato montés (*Lynx rufus*) en el sur del valle de México. Tesis doctoral. Univ. Querétaro.
- Aguilar-Benítez, S. 1990. Dimensiones ecológicas del Estado de Morelos. UNAM-Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias (CRIM). Morelos. 221p.
- Allan, B.F., Keesing F., & R.S. Ostfeld. 2003. Effect of forest fragmentation on Lyme disease risk. *Conservation Biology*, 17(1):267-272
- Amorós, C., & A.L. Roux. 1988. Interactions between water bodies within the floodplains of large rivers: functions and development of connectivity, en: *Connectivity in landscape ecology* (Ed., K.F., Schreiber), Pp:125-130. *Münstersche Geographische Arbeiten* 29, Münster, Germany.
- Araújo, M.B., & C.J. Humphries. 2001. Would environmental diversity be a good surrogate for species diversity? *Ecography*, 24(1):103-110.
- Arriaga-Cabrera, L., V. Aguilar Sierra, J. Alcocer Durand, R. Jiménez Rosenberg, E. Muñoz López & E. Vázquez Domínguez (coords.). 1998. Regiones hidrológicas prioritarias. Escala de trabajo 1:4 000 000. 2ª. edición. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.
- Barbosa, A.M, Real R., Olivero J., & J.M. Vargas. 2003. Otter (*Lutra lutra*) distribution modelling at two resolution scales suited to conservation planning in the Iberian Peninsula. *Biological Conservation*, 114:377-387.
- Belsky, A., Matzke A., & S. Uselman. 1999. Survey livestock influences on stream and riparian ecosystems in the western United States. *Journal of Soil and Water Conservation*, 54:419-431.
- Björk, S. 1988. Redevelopment of lake ecosystems. A case-study approach. *Ambio*, 17(2):90-98.
- Brooks, S.S., Palmer M.A., Cardinale B.J., Swuan M.Ch., & S. Ribblett. 2002. Assessing stream ecosystem rehabilitation: limitations of community structure data. *Restoration Ecology*, 10(1):156-168.
- Brown, S., & A. Lugo. 1994. Rehabilitation of tropical lands: a key to sustaining development. *Restoration Ecology*, 2(2):97-111.

- Contreras-MacBeath T., & F. Urbina-Torres. 1995. Historia natural del área de protección de Flora y fauna silvestre Corredor Biológico Chichinautzin. CTBUAEM. Centro de Investigaciones Biológicas de la Universidad Autónoma del Estado de Morelos.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. 1999. Uso de suelo y vegetación modificado por CONABIO. Escala 1: 1 000 000. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. [URL]: <http://www.conabio.gob.mx>
- Coppolillo, P., Gómez H., Maisels F., & R. Wallace. 2004. Selection criteria for suites of landscape species as a basis for site-based conservation. *Biological Conservation*, 115:419-430.
- CRAE (Committee on Restoration of Aquatic Ecosystems). 1992. Restoration of Aquatic Ecosystems. Science, Technology and Public Policy. National Academic Press. Washington DC.
- Davic, R.D. 2004. Epistemology, culture, and keystone species. *Ecology and Society*, 9(3):r1 [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss3/resp1>.
- Diamond, J. 1997. Guns, germs and steel. W. W. Norton, New York, pp. 494.
- Díaz Gallardo, N., Iñiguez Dávalos L.I., & E. Santana. En prensa. Ecología y conservación de la nutria (*Lontra longicaudis*) en la cuenca baja del Río Ayuquila, Jalisco, en: Trópicos en sistemática, biogeografía, ecología y conservación de mamíferos (G. Sánchez-Rojas y A. Rojas Martínez, Eds.). Ed. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo.
- Dobson, A.P., Bradshaw A.D., & A.J.M. Baker. 1997. Hopes for the future: restoration ecology and conservation biology. *Science*, 277:515-522.
- Downs, P.W., & G. Priestnall. 1999. System design for catchment-scale approaches to studying river channel adjustments using a GIS. *Int. J. Geographical Information Science*, 13(3):247-266.
- Downs, P.W., Skinner K.S., & .G.M. Kondolf. 2002. Handbook of ecological restoration. Rivers and streams. Chapter 12, Vol.2., Ed., M.R. Perrow & A.J.Davy. Cambridge University Press. 599p.
- Erasmus, B.F.N., Freitag S., Gaston K.J., Erasmus B.H., & A.S. van Jaarsveld. 1998. Scale and conservation planning in the real world. *Proceedings of the Royal Society of London*, 266:315-319.
- Escalante, E.T. 2003. Determinación de prioridades en las áreas de conservación para los mamíferos terrestres de México, empleando criterios biogeográficos. *Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Serie Zoología*, 74(2):211-237.
- Forman, R.T.T., & M. Godron. 1986. Landscape Ecology. John Wiley & Sons, New York.
- Forman, R.T.T. 1995. Land Mosaics. Cambridge University Press, Cambridge.
- Galat, D.L., & R. Lipkin. 2000. Restoring ecological integrity of great rivers: historical hydrographs aid in defining reference conditions for the Missouri river. *Hydrobiologia*, 422/423:29-48.
- Gallo, J.P. 1982. En busca de los perros de agua. Comunidad CONACYT. Año VIII, N° 138-139: 131-132.

- Gallo, J.P. 1987. Reconocimiento del hábitat y alimentación del perro de agua (*Lutra longicaudis annectens* Major, 1897) en la Cuenca del Río Nexpa, Guerrero, México. Memorias del Simposio Internacional de Mastozoología Latinoamericana. Cancún. Quintana Roo, Junio de 1987.
- Gallo-Reynoso, J.P. 1989. Distribución y estado actual de la nutria o perro de agua (*Lutra longicaudis annectens* Major, 1897) en la Sierra Madre del Sur, México. Facultad de Ciencias, UNAM. Tesis de grado de maestro en ciencias, 196pp.
- Garibaldi, A., & N. Turner. 2004. Cultural keystone species: implications for ecological conservation and restoration. *Ecology and Society*, 9(3):1 [online] URL: <http://www.Ecologyandsociety.org/vol9/iss3/art1>.
- González del Tánago, M., & D. García de Jalón. 2001. Restauración de ríos y riberas. Fundación Conde del Valle de Salazar - Ediciones Mundi - Prensa (eds.). Madrid, 319pp.
- Grinnell, J. 1917. Field tests on theories concerning distributional control. *Am.Nat.*51:115-128.
- Grinnell, J. 1924. Geography and evolution. *Ecology* 5:225-229.
- Hall, E.R. 1981. The mammals of North America. Second Edition. Wiley & Sons. Pp.1175.
- Hanski, I. 1999. Metapopulation ecology. Oxford University Press. Pp.313.
- Hehnke, M., & C.P. Stone. 1978. Value of riparian vegetation to avian populations along the Sacramento River System, en: González del Tánago Marta y Diego García de Jalón. 2001. Restauración de ríos y riberas. Cap.7. Fundación Conde del Valle de Salazar - Ediciones Mundi- Prensa. Madrid (eds.), 319p.
- Hobbs, R.J. 1993a. Effects of landscape fragmentation on ecosystem processes in the western Australian wheatbelt. *Biological Conservation*, 64:193-201, en: Perrow M.R & J.D. Davy (eds.), *Handbook of ecological restoration*. Cambridge University Press, Vol.1, Pp. 444.
- Hobbs, R.J., Saunders D.A., & G.W. Arnold. 1993. Integrated landscape ecology: a Eastern Australian perspective. *Biological Conservation*, 64:231-238, en: Perrow M.R & J.D. Davy (eds.), *Handbook of ecological restoration*. Cambridge University Press, Vol.1, Pp. 444.
- Hobbs, R.J. 1995. Landscape ecology, en: *Encyclopedia of environmental biology*, 2:417-428. Academic Press, New York.
- Hobbs, R.J. 2002. The ecological context: a landscape perspective, en: Perrow M.R & J.D. Davy (eds.), *Handbook of ecological restoration*. Cambridge University Press, Vol.1, Pp. 444.
- Holl, K.D., & J. Cairns Jr. 2002. Monitoring and appraisal, en: Perrow M.R., & A.J.Day (eds.). *Handbook of ecological restoration*. Vol.1 Principles of restoration. Cambridge University Press, Pp.444.
- Hutchinson, G.E. 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposium of Quantitative Biology*, 22:415-427. Reprinted in 1991, *Classics in Theoretical Biology*, *Bulletin of Mathematical Biology*, 53:193-213.

- Huxel, G.R., & A. Hastings. 1999. Habitat loss, fragmentation and restoration. *Restoration Ecology*, 7(3):309-315.
- IMTA (Instituto Mexicano de Tecnología del Agua). 1999. Informe sobre el río Apatlaco. Inédito.
- IMTA (Instituto Mexicano de Tecnología del Agua). 1999-2000a. Suelos de la cuenca del Tembembe. Generada a partir de CETENAL, 1976 y 1982. Cartas edafológicas escala 1:50 000, Clavcs: E-14-A-58, E-14-A-49, E14-A-49 y E-14-A-58. Coordinación de Tecnología de Riego y Drenaje. Subcoordinación de Conservación de Cuencas, SIG-Cuencas. México.
- IMTA (Instituto Mexicano de Tecnología del Agua). Coordinación de Tratamiento y Calidad del Agua. Subcoord. de Hidrología y Evaluación Ambiental. 1999-2000b. Suelos del Apatlaco. Generada a partir de INEGI. Cartas edafológicas, escala 1:50 000. México.
- IMTA (Instituto Mexicano de Tecnología del Agua). 1999-2000c. Sistema de Barrancas del Alto Apatlaco-Tembembe: Microcuencas del Tembembe y Apatlaco. Coordinación de Tecnología de Riego y Drenaje. Subcoordinación de Conservación de Cuencas. SIG-Cuencas. Escala 1:250 000. México.
- IMTA (Instituto Mexicano de Tecnología del Agua). Coordinación de Tecnología de Riego y Drenaje. Subcoord. de Conservación de Cuencas. SIG-Cuencas. 1999-2000d. Uso del suelo y vegetación del Tembembe. Escala 1:250 000. Obtenido del Inventario Nacional Forestal. 1994. México.
- IMTA (Instituto Mexicano de Tecnología del Agua). Coordinación de Tecnología de Riego y Drenaje. Subcoord. de Conservación de Cuencas. SIG-Cuencas. 1999-2000e. Suelos de la cuenca del Tembembe. Generada a partir de CETENAL. 1976 Y 1982. Cartas edafológicas escala 1: 50 000, Claves: E-14-A-58, E-14-A-49, E-14-A-49 y E-14-A-58. México.
- IMTA (Instituto Mexicano de Tecnología del Agua). Coordinación de Tratamiento y Calidad del Agua. Subcoord. de Hidrología y Evaluación Ambiental. 1999-2000f. Suelos de Apatlaco. Escala 1:50 000. México.
- INE (Instituto Nacional de Ecología). 1985. Protección y restauración de la vegetación ribereña del Río Balsas. SEDUE, México, D.F.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). 2002. Centro de Investigaciones Biológicas "J. Félix Frias Sánchez". Univ. Autónoma del Estado de Morelos (CIBUAEM). Página del Corredor Biológico Chichinautzin.
- Jackson, L.L., Lopoukhine N., & D. Hillyard. 1995. Ecological restoration: a definition and options, *Restoration Ecology*, 3:71-75, en: Perrow M.R., & A.J. Day (eds.). *Handbook of ecological restoration*. Vol.1 Principles of restoration. Cambridge University Press. Pp.444.
- Kondolf, G.M., & E.R. Micheli. 1995. Evaluating stream restoration projects. *Environmental Management*, 19(1):1-15.
- Larivière, S. 1999. *Lontra longicaudis*. Mammalian species, *American Society of Mammalogists* 609:1-5.

- Lobo, J.M., & J. Hortal. 2003. Modelos predictivos: Un atajo para describir la distribución de la diversidad biológica. *Ecosistemas*, AñoXII, N°1. <http://www.aee.org/ecosistemas/031/investigacion3.htm>
- Lodé, T. 1993. The decline of otter *Lutra lutra* populations in the region of the Pays de Loire, western France. *Biological Conservation*, 65: 9-13.
- Long, J., Teclé A., & B. Burnette. 2003. Cultural foundations for ecological restoration on the White Mountain Apache reservation. *Conservation Ecology*, 8(1):4. [URL]:<http://www.consecol.org/vol8/iss1/art4>.
- Mac Nally, R. 1999. Dealing with scale in ecology, en: *Issues in landscape ecology*, Wiens J.A., & M.R. Moss, (eds.), pp. 10-17. International Association for Landscape Ecology, Guelph, Ontario, Canada.
- Malanson, G.P. 1993. *Riparian Landscapes*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Mason, C.F., & S.M. Macdonald. 1987. The use of spraints for surveying otter *Lutra lutra* populations: an evaluation. *Biological Conservation*, 41:167-177.
- Mason, C., & S. Macdonald. 1990. Conclusions and priorities for otter conservation, en: *Otters: an action plan for their conservation*, Foster P., Turley S., Macdonald S., & C. Mason (eds.). Pp.80-88, International Union for the Conservation of Nature, Otter Specialist Group, Gland, Switzerland, Pp.126.
- Meffe, G.K., & C.R. Carroll. 1997. *Principles of conservation biology*. Second Edition. Sinauer Associates. Inc Publishers. Sunderland, Massachusetts, Pp.729.
- Naiman, R.J., & H. Décamps. 1997. The ecology of interfaces: Riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 28:621-58.
- Naveh, Z. 1994. Biodiversity and landscape management. In: *Biodiversity and Landscapes. A paradox of humanity*, Kim K.C., & R.D. Weaver, (eds.), pp.187-207. Cambridge University Press, Cambridge.
- NRC (National Research Council). 1992. *Restoration of aquatic ecosystems: science, technology and public policy*. Committee on restoration of aquatic ecosystems: Science, Technology and Public Policy, Water Science and Technology Board, Commission of Geosciences, Environment and Resources, National Research Council. National Academy of Sciences, Washington, D.C., Pp.552.
- O'Keeffe, J.H. 1989. Conserving rivers in Southern Africa. *Biological Conservation*, 49:255-274.
- Orians, G.H. 1997. Global Biodiversity I. Patterns and processes, en: Meffe, G.K., & C.R. Carroll. 1997. *Principles of conservation biology*. Chapter 4, Second Edition. Sinauer Associates. Inc Publishers. Sunderland, Massachusetts, Pp.729.
- Oswald, U. 1992. Mitos y realidades del Morelos actual. UNAM. Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias, Cuernavaca, Morelos, México, Pp.344.
- Parkyn, S.M., Davies-Colley R.J., Halliday, J.N., Costley K.J., & G.F. Croker. 2003. Planted riparian buffer zones in New Zealand: do they live up to expectations? *Restoration Ecology*, 11(4):436-447.

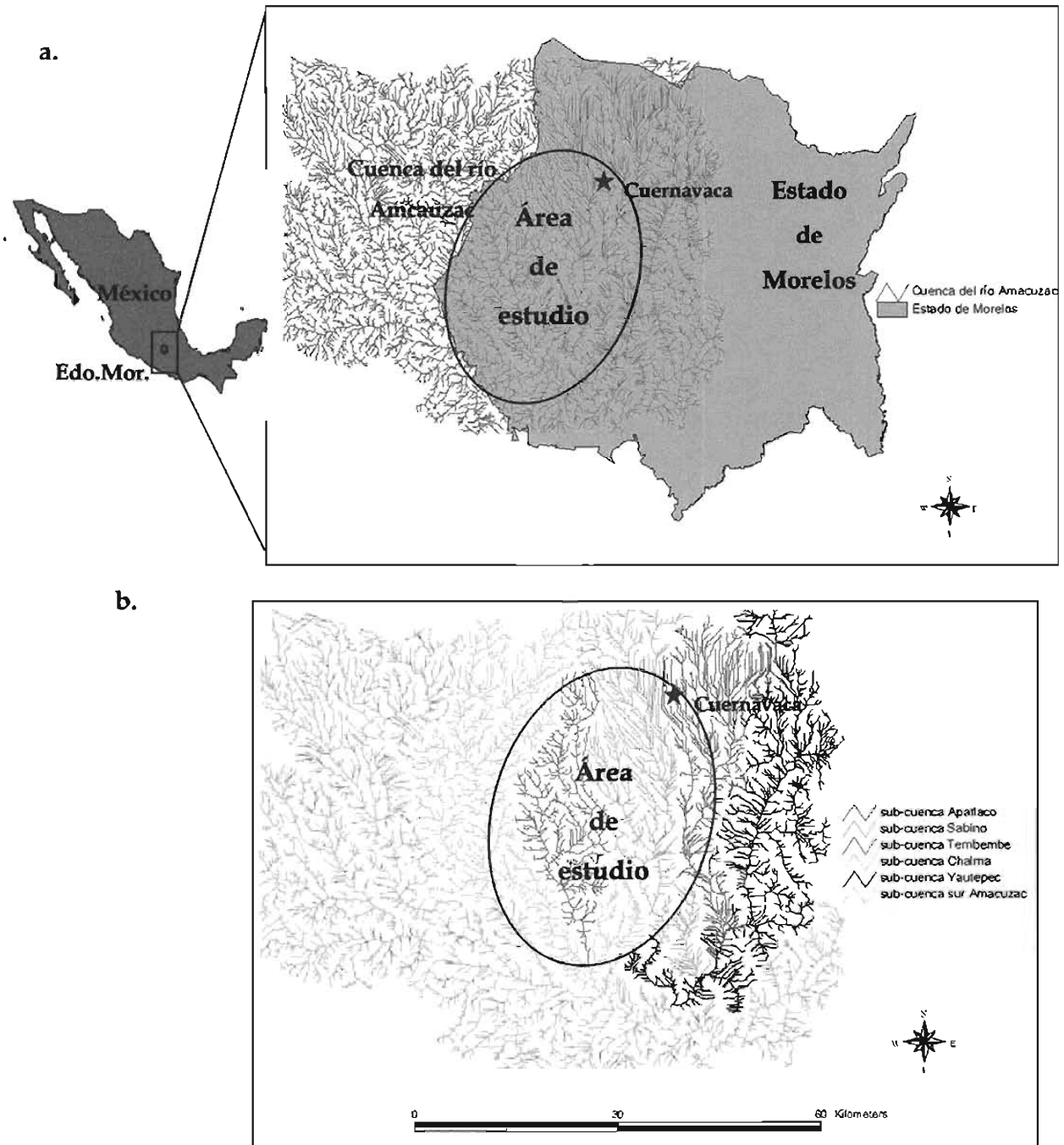
- Peres, C.A., & J.W. Terborgh. 1995. Amazonian nature reserves: an analysis of the defensibility status of existing conservation units and design criteria for the future. *Conservation Biology*, 9(1):34-46.
- Peterson, Ch. 2002. Recruitment overfishing in a bivalve mollusc fishery: hard clams (*Mercenaria mercenaria*) in North Carolina. *Canadian Journal Of Fisheries And Aquatic Sciences*, 59(1):96-104.
- Peterson, D.L., & V.T, Parker. 1998. *Ecological Scale: Theory and applications*. Columbia University Press, New York.
- Poff, N.L. 1997. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, 16:391-409.
- Pressey, R.L., Possingham H.P., & J.R. Day. 1997. Effectiveness of alternative heuristic algorithms for identifying indicative minimum requirements for conservation reserves. *Biological Conservation*, 80(1997):207-219.
- Pringle, C.M. 1996. Fragmentation in Stream ecosystems. Essay 9D. *Principles of Conservation Biology*. Second Edition. Ed: Sinauer Associates. Inc Publishers. Sunderland, Massachusetts, Pp.729.
- Pulliam, H.R. 2000. On the relationship between niche and distribution. *Ecology letters* 3:349-361.
- Ruherford, J.C, Davies-Colley R.J., Quirrn J.M., Stroud M.J., & A.B. Cooper. 1999. Stream shade: towards a restoration strategy. Department of conservation, Wellington, New Zealand.
- Sala, O.E., Chapin F.S.III, Armesto J.J., Berlow E., Bloomfield J., Dirzo R., Huber-Sanwald E., Huenneke L., Jackson R., Kinzig A., Leemans R., Lodge D., Mooney H., Oesterheld M., Poff N., Sykes M., Walker B., Walker M., & D. Wall. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2001. *Science*, 287:1170-1774.
- Sánchez-Cordero V., Cirelli V., Murguía M., & S. Sarkar. 2005. Place prioritization for biodiversity representation using species' ecological niche modeling. *Biodiversity Informatics*, 2:11-23.
- Sánchez-Cordero V., Murguía M., & A.T. Peterson. 2004. GIS-based predictive biogeography in the context of conservation, en: Lomolino M.V., & L.R. Heaney (eds.). *Frontiers in biogeography. New directions in the geography of nature*. Sinauer Associates, Inc. Publishers, Pp.436.
- Sarkar, S. 2004. *Conservation Biology*. Stanford Encyclopedia of Philosophy. Preliminary draft.
- Sax, D.F., & S.T. Gaines. 2003. Species diversity: from global decreases to local increases. *Trends in Ecology and Evolution*, 18(11):561-566.
- Schaeffer, D.J., Herricks E.E., & H.W. Kerster. 1988. Ecosystem health: 1. Measuring ecosystem health. *Environments Management*, 12(4):445-455.
- Schmidt, K.A., & R.S. Ostfeld. 2001. Biodiversity and the dilution effect in disease ecology. *Ecology*, 82(3):609-619.
- Soler, A. 2002. Nutrias por todo México. *Biodiversitas*. Año 6, Núm.43.
- Soulé, M., & B.A. Wilcox, (eds.). 1980. *Conservation Biology*. Chapter 6, Insular ecology and conservation. Sinauer Associates.

- Stockwell, D.R.B. 1999. Machine learning methods for ecological applications: Genetic Algorithms II. Species Distribution Modelling, chapter 5:123-144.
- Sweeney, B.W., Bott Th.L., Jackson J.K., Kaplan L.A., Newbold J.D., Standley L.J., Hession W.C., & R.J. Horwitz. 2004. Riparian deforestation, stream narrowing and loss of stream ecosystem services. PNAS, 1(39):14132-14137.
- Tilman, D., May R.M., Lehman C.L., & M.A. Nowak. 1994. Habitat destruction and the extinction debt. Nature, 371(6492):65-66.
- Trimble, S.W., & A.C. Mendel. 1995. The cow as a geomorphic agent. A critical review. Geomorphology, 13:233-253.
- Vannote, R.L., Minshall G.W., Cummings K.W., Sedell J.R., & C.E. Cushing. 1980. The river continuum concept. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 37:130-137.
- Velásquez, A. 1993. Landscape ecology of Tlaloc and Pelado volcanoes, México. International Institute for Aerospace Survey and Earth Sciences. The Netherlands, en: Alimentación, abundancia y uso de hábitat del gato montés (*Lynx rufus*) en el sur del valle de México. Tesis doctoral, J.M. Aranda. 2001. Univ. Querétaro.
- Ward, J.V., & J.A., Wiens. 2001. Ecotones of riverine ecosystems: role and typology, spacio-temporal dynamics, and river regulation. Ecohydrology and Hydrobiology, 1:25-36.
- Warman, L.D., & A.R.E. Sinclair. 2000. A systematic method for identifying priority conservation areas using wildlife habitat relationships and observed locations of rare species. Proceedings, From science to management and back: a science forum for southern interior ecosystems of British Columbia, Hollstedt D., Sutherland D., & T. Innes (eds.), pp:141-144. Southern Interior Forest Extension and Research Partnership, Kamloops, B.C.
- Westra, L. 1996. Ecosystem integrity and the "Fish wars". Journal of Aquatic Ecosystem Health, 5:275-282.
- Wiens, J.A. 1989. Spatial scaling in ecology. Functional Ecology, 3:385-397.
- Wiens, J.A. 2001. Understanding the problem of scale in experimental ecology, en: Scaling relationships in experimental ecology, Gardner M., Kemp V., Kennedy, & J. Petersen (eds.), pp.61-88. Columbia University Press, New York.
- Wiens, J.A. 2002. Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water. Freshwater Biology, 47:501-515.
- Wiens, J.A., Crawford C.S., & Gosz J.R. 1985. Boudary dynamics: a conceptual framework for studying landscape ecosystems. Oikos, 45:421-427.
- Wiens, J.A., Stenseth N.C., Van Horne B., & R.A. Ims. 1993. Ecological mechanisms and landscape ecology. Oikos, 66:369-380.

- Wyant, J.G., Meganck R.A., & S.H. Ham. 1995. A planning and decision-making framework for ecological restoration. *Environmental management*, 19(6):789-796.
- Zonneveld, I.S. 1995. *Land ecology*. SPB, Academic Publishing, Amsterdam.

1.6. Cuadros y Figuras

Figura 1.1. a. Ubicación del área de estudio en el contexto nacional y estatal; b. sub-cuencas hidrológicas pertenecientes a la cuenca del río Amacuzac, consideradas en el área de estudio.



Capítulo 2

Validación de la presencia de la especie en la zona de estudio y caracterización del ambiente

2.1. Introducción

La nutria de río (*Lontra longicaudis annectens* Major 1987), por su tamaño, requerimientos espaciales, alimentación y comportamiento, es altamente sensible a cambios drásticos en su hábitat, a la degradación de los ambientes de ribera y a la contaminación de los cuerpos de agua, por lo que se la ha considerado un indicador de la degradación de los ecosistemas acuáticos (Lodé 1993). Sus poblaciones se han visto fuertemente disminuidas en diferentes regiones como respuesta al conjunto de condiciones generado por el alto nivel de deterioro, por la pérdida de hábitat por contaminación del agua y destrucción de los ambientes de ribera, además de la cacería ilegal (Soler 2002, Gallo 1989). La especie se encuentra incluida en el Apéndice I CITES, clasificada en peligro de extinción por USESA (Endangered Species Act), vulnerable por la UICN y, amenazada por la NOM 059-2001 México; además está protegida en Argentina, Bolivia, Brasil y Estados Unidos de América (Larivière 1999, Davis online). En México, la nutria de río ha dejado de observarse en las áreas de mayor altitud de su distribución y ríos medianos afectados por desechos industriales, desagües de ingenios azucareros, desechos de la minería, extracción intensiva de agua para irrigación, y desechos urbanos con altas concentraciones de contaminantes. En el área de estudio, las poblaciones de *L.l.annectens* han sido severamente disminuidas de los ecosistemas ribereños durante los últimos veinte años (Gallo 1989), fundamentalmente por la destrucción del hábitat, y uso humano del suelo y de los sistemas hidrológicos. Entre las consecuencias de la destrucción del ecosistema, se encuentra una fuerte fragmentación espacial del bosque ribereño donde es posible encontrar un gradiente en las condiciones de perturbación/conservación de los fragmentos. En este contexto, se espera encontrar registros actuales de la especie, y una relación entre su presencia y las condiciones de perturbación/conservación del ecosistema ribereño y las subcuencas hidrológicas analizadas. Este capítulo tuvo como objetivos: 1) validar en campo la presencia de la especie, en la zona de estudio; 2) caracterizar en campo el estado (cualitativo) del sistema fluvial de la zona de estudio, a través de variables categóricas fácilmente observables, con el fin de relacionarlo con la presencia o ausencia de la especie.

2.1.I. Biología y ecología de la nutria de río.

Clase: Mammalia

Orden: Carnivora

Familia: Mustelidae

Subfamilia: Lutrinae

Género: *Lontra*

Especie: *Lontra longicaudis annectens* (Major, 1897), (Hall 1981).

Nombres comunes: Nutria, lobito de río, perro de agua.

Características generales. Se distribuye desde el NO de México (30° N) hasta el norte de la Provincia de Buenos Aires, Argentina (34° S), excepto en Chile (Larivière 1999). Tiene la distribución más amplia de las especies de *Lontra*, siendo la más común en México. Pesa de 5 a 15 kg y mide de largo de 360 a 660 mm (Berry 2000, Creaciois 2003).

Es un animal solitario. Los grupos usualmente de dos a tres individuos, son de hembras con crías. El macho permanece con la hembra solo durante el apareamiento y las hembras se encargan del cuidado de las crías (Larivière 1999). Gallo (1989), reporta que en la Sierra Madre del Sur, México, *L.l.annectens* se reproduce a lo largo del año observándose una mayor frecuencia de nacimientos durante la estación seca (nov-may), dejando en promedio 2 crías. El período promedio de gestación es de 56 días. Es vivípara, iterópara y dioica con dimorfismo sexual.

Sus hábitos alimentarios muestran una clara preferencia por los crustáceos (*Atya spp.* y *Macrobrachium spp.*), y peces "lentos" (Cichlidae, Gobiesoxidae y Pimelodidae). Es oportunista y se alimenta de insectos, anfibios, reptiles, aves y pequeños mamíferos según su disponibilidad y su capacidad para huir (Pardini 1998, Gallo 1997, Helder & DeAndrade 1997). Los restos de peces componen entre el 40% y el 97.2% de las heces. Estas son de forma cilíndrica y cuando están frescas se puede apreciar una mucosa de coloración verdosa. Es excelente nadador y sus buceos se extienden durante 20 o 30 segundos (Gallo 1989, Larivière 1999).

En zonas donde no son perseguidas son de hábitos diurnos. La actividad nocturna se observa cuando sus actividades son disturbadas por el hombre (Larivière 1999). Entre sus depredadores conocidos se encuentran jaguares, caimanes, cocodrilos, aves de presa, perros y humanos. Está sujeta a cacería para alimentación, por el valor de su piel y a muerte incidental en redes de pesca. Se la considera de importancia económica para el hombre (Larivière 1999, Nowak 1999 y 1991), aunque actualmente su caza y comercialización se encuentran

estrictamente prohibidas (NOM 059-2001 México).

Preferencias ambientales. *Lontra longicaudis* es la especie de nutria más versátil de las especies americanas, adaptándose fácilmente a una variedad de hábitat (Díaz Gallardo et al. en prensa). Se encuentra usualmente desde el nivel del mar hasta los 1500 msnm, aunque ha sido reportada ocasionalmente hasta los 3000 msnm. Sin embargo, Santos-Moreno et al. (2003) la registran hasta los 1700 msnm en Oaxaca, y Gallo (1997) registra la mayor altitud para México en 2000 msnm. Pardini & Trajano (1999) la ubican en ambientes con 1500 mm de precipitación anual, temperatura media anual de 18-19°C, temperatura media del mes más cálido de 23°C, y temperatura media del mes más frío de 15°C.

La nutria de río habita en ríos de aguas claras, corrientes rápidas y en lagunas, embalses y esteros. Se encuentra en casi todos los ríos grandes y medianos, planicies costeras y arroyos de montaña de México (Díaz Gallardo et al. en prensa), y en pozas grandes apartadas y sombreadas (Gallo 1989), pudiendo también utilizar canales de irrigación (Cirelli obs.pers, Gallo 1989, Mason & Macdonald 1986, Macdonald & Mason 1985). Macdonald & Mason (1985) y Sidorovich et al. (1996), encontraron que *Lutra lutra* es más numerosa en ríos medianos (11-15 m ancho y hasta 3 m profundidad), que en ríos pequeños (1-5 m ancho y menos de 1 m profundidad); Madsen & Prang (2001) y Kruuk et al. (1989), la citan para profundidades mayores a 1 m. Sin embargo, los ríos pequeños tienen gran importancia en cuanto al funcionamiento de las poblaciones a escalas de paisaje y regionales (Sidorovich et al. 1996).

Las áreas con disponibilidad de agua superficial constante durante el año, favorecen ecosistemas más estables y aptos para mantener madrigueras y alimento durante la época seca (Barbosa et al. 2003, Brzezinski et al. 1996, Gallo 1989). Con lo cual, las condiciones típicas de hábitat para la nutria de río se establecen normalmente en sustratos combinados que favorecen la acumulación de agua, la presencia de pozas y buen número de cuerpos de agua. Estos sustratos se conforman típicamente de bloques rocosos dispersos, canto rodado y fondo arenoso, o sustratos arcillosos.

Numerosos autores (Madsen & Prang 2001, Nowak 1999, Cortés et al. 1998, Brzezinski et al. 1996, Lodé 1993, Gallo 1989, Kruuk et al. 1989, Macdonald & Mason 1985, Jenkins 1980, Jenkins & Burrows 1980), han establecido la importancia de la vegetación ribereña en la presencia de la nutria. El bosque cerrado en galería, favorece escondites en las zonas rocosas aledañas al río y es determinante para su distribución, por el establecimiento de sus territorios y madrigueras. No solo se encuentran positivamente correlacionados con la cobertura en las riberas, sino con la

extensión de la vegetación en los alrededores de los ríos (entorno), riberas con vegetación con árboles en filas y árboles individuales, que pueden usarse como refugios entre raíces. Sus madrigueras se encuentran en cuevas excavadas cerca de lagos o corrientes permanentes. Los refugios incluyen cuevas entre rocas, raíces de árboles, paredes rocosas y espacios entre la vegetación. Algunos autores sugieren que las cuevas generalmente se encuentran protegidas y lejos de la corriente principal (Pardini & Trajano 1999).

La actividad de marcado también puede relacionarse positivamente con la vegetación. Depositán sus excrementos en lugares conspicuos, usualmente troncos y rocas junto a zonas con mayores profundidades de agua, sistemas de raíces, barras de arena y columnas debajo de puentes. Prefieren lugares sólidos, altos, secos y cercanos a aguas profundas, pero también defecan en sitios frecuentemente afectados por inundaciones (Quadros & Leite de Araújo Monteiro-Filho 2002). Se valen de sus heces para dejar señales olfativas relacionadas con la protección del territorio y la actividad sexual (Larivière 1999). Según Larivière (1999) el marcado se concentra en las áreas del territorio más frecuentadas como centros de actividad. Sin embargo, otros autores (Madsen & Prang 2001, Kruuk & Conroy 1987, Melquist & Dronkert 1987, Chehébar 1985) consideran que la ausencia de excretas de nutria no necesariamente indica la ausencia de individuos en el área pues pueden vivir en un área sin defecar en ella, aunque es muy infrecuente. Aunque no es posible utilizar el número de excretas como estimador poblacional, sí es útil como indicador del uso del hábitat. Su número, puede dar una idea general de la disminución del número de nutrias, si comparativamente con muestreos previos, se encuentra un número significativamente menor en el área recorrida, confirmando los resultados de las observaciones directas (Macdonald & Mason 1985, Jenkins & Burrows 1980). Asimismo, en ambientes ribereños los refugios no necesariamente se consideran centros de actividad (Pardini & Trajano 1999).

Se considera un ámbito hogareño de aproximadamente 3 a 5 km lineales de río y se han observado hasta 2000 m tierra adentro. Sin embargo, existen diferencias individuales en el uso del hábitat con respecto al sexo (generalmente los machos ocupan mayores áreas que las hembras; Durbin 1996), a patrones de movimiento de corto y largo plazo y, a variaciones estacionales. Los ríos temporales promueven ámbitos hogareños mayores que los ríos permanentes, e incluso migraciones estacionales por sequía extrema (Gallo 1989).

2.2. Metodología

Para validar la presencia de la nutria de río, a partir de información bibliográfica y de museo, se identificaron los principales parámetros biológicos y ecológicos que definen a la especie: distribución geográfica, historia natural, características físicas, reproductivas, de alimentación y conducta; tipo y estructura de la vegetación de los cursos de agua y ambientes ribereños, refugio, calidad del agua, e ictiofauna, principalmente. Los sitios de muestreo se seleccionaron considerando esta información y la ubicación de los registros históricos positivos de la especie (Cuadro 2.1). En campo, se obtuvieron los registros positivos de la especie y la información sobre variables categóricas (indicadores ecológicos), que establecen la situación ambiental actual de los ambientes ribereños.

2.2.I. Selección de los sitios de muestreo. El área de trabajo se estableció a escala de subcuenca hídrica con el fin de integrar aspectos hidrológicos y biológicos, en correspondencia con los requerimientos de hábitat de la especie seleccionada. Los puntos de muestreo se seleccionaron sobre los ríos principales de las sub-cuencas, en sitios definidos sobre ríos permanentes del área de estudio. Con el fin de establecer la situación actual de los sitios con registros históricos de presencia de la especie, se realizó el mismo muestreo en todos los sitios donde se han observado registros históricos (Cuadro 2.1, Fig. 2.1). Tanto los ríos permanentes como los sitios de muestreo, se identificaron con base en información cartográfica escala 1:50 000, cartas E14A58-59-68-69 (INEGI 2001).

Considerando un ámbito hogareño de la nutria de aproximadamente 3 a 5 km a lo largo del río y restringido al río y sus márgenes, se tomaron las características ambientales en sitios puntuales cada 500 m a 1000 m lineales (Bonesi & Macdonald 2004, Barbosa et al. 2003, Quadros & Leite de Araújo Monteiro-Filho 2002, Gallo 1989, Kruuk et al. 1989). Los recorridos se realizaron por los ríos desde el amanecer hasta el anochecer, a pie o en balsa, por una y/o ambas riberas en función de su accesibilidad, a un promedio de 6 km/día con el fin de identificar rastros (sitios de refugio, heces, resbaladeros, huellas, restos de alimentos, revolcaderos, etc.; Díaz Gallardo et al., en prensa, White et al. 2003, Quadros & Leite de Araújo Monteiro-Filho 2002, Madsen & Prang 2001, Hutchings & White 2000, Hussain & Binod 1997, Gallo 1989, Kruuk 1992, Kruuk et al. 1989/1986, Kruuk & Conroy 1987, Melquist & Dronkert 1987, Chehébar 1985). Se registraron todos los signos de nutria encontrados. El trabajo de campo se realizó durante dos estaciones secas consecutivas (febrero/mayo 2003; enero/abril 2004) en intervalos irregulares. El

número de sitios y la longitud de los ríos recorridos se estableció según la accesibilidad a los cursos de agua y en función de la eficiencia de muestreo en avistamientos de nutria por km recorridos (Quadros & Leite de Araújo Monteiro-Filho 2002, Díaz Gallardo et al., en prensa).

2.2.II. Selección de indicadores ambientales. Con el fin de establecer las condiciones ambientales umbrales hacia las cuales dirigir el estudio, se ha definido un ecosistema de referencia que de manera arbitraria, establece las características generales de comparación con el sistema en las condiciones actuales (Society for Ecological Restoration, SER 2002). En el caso particular de la nutria de río, la heterogeneidad espacial provocada por la interrupción del corredor ribereño (como consecuencia de actividades productivas y perturbaciones de diversos orígenes), puede afectar drásticamente los sistemas de reproducción, dinámica de poblaciones y patrones de movimiento (http://www.peru.com/mundoazul/nutrias/nutria_neotropical.asp, Nowak 1991, Pardini & Trajano 1999, Gallo 1997). Por este motivo, se ha enfocado un análisis a escala local y de paisaje considerando la escala óptima en la cual se desarrolla la especie objetivo, *Lontra longicaudis annectens*.

Para generar criterios aplicables a planes de conservación de la biodiversidad y restauración ecológica, se seleccionaron variables indicadoras que reflejen de una forma cuantificable y operativa, en qué estado se encuentra el ecosistema considerado (Wiens 2002, Palmer et al. 2000, NRC 1992, Kondolf & Micheli 1995). El estado de variables objetivo como son la biología y la ecología de la especie en estudio, en general difíciles de evaluar de manera directa, puede ser estimado mediante indicadores biológicos o ecológicos (IB, IE respectivamente) valorados en campo (EMAP 2005, Sarkar 2004 y 2002, Federal Interagency Stream Restoration Working Group 2001, Guisan & Zimmerman 2000). Los IB se han utilizado ampliamente para documentar la calidad y cantidad de hábitats disponibles para especies silvestres seleccionadas. Esto a través de criterios socioeconómicos incluyendo especies de alto interés público o económico (bandera, cinegéticas), e indicadores ecológicos (IE): especies clave, que ejercen una importante influencia sobre la comunidad o el ecosistema; especies de alta sensibilidad a factores ambientales específicos; y especies únicas, representativas de un gremio (Noss 1997). La nutria de río se incluiría en estas dos últimas categorías.

Los IE tienen la forma de variables categóricas que permiten establecer la situación ambiental (calidad y cantidad de hábitats) disponible para la especie silvestre en estudio. Con lo cual, la selección realizada en este trabajo se basó en tres criterios; en primer lugar, por la

facilidad de medirlos en campo y a partir de datos obtenidos de sensores remotos (imágenes satelitales o fotografías aéreas); en segundo, por ser versátiles y aplicables a distintos objetivos (conservación/restauración); y por último, por su relación con la ecología de la nutria de río (Madsen & Prang 2001, Brzezinski 1996, Kruuk et al. 1989). En este sentido, se eligieron en función de sus características para cumplir las condiciones de: sensibilidad para proveer un aviso rápido de cambios (Inhaber 1976); distribución sobre un área geográfica amplia; independencia relativa del tamaño de las muestras; facilidad para su registro, medición, cálculo y aplicación; bajos costos; fácil discriminación en cuanto a variaciones producto de ciclos o tendencias naturales, o cambios influenciados por el hombre; y, relevancia para registrar fenómenos ecológicos. En campo se estimaron variables abióticas: pendiente, ancho y características (tipo) de las riberas, profundidad y ancho de los cursos de agua, presencia de pozas; y variables bióticas: tipo de vegetación de la ribera, cobertura de la vegetación sobre río y riberas, tipo de uso del suelo del ecotono río-ribera, tipo de uso del suelo del entorno (Cuadro 2.2).

Por otro lado, la selección intenta contemplar indicadores que identifiquen relaciones causa-efecto entre acciones de perturbación y condiciones ambientales. Para ello se usaron dos de los tipos de indicadores propuestos por la categorización del Environmental Monitoring and Assessment Program for Ecological Indicators (EMAP 2005). Los indicadores "de respuesta", consideran características del ambiente cuya medición aporta evidencia sobre la condición biológica de un recurso a distintos niveles de organización. Pero puesto que no fue posible realizar mediciones similares repetidas sobre los distintos niveles de organización, se utilizaron indicadores relacionados con los indicadores de respuesta llamados indicadores de diagnóstico "de estado" y "de hábitat": 1) de estado (característica ambiental cuya medición provee evidencia de la existencia o magnitud de un indicador de respuesta en contacto con una presión física, química o biológica): uso del suelo en el entorno del río; 2) de hábitat (atributo físico cuya medición sirve para caracterizar las condiciones necesarias para soportar un organismo, población o comunidad en ausencia de contaminación): pendiente de la ribera, profundidad estimada del río, ancho estimado del río. Como indicador de presión (característica medida para cuantificar un proceso natural o una acción de manejo que produce cambios en el estado o hábitat) se seleccionó: porcentaje de vegetación ribereña primaria.

Los tipos de vegetación proporcionan información sobre las combinaciones de especies y sus interacciones y representan también a organismos inconspicuos que de otra forma quedarían

excluidos del análisis (Sarkar 2004). Para el análisis de la vegetación se generó una clasificación *ad hoc* de los tipos de vegetación presentes en los ambientes ribereños recorridos, siguiendo la clasificación de la vegetación de México (González - Medrano 2003). Esta clasificación identifica Formaciones Vegetales correspondientes a los tipos de vegetación *sensu lato*. Se encuentran definidas en una secuencia jerárquica por la fisonomía, la estructura y la fenología. De esta forma, la clasificación de la vegetación utilizada en el área de estudio se compone de: selva baja caducifolia, bosque ribereño primario, bosque ribereño secundario (arbóreo), matorral primario y matorral secundario (arbustos). Sin embargo, a los fines del análisis se han integrado las categorías de bosque y matorral primario bajo el nombre de "ribereño", y bosque y matorral secundario como "ribereño secundario". Finalmente, se corroboró en campo la existencia de los tipos de uso del suelo identificados en la cartografía actual (LISIG 2004) para las áreas aledañas a los ríos (entorno). La vegetación ribereña no se identifica a la escala de los mapas utilizados, por lo cual se llevó a cabo este análisis independiente.

2.3. Resultados

Se recorrieron un total de 172.7 km a lo largo de los ríos principales de las sub-cuencas hidrológicas (Cuadro 2.3) abarcando el curso de agua y la franja ribereña. Se muestrearon un total de 174 sitios ubicados sobre cinco ríos grandes de la cuenca y su número fue proporcional al largo del río y a la accesibilidad (Fig. 2.1). Con base en los IE seleccionados se establecieron las características físicas y ecológicas, y georreferencias de los sitios muestreados. En todos los casos los ríos presentaron distintos grados de perturbación asociados a la presencia humana y uso del suelo; se presentan los resultados obtenidos para los IE Cobertura de vegetación sobre la ribera y Entorno (Fig. 2.2). Los resultados obtenidos para los sitios con registros de presencia de la nutria de río se muestran en el cuadro 2.4.

En todos los casos, los registros encontrados de *L.l.annectens*, consistieron únicamente en excrementos ubicados sobre rocas (letrinas) en el curso de los ríos. En el total del área muestreada y en las dos temporadas de muestreo, se registró solamente un total de 7 letrinas distribuidas en los ríos de dos de las cinco sub-cuencas recorridas (Cuadros 2.1, 2.3 y 2.4). Además, de las 7 letrinas, dos pares se encontraron en sitios cercanos entre sí por menos de 100 m, es decir, que de cuatro de las letrinas, dos podrían corresponder a los mismos individuos/familias. Cada letrina presentó de 1 a 5 excretas de distinta antigüedad, estimándose como máximo una semana. El color varió de negro a gris, encontrándose compuestas casi en su

totalidad por restos de peces (escamas, pequeñas espinas y huesitos), y en general se observaron deshechas tanto secas como frescas.

2.4. Discusión

Validación en campo. La presencia de la especie indica que el área de estudio todavía conserva ciertas condiciones que satisfacen requisitos mínimos de su nicho ecológico. Sin embargo, aunque no es posible realizar una estimación poblacional a partir de los muestreos realizados (Macdonald & Mason 1985, Jenkins & Burrows 1980), la escasa proporción de registros de presencia en el área total, permite inferir una sustancial reducción de su área actual de distribución respecto de lo reportado para la década de 1980 (Gallo 1986 y 1989, Hall 1981). Esta situación, es condición suficiente para explorar si las condiciones bajo las que actualmente se encuentra a la especie representan condiciones mínimas para su presencia. En este sentido debe explorarse cuál es el estado de degradación de los ecosistemas locales en relación al paisaje en el que se inserta.

En ambas temporadas de muestreo, dos de los sitios positivos de presencia se encontraron a menos de 100 m entre sí, con lo cual se infiere que algunos individuos podrían permanecer en el área o migrar estacionalmente. Relacionado con esta posibilidad, aunque en principio se observó una posible relación entre el estado de degradación de las subcuencas y la "ausencia" de registros en las áreas más perturbadas, es necesario explorar las relaciones de manera más profunda pues no es posible asegurar que tales ausencias sean reales, y no consecuencia de un sesgo causado por la estación de muestreo (estación seca). Por este motivo se consideran pseudo-ausencias. Por cuestiones operativas el muestreo se realizó durante la estación seca, aumentando la probabilidad de encontrar signos que son rápidamente lavados durante la estación de lluvias, y mejorando la accesibilidad a áreas que quedan inundadas. Sin embargo, con el fin de establecer o descartar posibles migraciones estacionales de la especie, principalmente relacionadas con el régimen hidrológico, variaciones en las abundancias de presas y variaciones en las concentraciones de contaminantes, sería recomendable una futura ampliación del muestreo a otras épocas del año.

Los resultados indican que, a pesar de las condiciones de degradación que presentan las subcuencas, aún se mantienen algunas áreas que conservan características de hábitat y de nicho ecológico aptas para la presencia de la nutria de río. Sin embargo, es posible que la retracción del área de distribución de la especie se encuentre relacionada con la fragmentación del paisaje. Esto

se estaría observando a través del agrupamiento espacial de los registros de presencia en reducidas áreas y solamente en dos de los ríos muestreados, mientras que en el resto del área muestreada, mucho mayor en dimensiones, no se registró a la especie. En este sentido, la utilización de IE que favorecen un enfoque ecosistémico a escala de paisaje, se presenta como fundamental para la detección de áreas que contengan las características necesarias para la permanencia de la especie a largo plazo.

Caracterización ecológica del ecosistema ribereño. Los indicadores ecológicos (IE) seleccionados como estimadores de la presencia de la nutria de río (especie indicadora real de la biodiversidad, Sarkar 2004), resultaron ser herramientas robustas que permitieron establecer la presencia de la especie y los diferentes estados de perturbación causados por la actividad humana sobre el ecosistema ribereño analizado. Además, la selección *a priori* de IE estandarizados que caracterizan al ecosistema ribereño, hace que la metodología utilizada en este trabajo sea repetible y evaluable (Anderson et al 2003, NRC 1992).

Los resultados obtenidos de los análisis preliminares para las distintas categorías de las variables (IE) muestreadas (Fig. 2.2) mostraron que, mientras que las áreas con registros de presencia revelaron condiciones bajas de perturbación y cierta uniformidad en sus características, las áreas donde no se registró a la especie mostraron una fuerte heterogeneidad espacial de las características físicas, ecológicas y del estado de perturbación. Con lo cual, contrariamente a lo esperado, en áreas no perturbadas no se registró a la especie. De esto se infiere la existencia de alguna (o algunas) característica física del hábitat o del nicho ecológico de la especie que limita su presencia en su área de distribución, además de las limitantes establecidas por las condiciones de perturbación sobre los recursos.

Por último, se observó la inexistencia de peces de tamaños mayores a 20 cm, y una muy escasa presencia de moluscos y crustáceos; estos últimos se observaron solamente en 5 oportunidades durante el muestreo de campo, en áreas de barrancas profundas y de difícil acceso al humano (Cirelli obs.pers).

2.5. Conclusiones

Mediante el uso y análisis de IE que describen el estado o condición de perturbación de los recursos del ecosistema requeridos por la nutria de río, fué posible relacionar la presencia de la especie con la degradación del ecosistema ribereño del área de estudio. Se infirió que la escasa presencia de la nutria de río y la reducción de su área de distribución está causada por el uso

humano y la fragmentación del paisaje. Sin embargo, es necesario diferenciar entre los limitantes naturales y las condiciones de perturbación para la presencia de la especie en áreas no perturbadas.

2.6. Literatura citada

- Barbosa, A.M., Real R., Olivero J., & J.M. Vargas. 2003. Otter (*Lutra lutra*) distribution modelling at two resolution scales suited to conservation planning in the Iberian Peninsula. *Biological Conservation*, 114: 377-387.
- Berry, K. 2000. *Lontra longicaudis*, Animal Diversity Web. (Ed.) Phil Myers. Accessed Sept. 10, 2004, at <http://animaldiversity.ummz.umich.edu>
- Bonesi, L., & D.W. Macdonald. 2004. Impact of released Eurasian otters on a population of American mink: a test using an experimental approach. *Oikos*, 106:9-18.
- Brzezinski, M., Romanowski J., Cygan J.P., & B. Pabin. 1996. Otter *Lutra lutra* distribution in Poland. *Acta Theriologica*, 41(2):113-126.
- Chehébar, C.E. 1985. A survey of the southern river otter *Lutra provocax* Thomas in Nahuel Huapi National Park Argentina. *Biological Conservation*, 32: 299-307.
- Chehébar, C.E, Gallur A., Giannico G., Gottelli M.D., & P. Yorio. 1986. A survey of the southern river otter *Lutra provocax* in Lanin, Puelo and Los Alerces National Parks, Argentina, and evaluation of its conservation status. *Biology of Conservation*. 38: 293-304.
- CITES I. 2005. Convention on international trade in endangered species of wild fauna and flora. [URL]: <http://www.cites.org/eng/app/index.shtml>
- Cortés, Y., Fernández-Salvador R., García F.J., Virgós E., & M.Llorente. 1998. Changes in otter *Lutra lutra* distribution in Central Spain in the 1964-1995 period. *Biological Conservation*, 86:179-183.
- Creaciois, J. 2003. Portal para la divulgación y conservación de los animales ibéricos. [URL]: <http://faunaiberica.org>.
- Davis J.A. Online. Mexican Otters. URL: <http://www.otternet.com/ROA/mexicanotters.htm>.
- Díaz Gallardo, N., Iñiguez Dávalos L.I., & E. Santana. En prensa. Ecología y conservación de la nutria (*Lontra longicaudis*) en la cuenca baja del Río Ayuquila, Jalisco, en: Tópicos en sistemática, biogeografía, ecología y conservación de mamíferos, Sánchez-Rojas G., & A. Rojas Martínez (eds.). Editorial Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo.
- Durbin, L.S. 1996. Individual differences in spatial utilization of a river-system by otters *Lutra lutra*. *Acta Theriologica*, 41(2):137-147.
- EMAP. 2005. Environmental Monitoring and Assessment Program for Ecological Indicators. Environmental Protection Agency. [URL]: <http://www.epa.gov/emap/>.
- Gallo, J.P. 1986. Otters in México. *Otters*, 1:19-24.

- Gallo, J.P. 1989. Distribución y estado actual de la nutria o perro de agua (*Lutra longicaudis annectens*, Major 1897) en la Sierra Madre del Sur, México. Facultad de Ciencias, UNAM. Tesis de grado de maestro en ciencias. Pp.196.
- Gallo, J.P. 1997. Situación y distribución de las nutrias en México, con énfasis en *Lontra longicaudis annectens* Major, 1897. *Revista Mexicana de Mastozoología*, 2:10-32.
- González-Medrano, F. 2003. Las comunidades vegetales de México. Instituto Nacional de Ecología, México. Pp.77.
- Grinnell, J. 1917. Field tests on theories concerning distributional control. *The American Naturalist*, 51:115-128.
- Grinnell, J. 1924. Geography and evolution. *Ecology*, 5:225-229.
- Guisan, A., & N.E. Zimmermann. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135:147-186.
- Hall, E.R. 1981. *The mammals of North America*. Second Edition. Wiley & Sons. Pp.1175.
- Helder, J., & H. DeAndrade. 1997. Food and feeding habits of the neotropical river otter *Lontra longicaudis* (Carnivora, Mustelidae). *Mammalia*, 61(2):193-203.
- Hussain, A.S. & B.Ch. Choudhury. 1997. Distribution and status of the smooth-coated otter *Lutra perspicillata* in the National Chambal Sanctuary, India. *Biological Conservation*, 80:199-206.
- Hutchings, M.R., & P.C. White. 2000. Mustelid scent-marking in managed ecosystems: implications for population management. *Mammal Review*, 30(3-4):157-169.
- INEGI. 2001. Cartas topográficas del estado de Morelos, escala 1:50000. E14A 58, 59, 68 y 69.
- Inhaber, H. 1976. *Environmental indices*. John Wiley & Sons. New York. Pp.178.
- Jenkins, D. 1980. Ecology of otters in Northern Scotland. I. Otter (*Lutra lutra*) breeding and dispersion in Mid-Deeside, Aberdeenshire in 1974-79. *Journal of Animal Ecology*, 49:713-735.
- Jenkins, D., & G.O. Burrows. 1980. Ecology of otters in Northern Scotland. III. The use of faeces as indicators of otter (*Lutra lutra*) density and distribution. *Journal of Animal Ecology*, 49:755-774.
- Kondolf, G.M. & E.R. Micheli. 1995. Evaluating stream restoration projects. *Environmental Management*, 19(1):1-15.
- Kruuk, H. 1992. Scent marking by otters (*Lutra lutra*): signaling the use of resources. *Behavioral Ecology*, 3:133-140.
- Kruuk, H. & J.W.H. Conroy. 1987. Surveying otter *Lutra lutra* populations: a discussion of problems with spraints. *Biological Conservation*, 41:179-183.
- Kruuk, H., Conroy J.W.H., Glimmerveen U., & E.J. Ouwkerk. 1986. The use of spraints to survey populations of otters *Lutra lutra*. *Biological Conservation*, 35:187-194.
- Kruuk, H., Moorhouse A., Conroy J.W.H, Durbin L. & S. Frears. 1989. An estimate of numbers and habitat preferences of otters *Lutra lutra* in Shetland, UK. *Biological Conservation*, 49:241-254.

- Larivière, S. 1999. *Lontra longicaudis*. Mammalian species. American Society of Mammalogists, 609:1-5.
- LISIG. 2004. Mapas temáticos digitales del estado de Morelos, México. Laboratorio de Investigaciones en Sistemas de Información Geográfica. UAEM. Cuernavaca.
- Lodé, T. 1993. The decline of otter *Lutra lutra* populations in the region of the Pays de Loire, Western France. *Biological Conservation*, 65:9-13.
- Lioncrusher's Domanin. Animal Information Pages. www.lioncruxher.com/animal.asp.
- Madsen, A.B., & A. Prang. 2001. Habitat factors and the presence or absence of otters *Lutra lutra* in Denmark. *Acta Theriologica*, 46(2):171-179.
- Macdonald, S.M., & C.F. Mason. 1985. Otters, their habitat and conservation in northeast Greece. *Biological Conservation*, 31:919-210.
- Mason, C.F., & S.M. Macdonald. 1986. Otters: ecology and conservation. Cambridge, Cambridge University Press.
- Melquist, W.E., & A.E. Dronkert. 1987. River otter. Pp. 627-641, en: *Wild Furbearer Management and Conservation in North America* (M. Novak, J.A. Baker, M.E. Obbard, B. Malloch, eds.). Ministry of Natural Resources, Ontario, Canada. Newton, R.B., K.P.
- NOM. 2001. Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2001, Protección ambiental de especies nativas de México de flora y fauna silvestre. Diario Oficial de la Federación marzo 2002. México.
- Noss, R.F. 1997. Hierarchical indicators for monitoring changes in biodiversity, en: *Messe G.K., & C.R. Carroll (eds.). Principles of conservation biology. Second Edition. Sinauer Associates. Inc Publishers. Sunderland, Massachusetts. Pp.729.*
- Nowak, R.M. 1991. *Walker's mammals of the world. Fifth ed. The John Hopkins University Press, Baltimore, Maryland, 1:1-642, 2:1-1629.*
- Pardini, R. 1998. Feeding ecology of the neotropical river otter *Lontra longicaudis* in an Atlantic Forest stream, south-eastern Brazil. *Journal of Zoology*, 245:385-391.
- Pardini, R., & E. Trajano. 1999. Use of sheltets by the neotropical river otter (*Lontra longicaudis*) in an Atlantic forest stream, Southeastern Brazil. *Journal of Mammalogy*, 80(2):600-610.
- Quadros, J., & E. Leite de Araújo Monteiro-Filho. 2002. Sprainting sites of the neotropical otter, *Lontra longicaudis*, in an atlantic forest area of southern Brazil. *Mastozoología Neotropical / Journal of Neotropical Mammalogy*, 9(1):39-46.
- Santos-Moreno, A., Briones-Salas M., González-Pérez G., & T. de J. Ortiz. 2003. Noteworthy records of two rare mammals in Sierra Norte de Oaxaca, México. *The Southwestern Naturalist*, 48(2):312-313.
- Sarkar, S. 2002. Defining "biodiversity"; assessing "biodiversity". *The Monist*, 81(1):131-155.
- Sarkar, S. 2004. *Conservation Biology. Stanford Encyclopedia of Philosophy. Preliminary draft.*
sarkar@mail.utexas.edu.
- Sidorovich, V.E, Jedrzejewska B., & W. Jedrzejewski. 1996. Winter distribution and abundante of

mustelids and beavers in the river valleys of Białowieża Primeval Forest. *Acta Theriologica* 41(2):155-170.

- Sierra-Huelsz, J. A. & J. A. Vargas-Contreras. 2002. Registros notables de *Lontra longicaudis annectens* (Carnivora: Mustelidae) en el Río Amacuzac en Morelos y Guerrero. *Revista Mexicana de Mastozoología*, 6:83-89.
- Soler, A. 2002. Nutrias por todo México. *Biodiversitas*. Año 6, Núm.43.
- The Federal Interagency Stream Restoration Working Group (FISRWG). 2001. Stream corridor restoration: principles, processes, and practices. Part 653 of the National Engineering Handbook, USDA-Natural Resources Conservation Service, FISRWG (10/1998). GPO Item No. 0120-A; SuDocs No. A 57.6/2:EN3/PT.653. ISBN-0-934213-59-3. [URL]:http://www.usda.gov/stream_restoration.
- White, P.C.L., McClean C.J., & G.L., Woodroffe. 2003. Factors affecting the success of an otter (*Lutra lutra*) reinforcement programme, as identified by post-translocation monitoring. *Biological Conservation*, 112:363-371.
- Wiens, J.A. 2002. Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water. *Freshwater Biology*, 47:501-515.

2.7. Cuadros y Figuras

Cuadro 2.1. Registros actuales e históricos de la nutria de río, *Lontra longicaudis annectens* en la sub-cuenca Apatlaco-Tembembe.

Registros actuales

LongW	LatN	Estado	Localidad	Tipo rastro	Fecha	Colector
E474459	2052557	Morelos	Vicente Aranda	excremento	29 abril 2003	Verónica Cirelli
E475455	2052453	Morelos	Vicente Aranda	excremento	29 abril 2003	Verónica Cirelli
E462793	2061801	Morelos	El ojo de agua	excremento	2 mayo 2003	Verónica Cirelli
E462980	2061914	Morelos	El ojo de Agua	excremento	26 enero 2004	Verónica Cirelli
E446780	2064158	Guerrero	Cacahuamilpa	excremento	26 enero 2004	Verónica Cirelli
E446884	2064042	Guerrero	Cacahuamilpa	excremento	27 enero 2004	Verónica Cirelli
E447558	2063368	Guerrero	Cacahuamilpa	excremento	16 abril 2004	Verónica Cirelli
E446362	2063807	Guerrero, Morelos	Alto Amacuzac. Entre Dos Bocas (Guerrero) y Huajintlán (Morelos)	excremento	jul1996-oct2002	José A. Sierra
E446626	2064021	Guerrero, Morelos	Alto Amacuzac. Entre Dos Bocas (Guerrero) y Huajintlán (Morelos)	huellas	jul1996-oct2002	José A. Sierra
E447066	2064112	Guerrero, Morelos	Alto Amacuzac. Entre Dos Bocas (Guerrero) y Huajintlán (Morelos)	excremento	jul1996-oct2002	José A. Sierra
E447269	2063282	Guerrero, Morelos	Alto Amacuzac. Entre Dos Bocas (Guerrero) y Huajintlán (Morelos)	excremento	jul1996-oct2002	José A. Sierra
E447825	2063065	Guerrero, Morelos	Alto Amacuzac. Entre Dos Bocas (Guerrero) y Huajintlán (Morelos)	excremento	jul1996-oct2002	José A. Sierra
E450987	2062411	Guerrero, Morelos	Alto Amacuzac. Entre Dos Bocas (Guerrero) y Huajintlán (Morelos)	excremento	jul1996-oct2002	José A. Sierra
E473411	2050349	Morelos	Entre La Fundición y Río Seco	sin dato	jul1996-oct2002	José A. Sierra
E472678	2050350	Morelos	Entre La Fundición y Río Seco	sin dato	jul1996-oct2002	José A. Sierra
E473530	2050994	Morelos	Entre La Fundición y Río Seco	sin dato	jul1996-oct2002	José A. Sierra
E447066	2064112	Morelos	Desembocadura Yautepec en Amacuzac, Cañón Garzas	excremento	jul1996-oct2002	José A. Sierra
E447269	2063282	Morelos	Desembocadura Yautepec en Amacuzac, Cañón Garzas	excremento	jul1996-oct2002	José A. Sierra

Cuadro 2.1. continuación

Registros históricos (Fuente: Juan Pablo Gallo obs.pers)

LongW	LatN	Estado	Localidad	Tipo rastro	Fecha	Colector
E440211	2054819	Guerrero	Cueva Aguacachil	sin dato	feb-mar 1986/87	sin dato
E503510	2089763	Morelos	Oaxtepec	sin dato	sin dato	sin dato
E494734	2087919	Morelos	Río Yautepec, Yautepec,	sin dato	sin dato	sin dato
E459622	2086118	Morelos	Barranca de Apapazco, 3.5 km de Palpan, Tlajotla,	sin dato	sin dato	sin dato
E470150	2082410	Morelos	Río Tetlama, km 5 carretera Xochicalco-Cuantepec,	sin dato	sin dato	sin dato
E471903	2080563	Morelos	Río Tembembe, desviación hacia Tetlama,	sin dato	sin dato	sin dato
E466625	2075040	Morelos	Piscifactoría "El Rodeo"	sin dato	sin dato	sin dato
E454324	2073221	Morelos	Río Chalma, Cocoyotla,	sin dato	sin dato	sin dato
E475405	2073182	Morelos	Río Tetlama, 1 km antes de Palo Bolero	sin dato	sin dato	sin dato
E482432	2073174	Morelos	1 km S de Tecalita	sin dato	sin dato	sin dato
E484184	2067640	Morelos	Río de Pueblo Nuevo	sin dato	sin dato	sin dato
E482424	2063954	Morelos	Balneario "Las Estacas"	sin dato	sin dato	sin dato
E484178	2060264	Morelos	Canal de riego en Tlaquiltenango	sin dato	sin dato	sin dato
E466595	2058443	Morelos	Río en Puente de Ixtla	sin dato	sin dato	sin dato
E473625	2056588	Morelos	Lago de Tequesquitengo	sin dato	sin dato	sin dato
E461313	2054765	Morelos	Río Amacuzac, al W del pueblo de Amacuzac,	sin dato	sin dato	sin dato
E471859	2051058	Morelos	Arroyo Pachomas, Machintla, Tehuixtla,	sin dato	sin dato	sin dato
E473618	2051055	Morelos	Río Amacuzac, Tehuixtla,	sin dato	sin dato	sin dato
E422500	2073312	México	Malinaltenango, Ayo. Almoloya, 3 km río abajo del Puente Manila.	rastros y huellas	1-abr-1987	A.Hernández
E357916	2103217	Morelos	Río Otzoloapan, Central Hidroeléctrica de Tingambato	observación piel	1988	lugareño
E422500	2071000	México	Malinaltenango, Arroyo Almoloya, entre el Puente Manila y el puente Pilcaya	rastros y huellas	20-may-1987	A.Hernández

Cuadro 2.2. Variables (indicadores ecológicos, IE) estimadas en campo durante los períodos de muestreo.

Variable	Categoría	Variable	Categoría
Cobertura de la vegetación sobre el río (%)	nula: 0, baja: 0-20 media: 20-50 alta: 50-70 muy alta: 70-100	Ancho de la ribera * (m)	no existe 0-2 metros >2 metros
Cobertura de la vegetación sobre la ribera (%)	nula: 0, baja: 0-20 media: 20-50 alta: 50-70 muy alta: 70-100	Pendiente de la ribera * (grados)	nula: lecho río- playa baja: 0-20 media: 20-45 alta: 45-75, muy alta: 75-90
Tipos de vegetación (%)	Ribereño matorral cultivo selva media/baja caducifolia	Características de la ribera (Tipo sustrato)	lecho del río playa arena bloques roca raíces pared barranca barro
Tipo de vegetación dominante	Ribereño matorral cultivo selva baja/media caducifolia	Profundidad estimada del río (m)	somero: 0-50 cm medio: 50-200 profundo: >200
Altura del dosel (m)	alto: >12 medio: 5-12 bajo: 2-5	Ancho del río (m)	continuo
Estructura en estratos de la vegetación (m)	Arraigadas flotantes sobobosque: 0-1 bajo: 1-5 medio: 5-12 alto: > 12	Tipo de vegetación y uso del suelo del entorno	selva b/m caducifolia matorral cultivo potreros urbano
Existencia de pozas	Sí No		

(*): Se consideran parte de la estructura de la ribera.

Cuadro 2.3. Número de sitios muestreados y registros positivos de actividad de nutria de río a lo largo de 172.7 km recorridos sobre ríos en la cuenca del Amacuzac.

Río	Distancia lineal recorrida (km)	Registros de presencia	Tipo de signo
Chalma	39	3	excremento
Apatlaco	24	0	-
Amacuzac	80.5	4	excremento
Tembembe	15	0	-
Sabino-Colotepec	14.2	0	-

Cuadro 2.4. Se muestran los sitios con registros positivos de nutria de río, *Lontra longicaudis annectens*, y las correspondientes características ambientales muestreadas. UTM: Coordenadas Planas; cobrío: cobertura vegetación sobre río; cobrib: cobertura vegetación sobre ribera; sbc%: selva baja caducifolia (%); cult/ptzind%: cultivos y pastizal inducido (%); ribsec: vegetación ribereña secundaria (%); ribereño: vegetación ribereña primaria (%); anchrío: ancho estimado del río; profrío: profundidad estimada del río; pendribder/pendribiz: pendiente de la ribera derecha/izquierda; profpozas: profundidad estimada de pozas; anchoribder/anchoribiz: ancho ribera derecha/izquierda; ecotono: uso suelo del ecotono río/ribera; entorno: uso suelo del entorno; caractrib: características físicas ambas riberas.

Area	Sitio	UTM E	UTM	cobrío	cobrib	sbc%	cult/ptzind%	ribsec%	ribereño%	anchorío
Vicente Aranda	VA4	474459	2052557	nula	media	0	45	0	55	20
Vicente Aranda	VA3	475455	2052453	nula	baja	10	0	20	70	15
El ojo de agua	CH3	462793	2061801	baja	alta y nula	0	0	40	60	10
El ojo de agua	OJ1	462980	2061914	media	media	0	0	0	100	7
Cacahuamilpa	CA5	446780	2064158	media	muy alta	20	0	0	80	10
Cacahuamilpa	CA6	446884	2064042	nula	baja	0	0	0	100	10
Cacahuamilpa	CA7	447558	2063368	nula	media	0	0	0	100	20

profrío	pendribder	pendribiz	profpozas	anchribder	anchribiz	Ecotono	Caractrib	entorno
somero	media	media	profunda	0	0	no existe	barranca barro	cultivos, urbano, smc
somero	alta	baja	profunda	1	10	ribsec, smc	barranca barro, playa arena	smc, secarbust
medio	alta	baja	profundo	20	0	ribereño	barranca barro	cutivos, sbc
medio	media	baja	nó existen	30	0	ribsec	barranca barro	cultivos
profundo	alta	media	profundo	0	10	ribereño	raíces, barranca, rocoso	sbc
medio	vertical	baja	no existen	50	0	ribereño	pared, rocoso, lecho rocoso	sbc
medio	muy alta	muy alta	no existen	6	3	ribereño	pared, rocoso, lecho rocoso	sbc

Figura 2.1. Ubicación espacial de los sitios de muestreo y registros de la nutria de río, *Lontra longicaudis annectens*, en la subcuenca del río Amacuzac. (Apatlaco-Tembembe).

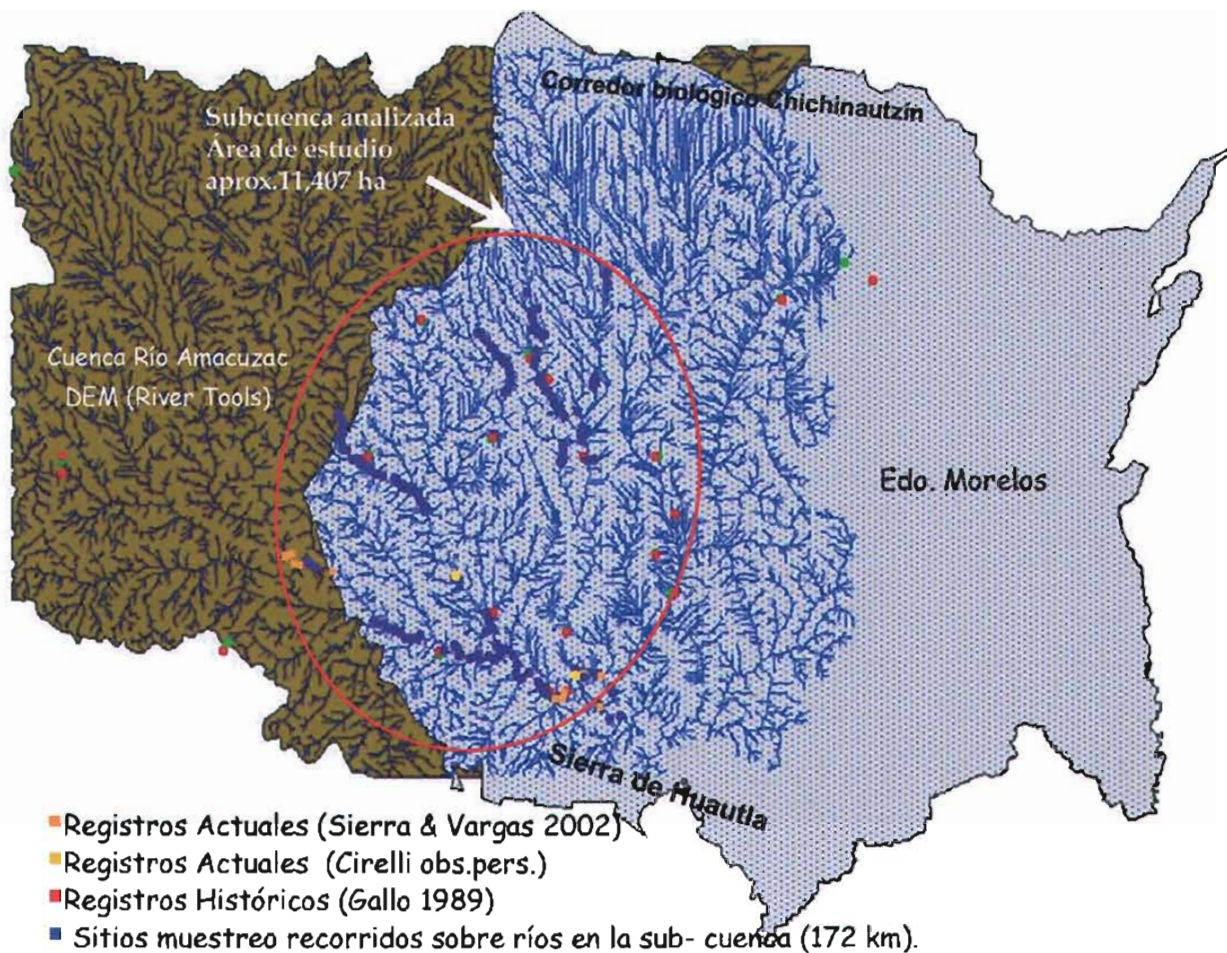
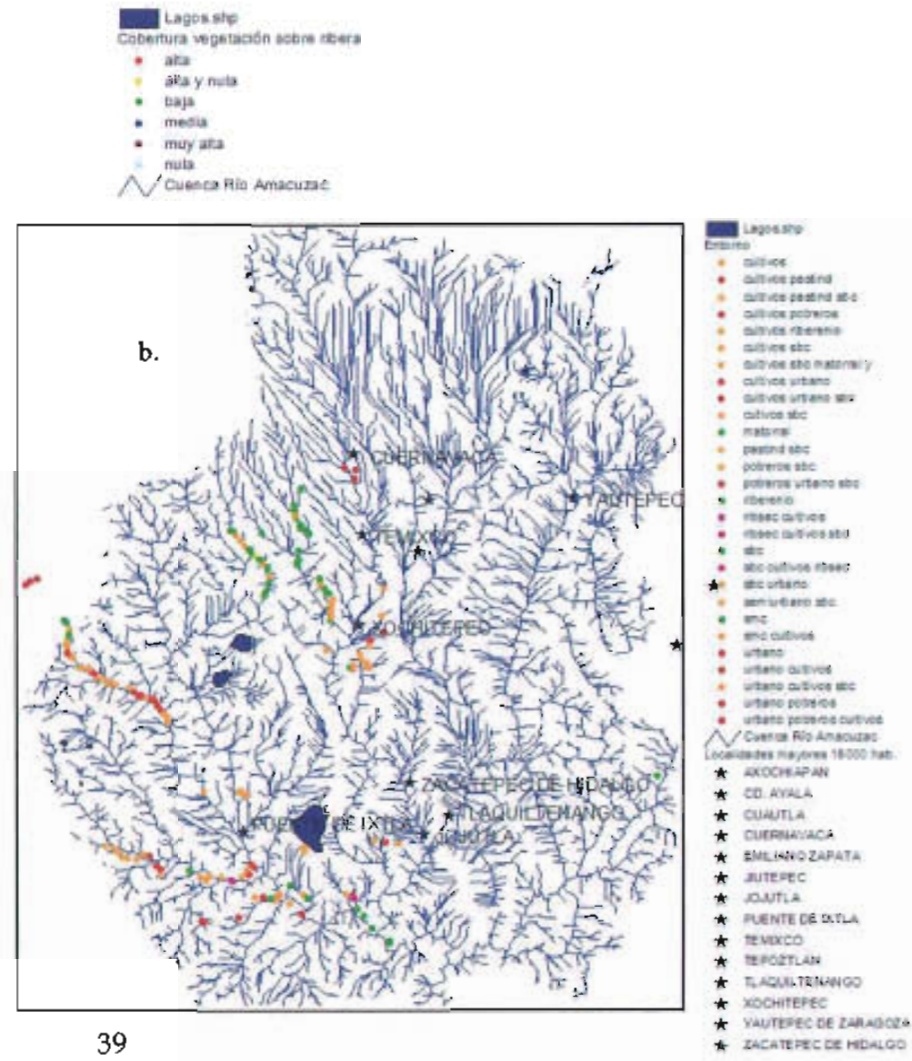
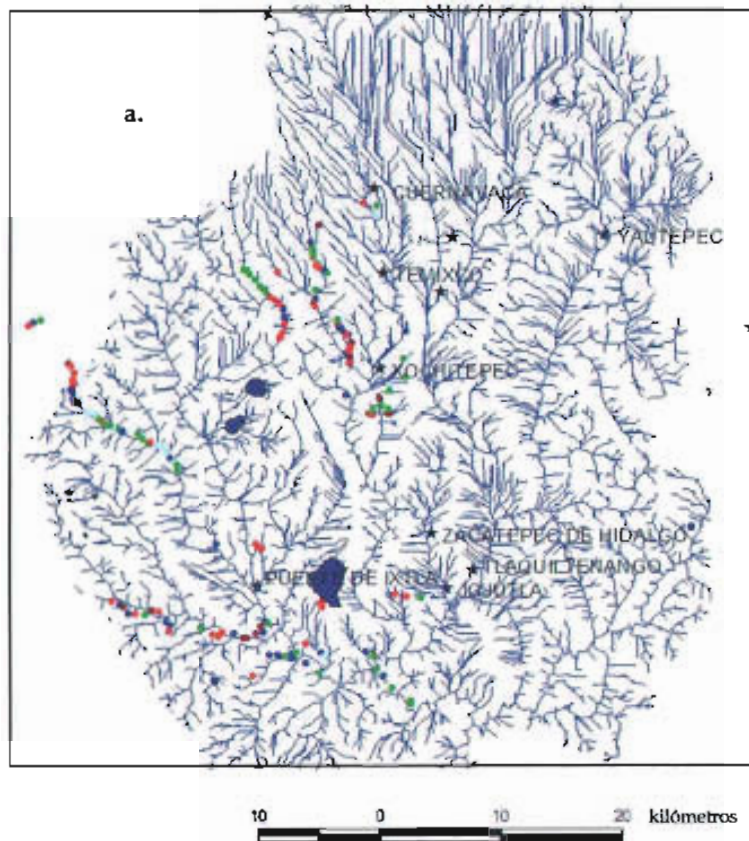


Figura 2.2. Disposición espacial sobre la subcuenca Apatlaco-Tembembe, de las características muestreadas para cada categoría de los indicadores ecológicos seleccionados. Se muestran los resultados categorías: a. Cobertura vegetación ribera; b. Entorno.



Capítulo 3

Modelos de nicho ecológico y distribución geográfica de la nutria de río (*Lontra longicaudis annectens*).

3.1. Introducción

Ante el problema de establecer áreas prioritarias para conservación y restauración de especies, y los criterios fundamentales sobre los cuales se base tal selección, los modelos de nicho ecológico proyectados en una distribución potencial de especies representan una importante herramienta en ecología y conservación (Sánchez-Cordero et al. 2001, 2004 y 2005, Anderson et al. 2003).

La distribución y dispersión de especies se encuentran influenciadas por factores que tienden a generar patrones espacio - temporales dependientes, con lo cual, ignorar estos supuestos puede llevar a hipótesis erróneas que resulten en predicciones inexactas (Carroll & Pearson 2000, Collingham 2000). En este sentido, y contrariamente a los modelos estadísticos tradicionales, los algoritmos genéticos no presentan problemas de dependencia de los datos lo que los habilita para utilizar datos de ocurrencia única que provienen de colecciones de museo (Peterson et al. 2002b, Anderson et al. 2002 a-b), que se encuentran sesgados e incompletos, y que no representan muestras al azar de las poblaciones. Dichos modelos predicen la presencia de especies basándose en datos espaciales y temporales influenciados entre sí, donde los muestreos generalmente no cumplen condiciones de azar (Anderson et al. 2003). Aunque los modelos espaciales no multivariados como los que aquí se utilizan no pueden reducir el sesgo de los datos de la misma forma que los modelos estadísticos multivariados tradicionales, éstos últimos, a su vez, pueden no ser lo suficientemente robustos para manejar altos grados de dependencia de los datos (Stockwell & Peters 1999).

Los modelos como el Genetic Algorithm for Rule-Set Prediction (GARP; Stockwell & Peters 1999, <http://biodi.sdsc.edu/>) se encuentran más relacionados con procesos lógicos que matemáticos (Pressey et al. 1997, Stockwell 1995a), motivo por el cual, se utilizan en estudios comparativos y exploratorios donde la variabilidad y el potencial para sugerir soluciones múltiples es una condición deseable (Stockwell 1999). GARP es un sistema experto basado en un algoritmo heurístico, capaz de manejar estos sesgos de muestreo generando aproximaciones al modelado predictivo (Peterson & Kluza 2003, Stockwell & Peters 1999, Stockwell & Noble 1992). GARP, y los algoritmos heurísticos en general, se acercan a una solución mínima o sub-óptima

dando múltiples soluciones aproximadas al conjunto de áreas que mejores condiciones tienen en cuanto a los objetivos planteados. En este sentido, la variabilidad entre modelos puede transformarse en una ventaja, pues el análisis combinado de las celdas seleccionadas con presencia de una especie, provenientes de múltiples modelos, estaría mostrando tendencias hacia patrones predictivos generales y determinando cuántos predicen un conjunto particular de celdas como presencias (Anderson et al. 2002a). Aunque el funcionamiento del algoritmo no está afectado por variaciones en la escala (Erasmus et al. 1998, Stockwell 1995b), el uso de datos de mayor resolución espacial incrementa la calidad de los modelos. Lo mismo ocurre al incluir mayor detalle sobre la ubicación y número de registros de presencia de las especies (Anderson et al. 2003, Carroll & Pearson 1998).

Este capítulo tuvo como objetivos: a) Generar hipótesis de distribución potencial de la nutria de río (*L.l.annectens*) para la cuenca Apatlaco-Tembembe, basadas en modelos del nicho ecológico de la especie utilizando el algoritmo genético de cómputo GARP; b) Evaluar la influencia de la resolución espacial y calidad de los datos y variables usadas, en los modelos de distribución y; c) Evaluar los modelos potenciales en las áreas de distribución de la especie.

3.2. Metodología

3.2.I. Algoritmo genético GARP. GARP es un método que genera un modelo de nicho ecológico (Peterson et al. 2001), cuya proyección al paisaje produce distribuciones potenciales de las especies, indicando regiones de posible presencia en las que no existen registros (Anderson et al. 2003, Anderson 2002a, Stockwell & Peters 1999). Es decir, con base en registros de presencia de la especie, GARP genera un modelo del nicho ecológico y la expresión geográfica de ese nicho. Se utilizan mapas electrónicos de parámetros ambientales y puntos de ocurrencia de las especies, para predecir aquellas partes de un área donde la probabilidad de encontrar una especie es alta. GARP predice en qué parte de un área el ambiente es tal, que se podría esperar encontrar a la especie. Es importante notar que el método no predice el intervalo de distribución geográfica de la especie en cuestión (Wiley 2002), sino que modela el nicho ecológico. GARP no incorpora interacciones biológicas ni barreras ecológicas (Anderson et al. 2003, Fera & Peterson 2002, Peterson et al. 1999).

Es un método heurístico, cuantificable y aplicable de forma general para la generación de hipótesis de distribución de especies, donde el criterio de selección se basa en la rareza y complementariedad de los datos (Vázquez & Gaston 2004, Rabinowitz et al. 1986). Se llega a una

solución por un proceso iterativo aleatorio, implementado a partir de un subconjunto de datos de prueba (training data). Se realiza creando un conjunto de soluciones potenciales (reglas) a un problema y modificando iterativamente dicho conjunto, hasta encontrar una solución óptima (Stockwell 1999). GARP construye un modelo de nicho (fase de entrenamiento o muestreo) y luego lo evalúa (fase de análisis). Para ello, trabaja tomando al azar y con repeticiones, un conjunto de puntos de ocurrencia real (localizaciones de las especies). Estos datos se dividen al azar, en un grupo de puntos de entrenamiento (training points) y otro grupo de prueba (test points). El mismo procedimiento es realizado tomando al azar un conjunto de datos de pseudos-ausencia del resto del área de estudio en donde no se ha registrado la presencia de la especie. Con ambos conjuntos de datos de prueba (training points), genera un modelo de nicho ecológico de prueba utilizando un conjunto de reglas obtenido de mapas electrónicos con condiciones ambientales. A partir de este conjunto heterogéneo de reglas, se delimita un polígono o conjunto de polígonos, que incluyen los datos y condiciones de ocurrencia y excluyen los datos y condiciones del área de pseudos-ausencias. Se espera que dentro de estas sub-áreas las especies sean capaces de mantener poblaciones reproductivas.

Este modelo luego es evaluado. Para ello, toma al azar del conjunto de puntos de prueba (de presencia real no utilizados anteriormente y de pseudo-ausencia), un nuevo conjunto de puntos que son proyectados sobre el área de estudio. Así se genera una "matriz de confusión" a partir de la cual se calculan errores de omisión y de comisión (Fielding & Bell 1997, Anderson et al. 2003). El error de comisión, se refiere a las áreas de sobre-predicción, es el porcentaje del área predicha que excede las ocurrencias registradas de la especie; son áreas que el algoritmo ha modelado con características de nicho pero donde no se ha registrado a la especie por algún motivo biológico, ecológico, evolutivo o de uso (presencia de especies hermanas, barreras a la dispersión, extinción) y no necesariamente forman parte de la distribución geográfica de la especie; el error de omisión, se comete cuando un área habitada no ha sido representada geográficamente entre las áreas modeladas con las características de nicho (Fig. 3.1). Esta información permite evaluar la exactitud del modelo. La comparación entre los modelos resultantes de las iteraciones realizadas de las fases de entrenamiento y prueba, permite encontrar un valor mínimo para los errores de comisión y omisión (Wiley 2002).

En este trabajo, se utilizó el 50% de los registros (training points) para generar los modelos y el otro 50% (testing points) para probarlo.

Como solución GARP proporciona respuestas levemente diferentes cada vez. Por ello, la

obtención de un modelo óptimo para los objetivos planteados, implica el análisis de los resultados de muchas repeticiones (*runs*) del modelo (ver introducción). Aunque a diferencia de los métodos determinísticos con base en el ajuste a una curva, la variación no puede ser eliminada, ésta provee la fuente que permite la aplicación de pruebas estadísticas sobre las probabilidades de ocurrencia de los valores predichos (Peterson & Kluza 2003, Stockwell & Peters 1999). Por lo cual, puede ser considerado como un método de gran exactitud ya que sugiere factores causales. Por último, es posible generar un mapa de consenso de presencia resultante de la combinación de los modelos de nicho. Este mapa combinado iguala el número de modelos que predicen presencia en cada celda, e indica una alta pseudo-probabilidad consistente de presencias generadas en los distintos modelos independientes (Anderson et al. 2003). Finalmente, GARP ha probado ser un modelo robusto en predecir distribuciones de especies (Peterson & Cohoon 1999, Peterson et al. 1999, Peterson & Stockwell 2001, Peterson et al. 2001a-b, Peterson & Kluza 2003, Illoldi et al. 2004, Sánchez-Cordero & Martínez-Meyer 2000, Sánchez-Cordero et al. 2001, 2004 y en prensa).

3.2.II. Selección de la información espacial. Los datos sobre las localidades georeferenciadas de colectas únicas de la especie, se obtuvieron de bases de datos del estado de Morelos y oeste del estado de Guerrero (Gallo com.pers; Sierra-Huelsz & Vargas-Contreras 2002), del trabajo de campo realizado para esta tesis (Cuadro 2.1), y para todo el país, de CONABIO (www.conabio.gob.mx; Anexo I). Se definieron como históricos, los registros del período comprendido entre febrero-marzo de 1986 y 1987 (Gallo com.pers), y la base de datos de CONABIO. Como actuales, los comprendidos desde julio 1996 a octubre 2002 (Sierra-Huelsz) y enero-abril 2003 y 2004 (esta tesis). La diferenciación entre ambos períodos se estableció con base en los cambios significativos ocurridos en las condiciones de perturbación y uso del suelo en ambos períodos (CONABIO 1999). Las condiciones históricas se establecieron con base en bibliografía y trabajo de campo, mediante una combinación del conocimiento sobre la estructura preexistente al ecosistema dañado, comparación con ecosistemas similares intactos, e información ecológica, cultural e histórica de referencia (SER 2002).

Para generar los modelos de nicho de la nutria de río, se utilizaron variables ambientales (White et al. 2003) que se trabajaron en la forma de coberturas temáticas digitales. Fueron seleccionadas de bibliografía y bases de datos en función al nicho ecológico de la especie (Larivière 1999, Nowak 1991, Gallo 1997, Pardini 1998, Helder & DeAndrade 1997, Spinola &

Vaughan 1995). Se utilizaron las variables tradicionales generales, (ej., clima y geomorfología), pero presenta la diferencia fundamental de que además, muchas de las variables estructurales incluidas son susceptibles a modificaciones de más corto plazo. Éstas, sin dejar de ser estables en el tiempo, pueden ser utilizadas como estructuradoras de hábitat y son modificables por el uso humano (ej. sinuosidad o caudal del curso de agua), característica que las relaciona fuertemente con su aplicabilidad a planes de restauración y manejo. Con esta información se analizaron dos escalas espaciales: nacional (México) y local (subcuenca Apatlaco-Tembembe). El modelado a escala nacional, se realizó a partir de mapas digitales de variables ambientales de CONABIO de escalas 1:4 000 000 - 1:1 000 000 (CONABIO www.conabio.gob.mx y 1999). Las coberturas abarcan información sobre: hidrogeología (Marín-C & Torres-Ruata 1990), clima, precipitación total anual, temperatura mínima absoluta, temperatura máxima absoluta, temperatura mínima promedio y temperatura máxima promedio, isotermas medias anuales (García & CONABIO 1998a-f), evapotranspiración real (Maderey 1990), hidrografía (Maderey-R & Torres-Ruata 1990), humedad del suelo (Maples-Vermeersch 1992), edafología (INIFAP & CONABIO 1995), dirección de flujo hidrológico, aspecto del cauce, DEM, pendiente del cauce, topóndice, acumulación de flujo, e isoyetas (Cuadro 3.2). A partir del conjunto de registros únicos históricos de nutria de río de CONABIO (www.conabio.gob.mx) y Gallo (obs.pers), se generó con GARP un modelo de distribución potencial para una escala de grano grueso (píxel 5x5km). Este fue proyectado geográficamente para el estado de Morelos (Arcview 3.2; Fig. 3).

En el análisis a escala local, a las coberturas nacionales (Cuadro 3.2), se incorporaron coberturas temáticas digitales de mayor detalle para el estado de Morelos y para la cuenca hidrológica en estudio (Cuadro 3.3). La información digital nacional (escalas 1:4 000 000 - 1:1 000 000) se redujo a las coberturas de hidrogeología (Marín-C & Torres-Ruata 1990), humedad del suelo, precipitación total anual, temperatura mínima absoluta, temperatura máxima absoluta, temperatura mínima promedio y temperatura máxima promedio (García & CONABIO 1998a-f). Los mapas digitales del estado de Morelos, escalas 1:250 000 a 1:50 000, incluyen información sobre edafología, clima, heladas, erosión hídrica, geología, geomorfología, inundaciones, cuerpos de agua (lagos y ríos), isotermas, y temperaturas máxima y mínima anual, correspondientes al Proyecto Estatal de Ordenamiento Territorial (PEOT; UAEM-LISIG 2004; Anexos 3. I y II).

Las coberturas temáticas digitales de detalle sobre la hidrología de la sub-cuenca Amacuzac, se generaron en el Sistema Experto River Tools a partir del DEM (Digital Elevation Model) Norte Morelos GEMA (CRIM inédito; Cuadro 3.4). Se incluyeron los ríos principales Tembembe,

Apatlaco, Yautepec, Amacuzac y Chalma, y sus correspondientes sub-cuencas (IMTA 1999-2000a-f). Se generó información asociada a los cursos de agua. La información cartográfica se estandarizó en el sistema de coordenadas geográficas y proyección NAD27 y fue integrada con el SIG ArcGIS 8.2 (Anexo 3.III: Diagr. A, B y C). Se utilizaron coberturas hidrológicas de dos fuentes, pues existen diferencias en el contenido de información. Las coberturas hidrológicas generadas en el sistema experto River Tools (RT), contienen información estructural y asociada a la dinámica de los ríos en cuanto a un conjunto detallado de variables explicativas de la hidrología de la subcuenca. Por otra parte, las coberturas hidrológicas del PEOT, solamente contienen el diseño estructural de la ubicación espacial del curso de los ríos. Ambos trazados mantienen una diferencia en su ubicación espacial que podría deberse al origen de los mapas, o a causas geomorfológicas (planicie de inundación) y climáticas que afecten el curso de los ríos. Con el fin de no aumentar el error por eliminación de información, se consideraron ambas en los análisis.

Localidades de colecta. La extensión del área de muestreo sobre las riberas se definió como una franja ecotonal relacionada con el ámbito hogareño de la especie, que se estableció en 10 m aproximadamente (Quadros & Leite de Araújo Monteiro-Filho 2002, Soler 2002, Larivière 1999, Spinola & Vaughan 1995). Sin embargo, en la subcuenca Apatlaco-Tembembe la disponibilidad real de esta franja de hábitat ribereño es ampliamente variable. Dada la topografía, que combina planicies de inundación con zonas de profundas barrancas, las características de las riberas se modifican, pudiendo no existir en ríos que corren encajonados entre barrancas de fuertes pendientes y paredes verticales, y aumentando en ancho con la planicie de inundación.

Los sitios de muestreo se decidieron *a priori*, independientemente de los sitios con presencia histórica (Cuadro 2.1). A su vez, se realizó un muestreo sobre los sitios con presencias históricas para establecer las condiciones ambientales actuales. Los sitios de muestreo de las variables ambientales y los registros actuales de presencia, se registraron con GPS con un error menor a 5 m. Por su parte, los registros históricos, originalmente fueron localizados en el terreno sin el uso de tecnología GPS, y ubicados en base a referencias de campo sobre cartografía del CETENAL, Centro de Estudios del Territorio Nacional (Gallo obs.pers). Fueron reproyectados sobre mapas digitalizados de INEGI (1999a-b, 2002 y 2003 a-c; Cartas E14A58-59-68-69). Estas diferencias en el registro de las localizaciones han introducido un error en las coordenadas geográficas de las localizaciones, que se expresa como una diferencia en su ubicación sobre la cartografía final utilizada. Con el fin de evaluar el comportamiento de las diferencias surgidas entre los datos de

registros de presencia histórica y actual, se generaron modelos de distribución potencial con los datos históricos en sus ubicaciones originales. Por este motivo y con el fin de homogeneizar el criterio biológico de uso de hábitat por parte de la especie, se decidió ajustar espacialmente las ubicaciones originales de los registros históricos de presencia, a las cercanías de los cursos de agua considerando el ámbito hogareño de la nutria de río. Esto permitió que durante los análisis todos los registros (actuales e históricos) fueran influenciados de la misma manera por el total de las coberturas utilizadas (Cuadros 3.2, 3.3 y 3.4), minimizando el error acumulado durante las sucesivas reproyecciones de los datos. Se considera también que las modificaciones no afectan la veracidad de la ubicación de los registros originales, pues la red hidrológica sobre la cual se ajustaron los registros históricos fue generada a partir del DEM de la cuenca Apatlaco-Tembembe (Sistema experto River Tools), incluyendo los 7 órdenes de Strahler (Strahler & Strahler 1992, 2003), y las coberturas hidrológicas PEOT. Finalmente, se evaluó la distancia resultante entre los respectivos puntos originales y los ajustados, y ésta no supera en ningún caso las distancias consideradas dentro del ámbito hogareño de la nutria de río.

3.2.III. Modelos de distribución potencial. Los modelos de distribución potencial se generaron a partir de las coberturas temáticas y de los datos de registros de presencia de la nutria de río. Las coberturas fueron procesadas en los SIG ArcView 3.2 y ArcInfo 8.2. Se coordinó la información para ser incluida en la base de datos utilizada en GARP (Anexo III: Diags. 3.A y 3.B).

Con el fin de comparar la influencia de las distintas coberturas y conjuntos de datos sobre el modelado, fueron generadas diferentes hipótesis de distribución potencial, HDP (Anexo III: Diagr. 3.C). Para cada grupo temporal de registros únicos, histórico (H), actual (A) y ambos (HA), se generaron mapas de distribución potencial utilizando todas las coberturas, solo las ambientales generales PEOT (Cuadros 3.2 y 3.3), y solo las hidrológicas RT (Cuadro 3.4). De esta forma se evaluó si las diferencias entre los modelos se relacionan con las coberturas utilizadas dentro de cada grupo (Cuadro 3.5). Por otra parte, se compararon los distintos grupos temporales entre sí para ver el efecto del uso de los registros históricos ajustados y actuales en la generación de los modelos (Cuadro 3.5).

Las comparaciones y evaluaciones realizadas, se llevaron a cabo utilizando un mapa de consenso resultante, correspondiente a la combinación de los mejores modelos individuales (best subsets) de cada caso del modelado (Figs. 3.a., a 3.p). Este mapa de consenso, representa para

cada celda el número de modelos que predicen la pseudo-probabilidad de presencia de la especie (o la sumatoria de las frecuencias de presencia de cada celda), indicando un alto y consistente consenso de presencia.

3.2.IV. Evaluación de los modelos de distribución potencial. Utilizando registros independientes de presencia, se evaluó la coincidencia espacial entre áreas predichas (Figs. 3) versus sitios reales observados (Figs. 4). Sobre los grupos de predicciones H y A proyectadas en los mapas, se superpusieron de manera cruzada los registros de presencia actual e histórica respectivamente (Cuadro 3.6). Por un lado, se superpusieron los registros de presencia actual sobre los mapas generados con base en registros históricos. La situación inversa se analizó superponiendo los registros históricos ajustados, sobre los modelos generados a partir de registros actuales de presencia de la especie (Anexo III: Diagr. 3.D). Se analizó respectivamente, la coincidencia entre las áreas predichas con mayor probabilidad de presencia y los registros observados correspondientes. Con el fin de aumentar la consistencia de las evaluaciones, se seleccionaron las categorías de mayor probabilidad de presencia (categorías 3, 4 y 5) obtenidas de los mapas combinados de consenso de presencia de la especie (Figs. 4).

Por último, no fue posible asegurar que cada registro único pertenezca a individuos distintos o, a poblaciones distintas. Por ello, en esta tesis en ningún caso se ha realizado un análisis de abundancia.

3.3. Resultados

3.3.I. Comparación de las hipótesis de distribución potencial (HDP). Se observaron diferencias en las áreas proyectadas de presencia, que se relacionan tanto con la localización espacial de los registros únicos sobre las diferentes coberturas, como con las coberturas en sí.

La solución básica de distribución potencial para *L.l.annectens* generada con datos históricos de todo el país, e información temática digital a escala nacional, muestra una escala de grano grueso con distribuciones homogéneas continuas y extensas (Fig. 3). La HDP proyectada a partir del conjunto de registros históricos no ajustados y del total de coberturas hidrológicas, generó un patrón consistente con la información incluida. Sin embargo, las áreas de distribución no coincidieron con el hábitat ribereño de la nutria de río (Fig. 3.a).

Por otra parte, las HDP modeladas con registros históricos ajustados (H), y distintas coberturas temáticas, se proyectaron en las figuras 3.b, 3.c, 3.d y 3.e (Cuadro 3.5). El modelo

generado sólo con las coberturas hidrológicas River Tools (RT) muestra un patrón asociado a los cursos de agua (Fig. 3.b). Es importante notar que en este caso se observa una mayor densidad de áreas predichas de presencia posible, que en el caso que incluye todas las coberturas hidrológicas y ambientales generales (Fig. 3.c; Cuadro 3.7). El modelo generado sin las coberturas hidrológicas RT, sobre las que fueron ajustados los registros históricos (Fig. 3.d), muestra patrones mixtos con selección de áreas de bajo consenso de presencia sobre los cursos de agua y áreas no ribereñas alejadas de éstos. Debe considerarse, que en este caso se incluyó la cobertura de ríos perteneciente al conjunto de coberturas ambientales generales PEOT (ríos PEOT) y, sobre la cual no se encuentran ajustados los registros históricos (Cuadro 3.5). Para corroborar la influencia de esta cobertura, se corrió el mismo modelo evitando su inclusión. El mapa resultante muestra un patrón de áreas continuas sin ninguna relación observable a los cursos de agua (Fig. 3.e).

Las diferencias entre los modelos basados en el conjunto de registros actuales (A) con variación en la inclusión de las coberturas temáticas, se observan en las figuras 3.f, g, o, p. Análogamente, los casos históricos (H) repiten los mismos patrones de áreas de presencia para las respectivas comparaciones. Los modelos generados con todas las coberturas ambientales generales (PEOT y RT), produjeron mapas de distribución con menor densidad y extensión de áreas potenciales (Fig. 3.f), que aquellos solamente con coberturas hidrológicas RT (Fig. 3.p). Los modelos que no incluyen coberturas hidrológicas generadas en RT, pero sí la cobertura de ríos PEOT, muestran nuevamente patrones de distribución potencial asociados a la información hidrológica utilizada en el modelado (Fig.s 3.g, o).

Los registros actuales, se encuentran mayoritariamente relacionados espacialmente a la cobertura general ríos PEOT, con lo cual los modelos representan áreas de presencia posible ajustadas a esos cursos de agua (Fig. 3.g). Para evaluar la influencia de esta capa temática, se repitió el modelado evitando su inclusión, así como la de cualquier otra cobertura hidrológica. El resultado fue un patrón de áreas de distribución potencial compacto y continuo no asociado a los cursos de agua (Fig. 3.o), muy diferente al patrón anterior (Fig. 3.g).

Contrariamente a los casos análogos H y A (Figs. 3.c y f respectivamente) el modelado HA que utiliza todas las coberturas (Fig. 3.i), muestra mayor densidad de áreas de presencia que el obtenido solamente con las RT (Fig. 3.h). Sin embargo, se obtuvieron resultados consistentes en los modelos que no consideran las coberturas hidrológicas (Fig. 3.j) repitiendo los patrones de áreas continuas y extensas, análogas a los casos respectivos H y A.

3.3.II. Comparaciones entre modelos H (históricos), A (actuales) y HA (combinados). Se realizaron comparaciones entre modelos generados con el total de las coberturas temáticas y, con registros históricos ajustados cuando corresponde (Figs. 3.c, f, i). Se observa una reducción significativa en la densidad de ríos proyectados como áreas de distribución potencial en los modelos generados con base en registros A, respecto de los H y los combinados HA. Estos últimos, muestran los patrones más complejos con alta densidad y extensión de las áreas de presencia que involucran la mayor parte de la red hídrica del área de estudio (Fig. 3.i). De manera comparativa, en los modelos H se observa una reducción mucho menos marcada de la densidad, número de áreas predichas y extensión del área de presencia (Fig. 3.c).

3.3.III. Evaluación de los modelos. Las comparaciones relativas entre HDP, realizadas mediante la evaluación entre los sitios de coincidencia espacial de los registros observados de nutria de río y las áreas de consenso de presencia (GARP), muestran patrones consistentes que reflejan la calidad de los datos de registros y variables utilizadas. En todos los casos se observó una clara correspondencia entre datos y variables utilizados en la generación de los modelos, donde se refleja la influencia de la ubicación espacial y número de registros y, su asociación a las coberturas individuales. Se han encontrado básicamente 3 patrones: (1) patrones continuos y extensos, con alta coincidencia relativa de áreas predichas y registros reales, asociados a las variables ambientales generales (Cuadro 3.8, Figs. 3.a, d, e, g, j, o); (2) un segundo patrón resultó de los modelos que contemplan el total de variables. Comparativamente se observaron patrones de diferentes complejidades, con variación en la densidad de áreas de presencia (Fig. 3.f, Cuadro 3.7; Figs. 3.c, f; Figs. 3.i, h); (3) el tercer patrón, muestra las mayores coincidencias y patrones más complejos, en proporción de área cubierta, en relación con las coberturas RT (Figs. 3.b, p; Cuadro 3.7). En general, se observó que las coincidencias espaciales evaluadas por categoría de presencia de los mapas combinados, muestran bajos valores de coincidencia para las 3 mayores categorías de consenso de presencia (categorías 3, 4 y 5; Cuadro 3.9).

3.4. Discusión

Los modelos predictivos de distribución potencial proyectados, mostraron resultados consistentes con el detalle de los datos usados generando 3 patrones básicos. Los patrones de modelos continuos y extensos, con alta coincidencia relativa de áreas predichas y registros reales y asociados a las variables ambientales generales, presentaron los mayores valores relativos de comisión, generando una fuerte sobre-predicción de áreas de presencia (Figs. 3.d, e, o); por su

parte, los modelos generados considerando las variables hidrológicas mostraron las menores omisiones (Figs. 3.g, f, c, p; Cuadro 3.8).

Esta misma influencia se observó en la HDP obtenida a partir de los registros históricos no ajustados a los cauces de las coberturas hidrológicas RT. Se generaron áreas extensas que excluyen sistemáticamente a los cursos de agua, obteniéndose muy bajas coincidencias entre áreas esperadas y registros observados (Fig. 3.a). En contraste, el modelo representado en la figura 3.g, aún sin considerar las coberturas RT, mostró un patrón asociado a los cursos de agua, reducido y poco denso, que refleja la ubicación y número de datos de registros actuales asociados a la variable hidrológica ríos PEOT. En este caso se obtuvo la menor coincidencia entre datos de registros actuales y áreas esperadas de presencia. La situación HA sin consideración de la cobertura hidrológica ríos PEOT (Fig. 3.j), muestra áreas continuas y extensas. Los que no contienen coberturas hidrológicas de ningún tipo (PEOT o RT) dan patrones similares entre sí, a H y, a A.

De los modelos que contemplan el total de variables se observan patrones menos complejos que en el primer patrón, con una disminución relativa del número, extensión sobre el área de estudio y densidad de áreas de presencia. Esto se expresa claramente en la reducida distribución de la HDP 3.f (Cuadro 3.7). Este conjunto de modelos representó de manera consistente la falta de coincidencia entre las áreas predichas de presencia y los registros observados (3.c, f). Contrariamente a los casos análogos H y A (Figs. 3.c y f respectivamente), el modelado que utiliza todas las coberturas (Fig. 3.i) muestra mayor densidad de áreas de presencia que el obtenido solamente con las RT (Fig. 3.h).

El último caso identificado, muestra que las mayores coincidencias y los patrones más complejos en proporción de área cubierta, se observaron tanto en los modelos H como A, que consideran solamente las coberturas RT (3.b, p; Cuadro 3.7).

Comparación de las Hipótesis de Distribución Potencial. La falta de precisión de la información espacial (registros vs. coberturas), se mantuvo consistentemente reflejada sobre el patrón de distribuciones generadas en todos los análisis. El mapa obtenido a partir de datos históricos de presencia e información temática nacional, muestra una escala de grano grueso insuficiente para explicar la distribución potencial del nicho de la especie con fines de restauración (Fig. 3). A escala de la sub-cuenca, los modelos con registros no ajustados produjeron distribuciones potenciales absurdas, que muestran dentro de las áreas predichas una sistemática exclusión de los cursos de agua exceptuando los requerimientos de hábitat

mencionados en toda la bibliografía para la especie (Fig. 3.a). Estas soluciones no aportaron información con el suficiente detalle para obtener conclusiones determinantes y precisas, aplicables a planes de manejo/restauración a escalas de paisaje o locales para la especie en estudio. Por lo tanto, los modelos fueron descartados de los siguientes análisis.

Por su parte, entre modelos H (3.b, c, d) se explicita la influencia de la cobertura hidrológica asociada espacialmente a los registros actuales (ríos PEOT). Ésta no actuó ampliando el área de distribución incluyendo la planicie de inundación y anulando el desfase entre coberturas hidrológicas, sino reduciendo las áreas de distribución potencial con un aumento del error de omisión reflejado en una sub-predicción de áreas potenciales. Las mayores coincidencias entre áreas esperadas y registros reales actuales se encontraron en el modelo generado sin dicha cobertura (Fig. 3.c). Por otra parte, existe sobre-predicción producida por las coberturas hidrológicas RT reflejada en un mayor error de comisión (Fig. 3.b). En este caso, la eliminación de las coberturas ajustadas a los registros acentuó la sobre-predicción del área (Figs, 3.d, e).

Del análisis realizado con las variables ambientales generales, podría inferirse que las áreas continuas y extensas proyectadas en los mapas indican áreas ribereñas y aledañas, que bajo ciertas condiciones, podrían funcionar como corredores entre los distintos ríos y así entre sub-cuencas (Barbosa et al. 2003). Esto merece ser evaluado a futuro pues facilitaría las prácticas de recuperación de la nutria de río. Es posible, que a través de la combinación de las variables ambientales, se identifiquen aquellas relevante del nicho ecológico que permiten la presencia de la especie. Sin embargo, se requieren estudios que involucren condiciones limitantes para la especie, incluido el uso humano de la tierra y la relación con el hábitat disponible para la nutria de río. Respaldao estos resultados, según Peterson et al. (2002) no será posible modelar nichos ecológicos ni establecer distribuciones geográficas, si no se observan cambios en las variables a la resolución usada. El hecho de que el nicho ecológico de la nutria de río se encuentre estrechamente asociado a los cursos de agua, permitió explicar por qué las variables ambientales generales tienen una influencia relativa menor sobre los límites de las distribuciones, delimitan áreas de mayor tamaño y, generalmente originan sobre-predicciones. El aumento del número de coberturas, particularmente hidrológicas, acentuó las diferencias entre los modelos generados, reflejando el error de muestreo en los límites espaciales de las variables.

Las variables hidrológicas parecen ser eslabones "clave" para detectar áreas ribereñas con condiciones que permitan la permanencia de la especie; mientras que las variables ambientales, reflejarían áreas de tránsito, entre cuencas y cursos de agua, o áreas sub-óptimas para la

presencia de la especie. En este estudio, se observó un patrón de distribución asociado a los cuerpos de agua que se mantiene independientemente del número de coberturas y el tipo de información hidrológica utilizada; sin embargo, es evidente la redundancia en la información de las capas hidrológicas, por lo que deben evaluarse todas las coberturas entre sí, comparando los patrones de presencia generados en cada caso, buscando los menores errores de omisión y comisión y comparando con opiniones expertas, para identificar las coberturas y sus categorías prioritarias. De esta forma, podrían descartarse coberturas y/o categorías poco relevantes en la generación de las distribuciones, o que no formen parte fundamental del nicho ecológico de la especie (Guisan & Thuiller 2005, Collingham et al. 2000).

Los mismos efectos de las coberturas hidrológicas mencionadas para los modelos H, son atribuibles a los patrones generados entre los modelos A. Los modelos con coberturas RT (Figs. 3.p, f, análogos a 3.b, c, respectivamente) muestran patrones más elaborados que el modelo sin coberturas RT (Fig. 3.g), que se observa en extremo reducido. Este último caso, reflejó una fuerte dependencia de la ubicación de los registros actuales sobre una pequeña área con ríos grandes y permanentes. Este patrón se repitió con la eliminación de toda la información hidrológica del modelado. La fuerte reducción areal producida en respuesta a la escasa distribución de los registros A, representa un área de distribución geográfica potencial que no responde a la distribución real de la especie en el área en estudio. Aunque los n° de puntos de comisión y omisión son bajos (Fig.3.8), los mapas de consenso no explican correctamente las distribuciones potenciales, pues las áreas predichas coinciden sólo parcialmente con la información de distribución histórica de la especie obtenida de bases de datos y bibliografía.

Esto evidencia el riesgo que existe en la aplicación mecánica de los modelos de nicho, acentuando la necesidad de complementar los modelos con el conocimiento experto. Anderson et al. (2002a) y Peterson et al. (2000), también mencionan casos donde ninguna de las medidas intrínsecas o extrínsecas, proveyeron una forma efectiva para identificar los mejores modelos afectados por el número de datos. Aunque en comparación a los otros modelos, en H se implica un menor riesgo de omisión, para la implementación de planes de restauración y conservación es quizás más difícil de llevar a cabo en costos y espacio. Esto debería ser corroborado en campo y con nuevos modelos.

Las comparaciones entre modelos H (históricos), A (actuales) y HA (combinados), claramente mostraron el mismo patrón arriba mencionado. En general, el aumento en el número de datos de presencia y su distribución más homogénea, se reflejó en mayores extensiones y

densidades de áreas predichas de presencia, siendo mayor en H (Figs. 3.b, c, d, e) respecto de A (Figs. 3.f, g, o, p). Nuevamente, la eliminación de las variables hidrológicas reflejó la influencia de las coberturas ambientales generales y la ubicación de los registros utilizados en la generación del modelo, expresada en la escasa extensión de las áreas de presencia posible.

Evaluación de los modelos. Las hipótesis de distribución que consideran las variables ambientales generales, aparentemente explicarían correctamente las presencias históricas y actuales. Sin embargo, lo extenso de las distribuciones indicaron una fuerte sobre-predicción. Al evaluar las HDP con puntos independientes de presencia (mediante la superposición espacial de ambos), consistentemente se evidenció la influencia de los distintos grupos de registros y coberturas sobre los modelos generados (Guisan & Thuiller 2005). En general, los modelos basados en registros históricos mostraron las mejores coincidencias espaciales relativas con los registros actuales. En principio, esto responde a una clara asociación entre los registros de presencia de la especie y las condiciones ambientales adecuadas de hábitat, reflejada en los mapas proyectados a partir de los modelos H y A. Las mayores coincidencias se observaron en el modelo H 3.b, dadas la mayor extensión y densidad de las áreas predichas. Éste, puede considerarse el mejor modelo del conjunto obtenido de soluciones, pues estaría prediciendo correctamente la mayoría de los sitios de presencia histórica (Figs. 3.b y 4.b). Acentuando la influencia de las variables hidrológicas, el modelo 3.c, aún habiendo sido generado con el mismo conjunto de registros y mayor número de coberturas hidrológicas, muestra coincidencias extremadamente bajas entre las áreas predichas y los puntos observados (Fig. 4.c). Se lo consideró un caso que no modela correctamente el nicho de la especie y que indicaría la interferencia producida por coberturas seleccionadas incorrectamente o no explicativas.

El caso H, donde se proyectan áreas bajo la influencia de las variables ambientales generales (Fig. 3.d), es más problemático en su interpretación. Aunque la coincidencia entre presencias es similar al anterior, la continuidad espacial de las áreas proyectadas de presencia aumenta la coincidencia entre los datos observados. Así, se incluyen zonas no ribereñas que no necesariamente forman parte del nicho de la especie. Basado solamente en las coincidencias, el modelo puede ser engañoso pues se incluyen zonas que podrían, o no, ser sobreestimaciones. Los modelos potenciales de distribución basados en presencias, determinan qué parte de las celdas con pseudo-ausencias del área de estudio, realmente representa área disponible para las especies, sin importar si actualmente habitan o no allí. Debe recordarse en este punto, que las áreas afectadas por errores de comisión son áreas potencialmente habitables, donde por falta de

muestreo o por motivos de restricción histórica biogeográfica, no es posible demostrar tal situación, pues no existe confirmación de la presencia de la especie (Anderson et al 2002a, Peterson et al. 1999).

Las HDP mostraron un patrón general de coincidencia espacial extremadamente baja con las categorías de pseudo-probabilidad (consenso), al superponer los registros históricos de campo (Figs. 4.f, g, p). Se observó una importante omisión en las áreas proyectadas respecto de los datos de presencia histórica de la nutria de río. Por lo cual, en general no representarían correctamente el nicho de la especie. La evaluación, aún con todas las coberturas incluidas (Fig. 4.f) muestra baja correspondencia entre áreas proyectadas y registros observados. Aún cuando la mayoría de los registros actuales de presencia no se asocian espacialmente de una forma precisa a las coberturas RT, fueron generadas hipótesis más acordes a la información conocida sobre el nicho ecológico de la nutria de río, indicando la interferencia originada entre las variables hidrológicas (PEOT-RT). Los efectos individuales de ambas variables, se identificaron al restar las áreas proyectadas de ambos casos (Figs. 3.b, p). Se observó la disminución de las áreas de presencia, predichas con mayor consenso por un mayor número de best-subsets, y un aumento de áreas levemente predichas en la figura 3.p. Eso muestra un modelo basado en registros actuales menos robusto que aquel basado en registros históricos (Figs. 3.p vs. 3.b respectivamente), pues se reemplazaron áreas con condiciones favorables de nicho fuertemente predichas como áreas de presencia, por otras más débilmente seleccionadas por el conjunto de modelos. Esto se fundamenta en la calidad y cantidad de información contenida en las coberturas originadas en el sistema experto RT, de alta resolución, y con detalle de la información sobre las características físicas de los cursos de agua.

Las bajas coincidencias observadas en el la figura 4.f (total de coberturas y registros A), se deben al error de omisión producido por la interferencia entre coberturas hidrológicas (PEOT-RT), y su relación con la localización espacial de los registros históricos de presencia, para los que se predicen correctamente, solo aquellas áreas coincidentes con ríos grandes. Lo reducido de los modelos predichos no alcanza a incluir las áreas observadas de datos reales históricos. Finalmente, en este caso es posible que no sea suficiente modelar en base a la hidrología pues se subestima el área predicha, existiendo otra variable que describe mejor el nicho y que no está considerada.

Por último, de los análisis realizados surgen las siguientes consideraciones. Por un lado, las hipótesis de distribución potencial generadas por GARP representan modelos de nicho ecológico

de las especies, asumiendo que la presencia de la especie en un sitio dado refleja las condiciones ecológicas necesarias para su presencia, los registros de presencia actúan como indicadores ecológicos indirectos de las condiciones del hábitat (Guisan & Thuiller 2005, Pearson & Dawson 2002). Por otro, se recalcó la relevancia de las colecciones de museo para inferir distribuciones de referencia de las especies, puesto que en gran medida se utilizan registros históricos. Éstos generalmente fueron obtenidos en muestreos realizados en ambientes con menores condiciones de perturbación, o que se suponen no perturbados. Así, los registros históricos tenderían a reflejar las características del nicho realizado de referencia de manera más acertada. Mientras que para la generación de las hipótesis de distribuciones potenciales A (actuales) los registros fueron obtenidos en condiciones actuales de perturbación y hábitat modificados y restringidos, representando los últimos sitios donde el ambiente todavía mantiene un mínimo de condiciones de nicho para la presencia de la especie, los modelos predictivos A, estarían reflejando de manera indirecta las condiciones actuales de perturbación del ambiente donde se han registrado las presencias (Guisan & Thuiller 2005, Pearson & Dawson 2003).

El problema que surge entonces, es cómo discriminar si esas modificaciones corresponden a variaciones humanas o naturales sobre el ambiente físico (estructurales), ó a variaciones en las interacciones bióticas (instrumentales). Y en cualquier caso, cómo se diferencia entre distribuciones potenciales afectadas por tales modificaciones y distribuciones potenciales que representen espacialmente al nicho ecológico realizado en su mayor amplitud posible para la especie en el área. La utilización de coberturas ambientales generales permite evitar la inclusión de los efectos de las perturbaciones sobre las interacciones bióticas. Sin embargo, los resultados mostraron que los modelos generales, no explican acertadamente las áreas de distribución potencial de la especie en todos los casos, produciendo una importante sobre-estimación del área posible. Se observa aquí, una fuerte influencia de las variables que actúan a escalas ecológicas grandes (regional) o medianas y pequeñas (paisaje y local), sobre el modelado del nicho y las distribuciones potenciales.

Finalmente, en cuanto a la influencia de los datos utilizados, según Krohn (1996) la calidad de la información disponible de distribución, ha probado ser el eslabón débil en la integración con información de usos de la tierra, y también crítico para el éxito de programas integrales. Asimismo, Stockwell & Peterson (2003) han observado que el sesgo en los muestreos de las coberturas espaciales se refleja en el desvío total del modelo, es decir en las áreas predichas. Con lo cual, para mitigar o disminuir el error o desvío, debe realizarse una selección de coberturas

ambientales precisas, y mejor resolución espacial de las variables independientes (Stockwell & Peterson 2003). Por otra parte, una forma de controlar la transmisión de errores (Mackey & Lindenmayer 2001, Corsi et al. 2000, Veregin 1999) y disminuir el error al azar, es aumentando el número de repeticiones durante la generación de los modelos y el número de best-subsets. Sin embargo, según Stockwell & Peterson (2003) existe un error sistemático que se reduce solamente removiendo las variables independientes que exhiben error o desvío. Además, todavía deben realizarse rigurosas comparaciones estadísticas entre estas aproximaciones de modelado para probar la eficiencia y adecuabilidad de las predicciones de distribución de las especies (Peterson & Kluza 2003, Collingham et al. 2000). La validación de los modelos puede hacerse con datos de campo, independientes y específicamente diseñados para probar las hipótesis de distribución (Feria & Peterson 2002).

El hecho de que éstos sean modelos inferenciales, implica riesgos para su correcta interpretación, pues, en caso de no contar con otros modelos comparativos o conocimiento experto, la imposibilidad de identificar tal error puede llevar a conclusiones equivocadas.

3.5. Conclusiones

La generación de hipótesis de distribución potencial (HDP) con base en modelos del nicho ecológico, es una herramienta robusta y flexible aplicable en la identificación y representación espacial de posibles áreas de presencia de *Lontra longicaudis annectens* en la sub-cuenca Apatlaco-Tembembe.

Sin embargo, para afinar las hipótesis de distribución potencial resultantes en la escala espacial apropiada para establecer la presencia permanente de la especie, se resalta la necesidad de examinar en mayor detalle las relaciones entre los requisitos de nicho/hábitat y la información espacial utilizada (Guisan & Thuiller 2005). Las HDP obtenidas en este trabajo, reflejaron de manera consistente las variaciones de la información ambiental y biológica utilizada según la resolución de los datos, el número de datos de presencia de la especie, su disposición espacial, y la validación de los modelos en relación a estas limitaciones (Stockwell & Peterson 2003, Peterson et al 2002, Peterson 2001, Peterson & Stockwell 2001, Peterson et al. 2001 a, b y c, Stockwell & Peterson 2001, Collingham et al. 2000, Guisan & Zimmermann 2000, Peterson & Cohoon 1999, Stockwell & Peters 1999, Brown & Lomolino 1998, Root 1988, Grinnell 1917, 1924).

La escasa presencia actual de la nutria de río, restringida a los ríos grandes, se vería reflejada

consistentemente en los modelos A con una tendencia general hacia la reducción del área de distribución. En la búsqueda de por qué la especie no se encuentra presente en áreas que mantienen condiciones de nicho, la interpretación de los errores de comisión resulta fundamental en relación al uso de las HDP dentro de planes manejo, pues podrían estar incluyéndose áreas donde la especie nunca estuvo con las consiguientes consecuencias ecológicas y prácticas. Por su parte, el error de omisión puede llevar a no considerar áreas con cierta importancia en alguna de las dimensiones del nicho. Sin embargo, la subestimación espacial de las HDP no debe atribuirse al modelado del nicho por GARP. Aunque las áreas predichas se encuentran en extremo reducidas, esta reducción no necesariamente se observa como un error de omisión de los modelos (Anderson et al. 2003), ya que responden correctamente al grupo de datos de registros utilizado, sino que es consecuencia del bajo número y escasa distribución actual de la especie.

Este trabajo propone la posibilidad de comparar conjuntos de distribuciones potenciales históricas versus actuales (H vs., A), con el fin de identificar las principales variables de hábitat que satisfacen los requisitos de nicho de la especie y sucesivamente ajustar los modelos de distribución potencial utilizando distintos grupos de variables. Puesto que se representan condiciones actuales del hábitat, sería posible comparar las áreas de presencia potencial con áreas de ausencia potencial, con el fin de analizar las causas de la ausencia e identificar posibles condiciones de hábitat desfavorables causadas por perturbación del ambiente.

Por último, la exploración de la influencia de coberturas temáticas de alta resolución espacial y escalas temporales cortas sobre los modelos potenciales predictivos de distribución, pueden dar soluciones más precisas a los fines de la aplicación de planes de conservación y restauración ecológica. En este sentido, resultados de Peterson et al (1999), Peterson (2002), Anderson et al. (2002 a-b), y Pearson et al., (en prep) coinciden con esta tesis. Para especies en riesgo como la nutria de río, o endémicas y microendémicas, la obtención de modelos a alta resolución y con variables específicamente relacionadas con su ecología y que reflejen la heterogeneidad del paisaje, favorece la selección de áreas individualizadas. Esto acentúa las posibilidades de éxito de tales planes pues permite minimizar costos económicos y sociales, a la vez que potencia el éxito biológico.

Es evidente que los resultados modelados bajo distintos escenarios pueden llevar a la toma de decisiones sesgadas e incluso erróneas, implicando posibles riesgos para las especies y un cálculo equivocado de los costos en tiempo y esfuerzo a invertir en áreas sujetas a restauración,

manejo o conservación. Partir de una situación sesgada donde las áreas de referencia reflejan situaciones actuales de perturbación, conduce sobre las condiciones de referencia del nicho y los objetivos a alcanzar.

3.6. Literatura citada

- Anderson, R.P., Gómez-Laverde M., & A.T. Peterson. 2002a. Geographical distributions of spiny pocket mice in South America: insights from predictive models. *Global Ecology and Biogeography*, 11:131-141.
- Anderson, R.P., Peterson A.T., & M. Gómez-Laverde. 2002b. Using niche-based GIS modeling to test geographic predictions of competitive exclusion and competitive release in South American pocket mice. *Oikos*, 98:3-16.
- Anderson, R.P., Lew D., & A.T. Peterson. 2003. Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecological Modelling*, 162:211-232.
- Barbosa, A.M, Real R., Olivero J., & J.M. Vargas. 2003. Otter (*Lutra lutra*) distribution modelling at two resolution scales suited to conservation planning in the Iberian Peninsula. *Biological Conservation*, 114:377-387.
- Brown, J.H., & M.V. Lomolino. 1998. *Biogeography*, 2nd ed. Sinauer Associates, Sunderland, MA, 691 pp, en: Anderson R.P., Lew D., & A.T. Peterson. 2003. Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecological Modelling*, 162:211-232.
- Carroll, S.S., & D.L. Pearson. 1998. The effects of scale and sample size on the accuracy of spatial predictions of tiger beetle (*Cicindelidae*) species richness. *Ecography*, 21:401-414.
- Carroll, S.S., & D.L. Pearson. 2000. Detecting and modelling spatial and temporal dependence in conservation biology. *Conservation Biology*, 14(6):1893-1897.
- Chehébar, C.E. 1985. A survey of the southern river otter *Lutra provocax* Thomas in Nahuel Huapi National Park, Argentina. *Biological Conservation*, 32:297-307.
- Chehébar, C.E. 2001. The problematic coexistence of core areas, towns, tourism, rural settlements and ranches: the case of Nahuel Huapi and Lanin National Parks, Argentina. [URL]: http://www.cerc.columbia.edu/training/forum_01cs/ChehebarCS%20.html.
- Chehébar, C. E., Gallur A., Giannico G., Gottelli M., & P. Yorio. 1986. A survey of the southern river otter *Lutra provocax* in Lanin, Puelo and Los Alerces National Parks, Argentina, and evaluation of its conservation status. *Biological Conservation*, 38:293-304.
- Chehébar, C., & G. Porro. 1998. Distribución y estatus del huillín (*Lutra provocax*) en el Parque Nacional Nahuel Huapi, Argentina. *Vida Silvestre Neotropical*, 7(2-3):99-106.
- Collingham, Y.C., Wadsworth R.A., Huntley B., & P.E. Hulme. 2000. Predicting the spatial distribution of non-indigenous riparian weeds: issues of spatial scale and extent. *Journal of Applied Ecology*,

37:13-27.

- CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). Online. [URL]: www.conabio.gob.mx. Coberturas ambientales digitales y registros únicos de *L.l.annectens*.
- CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). 1999. Uso de suelo y vegetación modificado por CONABIO. Escala 1:1 000 000. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.
- Corsi, F., de Leeuw J., & A. Skidmore. 2000. Modelling species distribution with GIS. Research techniques in animal ecology. Controversies and consequences, Boitani L., & T.K. Fuller (eds), pp: 389-434. Columbia University Press, New York, en: Segurado Pedro & Miguel B. Araújo. 2004. An evaluation of methods for modelling species distributions. *Journal of Biogeography*, 31:1555-1568.
- CRIM (Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias. Inédito. Modelo digital de elevación del norte del estado de Morelos. CRIM, Cuernavaca, México.
- Díaz Gallardo, N., Iñiguez Dávalos L.I., & E. Santana. En prensa. Ecología y conservación de la nutria (*Lontra longicaudis*) en la cuenca baja del Río Ayuquila, Jalisco, en: Trópicos en sistemática, biogeografía, ecología y conservación de mamíferos, Sánchez-Rojas G., y A. Rojas Martínez (eds.), Ed. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo.
- Erasmus, B.F.N., Freitag S., Gaston K.J., Erasmus B.H., & A.S. van Jaarsveld. 1998. Scale and conservation planning in the real world. *Proceedings of the Royal Society of London*, 266:315-319.
- Fera, T.P., & A.T. Peterson. 2002. Prediction of bird community composition based on point-occurrence data and inferential algorithms: a valuable tool in biodiversity assessments. *Diversity and Distributions*, 8:49-56.
- Fielding, A.H., & J.F Bell. 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation*, 24:38-49.
- García, E., & CONABIO a. 1998. Climas (Clasificación de Koppen, modificado por García). Escala 1: 1 000 000. México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO).
- García, E., & CONABIO b. 1998. Temperatura mínima promedio. Escala 1: 1 000 000. México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO).
- García, E., & CONABIO c. 1998. Temperatura mínima absoluta. Escala 1: 1 000 000. México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO).
- García, E., & CONABIO d. 1998. Temperatura máxima promedio. Escala 1: 1 000 000. México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO).
- García, E., & CONABIO e. 1998. Temperatura máxima absoluta. Escala 1: 1 000 000. México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO).
- García, E., & CONABIO f. 1998. Precipitación total anual. Escala 1: 1 000 000. México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO).

- Gallo Reynoso, J.P. 1989. Distribución y estado actual de la nutria o perro de agua (*Lutra longicaudis annectens* Major, 1897) en la Sierra Madre del Sur, México. Facultad de Ciencias, UNAM. Tesis de grado de maestro en ciencias. 196pp.
- Gallo, J.P. 1997. Situación y distribución de las nutrias en México, con énfasis en *Lontra longicaudis annectens* Major, 1897. *Revista Mexicana de Mastozoología*, 2: 10-32.
- Grinnell, J. 1917. Field tests on theories concerning distributional control. *The American Naturalist*, 51:115-128.
- Grinnell, J. 1924. Geography and evolution. *Ecology*, 5:225-229.
- Guisan A., & W. Thuiller. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, 8:xxx-xxx.
- Guisan, A., & N.E. Zimmermann. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135:147-186.
- Helder, J., & H. DeAndrade. 1997. Food and feeding habits of the neotropical river otter *Lontra longicaudis* (Carnivora, Mustelidae). *Mammalia*, 61(2):193-203.
- Hutchinson, G.E. 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposium of Quantitative Biology*, 22:415-427. Reprinted in 1991, *Classics in Theoretical Biology*, *Bulletin of Mathematical Biology*, 53:193-213.
- Illoldi-Rangel, P., Sánchez-Cordero V., & A. T. Peterson. 2004. Predicting distributions of mexican mammals using ecological niche modeling. *Journal of Mammalogy*, 85(4):658-662.
- IMTA (Instituto Mexicano de Tecnología del Agua). 1999-2000a. Suelos de la cuenca del Tembembe. Generada a partir de CETENAL. 1976 y 1982. Cartas edafológicas escala 1:50 000, Claves: E-14-A-58, E-14-A-49, E14-A-49 y E-14-A-58. Coordinación de Tecnología de Riego y Drenaje. Subcoordinación de Conservación de Cuencas, SIG-Cuencas. México.
- IMTA (Instituto Mexicano de Tecnología del Agua). Coordinación de Tratamiento y Calidad del Agua. Subcoord. de Hidrología y Evaluación Ambiental. 1999-2000b. Suelos del Apatlaco. Generada a partir de INEGI. Cartas edafológicas, escala 1:50 000. México.
- IMTA (Instituto Mexicano de Tecnología del Agua). 1999-2000c. Sistema de Barrancas del Alto Apatlaco-Tembembe: Microcuencas del Tembembe y Apatlaco. Coordinación de Tecnología de Riego y Drenaje. Subcoordinación de Conservación de Cuencas. SIG-Cuencas. Escala 1:250 000. México.
- IMTA (Instituto Mexicano de Tecnología del Agua). Coordinación de Tecnología de Riego y Drenaje. Subcoord. de Conservación de Cuencas. SIG-Cuencas. 1999-2000d. Uso del suelo y vegetación del Tembembe. Escala 1:250 000. Obtenido del Inventario Nacional Forestal. 1994. México.
- IMTA (Instituto Mexicano de Tecnología del Agua). Coordinación de Tecnología de Riego y Drenaje. Subcoord. de Conservación de Cuencas. SIG-Cuencas. 1999-2000e. Suelos de la cuenca del Tembembe. Generada a partir de CETENAL. 1976 Y 1982. Cartas edafológicas escala 1: 50 000,

Claves: E-14-A-58, E-14-A-49, E-14-A-49 y E-14-A-58. México.

- IMTA (Instituto Mexicano de Tecnología del Agua). Coordinación de Tratamiento y Calidad del Agua. Subcoord. de Hidrología y Evaluación Ambiental. 1999-2000f. Suelos de Apatlaco. Escala 1:50 000. México.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática). 1999a. Conjunto de datos vectoriales de la carta topográfica 1:50,000. Curvas de nivel cada 100 m. México.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática). 1999b. Ríos principales. Obtenido por el Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias (CRIM) a partir de los datos vectoriales de la carta topográfica escala 1:50 000. México.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática). 2002. Localidades de la República Mexicana, 2000. Obtenido de Principales Resultados por Localidad. XII Censo de Población y Vivienda 2000. Editado por Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). México.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática). 2003a. Carta hidrológica de aguas superficiales (1:250 000). México.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática). 2003b. Carta topográfica (1:250 000). México.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática). 2003c. Carta de climas (1:1 000 000). México.
- INEGI-UAEM. 2001. Bases de datos del Sistema de información geográfica del ordenamiento territorial para el estado de Morelos. Universidad Autónoma del Estado de Morelos - Laboratorio Interdisciplinario de Sistemas de Información Geográfica (LISIG) - Centro De Investigaciones Biológicas (CIB), Universidad Nacional Autónoma de México.
- INIFAP & CONABIO (Instituto Nacional de investigaciones Forestales y Agropecuarias & Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). 1995. Mapa edafológico. Escalas 1 : 250 000 y 1 : 1 000 000. México.
- Krohn, W.B. 1996. Predicted vertebrate distributions from GARP analysis: considerations in the designs of state Wide accuracy assessments, pp.147-169, en: Peterson A.T. 2001. Predicting species' geographic distributions based on ecological niche modeling. *Condor*, 103:599-605.
- Larivière, S. 1999. *Lontra longicaudis*. Mammalian species. *American Society of Mammalogists*, 609:1-5.
- Mackey, B.G., & D.B. Lindenmayer. 2001. Towards a hierarchical framework for modeling the spatial distribution of animals. *Journal of Biogeography*, 28(9):1147-1166, en: Segurado P., & B.M. Araújo. 2004. An evaluation of methods for modelling species distributions. *Journal of Biogeography*, 31:1555-1568.
- Maderey-R., L. E. 1990. Evapotranspiración real en hidrogeografía. IV.6.6. Atlas Nacional de México. Vol.

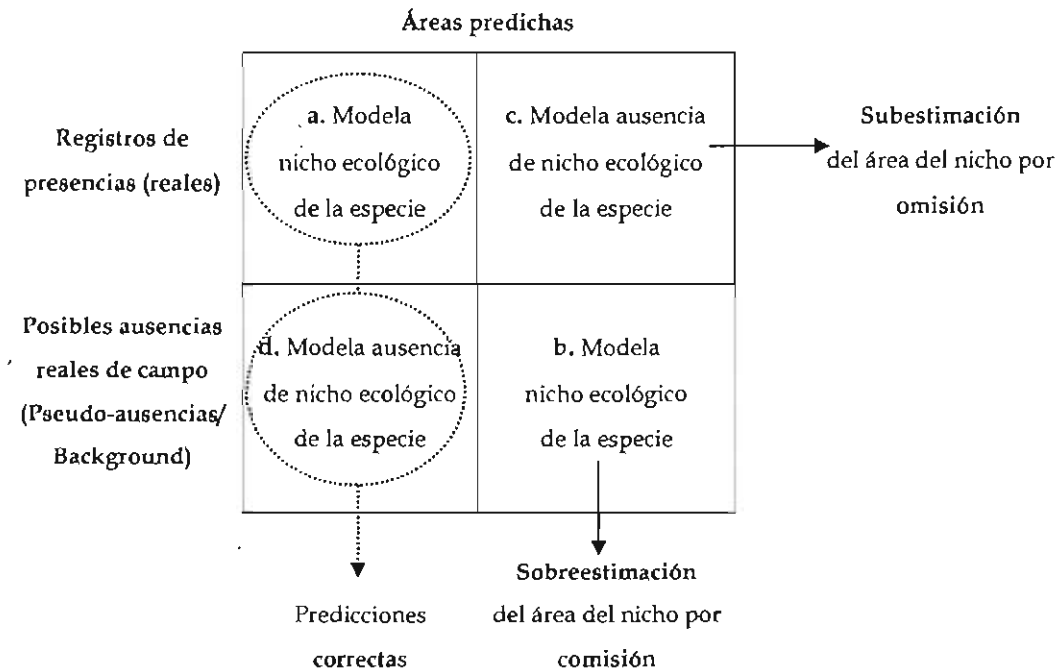
- II . Escala 1:4 000 000. Instituto de Geografía. UNAM. México.
- Maderey-R., L.E., & C. Torres-Ruata. 1990. Hidrografía e hidrometría. IV.6.1(A). Atlas Nacional de México. Vol. II . Escala 1:4 000 000. Instituto de Geografía. UNAM. México.
 - Maples-Vermeersch, M. 1992. Regímenes de humedad del suelo en hidrogeografía. IV.6.2. Atlas Nacional de México. Vol. II . Escala 1:4 000 000. Instituto de Geografía. UNAM. México.
 - Marín, C., & C. Torres-Ruata. 1990. Hidrogeología. IV.6.3. Atlas Nacional de México. Vol.II, Escala 1:4 000 000. Instituto de Geografía, UNAM, México.
 - Nowak, R.M. 1991. Walker's Mammals of the World. Fifth ed. The John Hopkins University Press, Baltimore, Maryland, Pp. 1629.
 - Pearson, R.G., Thuiller W., Araújo M.B., Martínez-Meyer E., Brotons Ll, McClean C., Miles L., Segurado P., Dawson T.P., & D.C. Lees. Model-based uncertainty in species' range prediction. En prep.
 - Pardini, R., & E. Trajano. 1999. Use of shelters by the Neotropical river otter (*Lontra longicaudis*) in an Atralntic Forest stream, southeastern Brazil. Journal of Mammalogy, 80: 600-610.
 - Pardini, R. 1998. Feeding ecology of the neotropical river otter *Lontra longicaudis* in an Atlantic Forest stream, south-eastern Brazil. Journal of Zoology, 245:385-391.
 - Pearson, R.G., & T.P. Dawson. 2003. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? Global Ecology & Biogeography, 12:361-371.
 - Peterson, A.T. 2001. Predicting species' geographic distributions based on ecological niche modelling. Condor, 103:599-605.
 - Peterson, Ch. 2002. Recruitment overfishing in a bivalve mollusc fishery: hard clams (*Mercenaria mercenaria*) in North Carolina. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 59(1):96-104.
 - Peterson, A. T., & K. P. Cohoon. 1999. Sensitivity of distributional prediction algorithms to geographic data completeness. Ecological Modelling, 117(1):159-164.
 - Peterson, A.T., Soberón J., & V. Sánchez-Cordero. 1999. Conservatism of ecological niches in evolutionary time. Science, 285:1265-1267.
 - Peterson, A.T., Egbert S.L., Sánchez-Cordero V., & K.P. Price. 2000. Geographic analysis of conservation priority: endemic birds and mammals in Veracruz, Mexico. Biological Conservation, 93:85-94.
 - Peterson, A.T., Sánchez-Cordero V., Soberón J., Bartley J., Buddemeier R.W., & A.G. Navarro-Sigüenza. 2001a. Effects of global climate change on geographic distributions of Mexican Cracidae. Ecological Modeling, 144:21-30.
 - Peterson, A.T., Sánchez-Cordero V., Soberón J., Bartley J., Buddmeier R.W., & A.G Navarro-Sigüenza. 2001b. Effects of global climate change on geographic distributions of Mexican Cracidae. Ecological Modelling, 144:21-30.
 - Peterson, A.T, Ball L.G., & K.P. Cohoon. 2002a. Predicting distributions of Mexican birds using ecological niche modelling methods. Ibis 144 (online) E27-E32.

- Peterson, A.T., Stockwell D.R.B., & D.A. Kluza. 2002b. Distributional prediction based on ecological niche modelling of primary occurrence data, en: Scott, J.M (Ed.), Predicting species occurrences: issues of scale and accuracy, pp: 617-623, Washington, DC, Island Press.
- Peterson, A.T., & D.A. Kluza. 2003. New distributional modeling approaches for gap analysis. *Animal Conservation*, 6:47-54.
- Pressey, R.L., Possingham H.P., & J.R. Day. 1997. Effectiveness of alternative heuristic algorithms for identifying indicative minimum requirements for conservation reserves. *Biological Conservation*, 80:207-219.
- Cuadros, J., & E. Leite de Araújo Monteiro-Filho. 2002. Sprinting sites of the neotropical otter, *Lontra longicaudis*, in an atlantic forest area of Souther Brazil. *Mastozoología Neotropical /Journal of Neotropical Mammalogy*, 9(1):39-46.
- Rabinowitz, D., Cairns S., & T. Dillon. 1986. Seven forms of rarity and their frequency in the flora of the British Isles, en: M.E. Soulé (ed.), *Conservation biology, the science of scarcity and diversity* pp.82-204. Sinauer, Sunderland, Mass.
- Root, T. 1988. Environmental factors associated with avian distributional boundaries. *Journal of Biogeography*, 14:489-505.
- Sánchez-Cordero, V., & E. Martínez-Meyer. 2000. Museum specimen data predict crop damage by tropical rodents. *PNAS*, 97(13):7074-7077.
- Sánchez-Cordero, V., Peterson A.T., & P. Escalante-Pliego. 2001. El modelado de la distribución de especies y la conservación de la diversidad biológica, en: Hernández H.M., García A.N., Alvarez F., & M. Ulloa (comps.), 2001. *Enfoques contemporáneos para el estudio de la biodiversidad*, Pp: 359-379. Instituto de Biología. UNAM. México.
- Sánchez-Cordero, V., Munguía M., & A.T. Peterson. 2004. GIS-Based predictive biogeography in the context of conservation, en: Lomolino M.V., & L.R. Heaney (eds.), *Frontiers of Biogeography: New directions in the geography of nature*. Sinauer Associates Inc. 436p.
- Sánchez-Cordero, V., Illoldi-Rangel P., Linaje M., Sarkar S., & A.T. Peterson. 2005. Deforestation and extant distributions of Mexican endemic mammals. *Biological Conservation*, en prensa: xxx-xxx.
- SER (Society for Ecological Restoration). 2002. *The SER Primer on Ecological Restoration*, Pp:1-9. Science & Policy Group.
- Sierra-Huelsz, J. A., & J. A. Vargas-Contreras. 2002. Registros notables de *Lontra longicaudis annectens* (Carnívora: Mustelidae) en el Río Amacuzac en Morelos y Guerrero. *Revista Mexicana de Mastozoología*, 6:83-89.
- Soler, A. 2002. Nutrias por todo México. *Biodiversitas*, Año 6, Núm. 43.
- Spinola, R. C., & C. Vaughan. 1995. Abundancia relativa y actividad de marcaje de la nutria neotropical (*Lontra longicaudis*) en Costa Rica. *Vida Silvestre Neotropical*, 4(1):38-45.

- Stockwell, D. 1995a. Fundamentals of inferential modelling. GIS Modelling Workshop. 16-20 Jan.; Kioloa.
- Stockwell, D. 1995b. Progress in Biodiversity Modelling using Museum Data in Australia, [URL]: <http://biodi.sdsc.edu/Doc/BIS/talk.html>
- Stockwell, D.R.B. 1999. Machine learning methods for ecological applications: Genetic Algorithms II. Species Distribution Modelling. Chapter 5:123-144.
- Stockwell, D., & Noble. 1992. Introduction of sets of rules from animal distribution data: a robust and informative method of data analysis. *Mathematics and Computers in Simulation*, 33:385-390.
- Stockwell, D., & D. Peters. 1999. The GARP modelling system: problems and solutions to automated spatial prediction. *International Journal of Geography and Informatic Science*, 13:143-158.
- Stockwell, D.R.B., & A.T.Peterson. 2002. Controlling bias in biodiversity data, en: Scott J.M., Heglund P.J., Morrison M.L., Haufler J.B., Raphael M.G., Wall W.A., Samson F.B., (Eds.) *Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale*, Pp:537-546. Island Press, Washington, DC.
- Stockwell, D., & A.T. Peterson. 2003. Comparison of resolution of methods used in mapping biodiversity patterns from point-occurrence data. *Ecological Indicators*, 3:213-221.
- Strahler, A.H., & A.N. 1992. Strahler. *Modern Physical Geography*. Fourth Edition, 650pp.
- Strahler, A., & A. Strahler. 2003. *Introducing Physical Geography*. Third Edition. Boston University - Columbia University.
- UAEM- LISIG. 2004. Bases de datos del sistema de información geográfica del ordenamiento territorial para el estado de Morelos. Universidad Autónoma del Estado de Morelos - Laboratorio Interdisciplinario de Sistemas de Información Geográfica.
- Vázquez, L.B., & K.J. Gaston. 2004. Rarity, commonness, and patterns of species richness: the mammals of Mexico. *Global Ecology and Biogeography*, 13:535-542.
- Veregin, H. 1999. Error modeling for the map overlay operation, en: Goodchild M. & S. Gopal (eds.). *Accuracy of spatial databases*, Pp:3-18. New York: Taylor y Francis.
- White, P.C.L., McClean C.J., & G.L. Woodroffe. 2003. Factors affecting the success of an otter (*Lutra lutra*) reinforcement programme, as identified by post-translocation monitoring. *Biological Conservation*, 112:363-371.

3.7. Cuadros y Figuras

Fig. 3.1. Matriz de confusión generada por el algoritmo genético GARP (Genetic Algorithm for Rule Set Prediction). Se muestran las posibles fuentes de origen de los errores de omisión y comisión, y las predicciones correctas de áreas potenciales de distribución de la especie con base en modelos del nicho ecológico, según el tratamiento de los datos realizado por el algoritmo.



Cuadro 3.2. Coberturas ambientales digitales generales para México (escala 1:1 000 000 a 1:4 000 000), de la base de datos utilizada en GARP para el modelado del nicho ecológico de la nutria de río, *Lontra longicaudis annectens*, a escala nacional. CONABIO (<http://www.conabio.gob.mx>).

Nombre cobertura	Tema	Modelos donde se utilizan
evatran	Evapotranspiración real	Nacional
Pp	Precipitación total anual	Nacional
clima	Clima	nacional + subcuena
edafología	Edafología	Nacional
hidrografía	Hidrografía	Nacional
tmnabs	Temp. mín. absoluta	nacional + subcuena
tmnpro	Temp. mín. promedio	nacional + subcuena
tmxabs	Temp. máx. absoluta	nacional + subcuena
tmxpro	Temp. máx. promedio	nacional + subcuena
hidrogeología	Hidrogeología	nacional + subcuena

humsuelo	Humedad del suelo	nacional + subcuenca
isoterm	Isotermas medias anuales	Nacional
h_aspect	Aspecto cauce	Nacional
h_dem	DEM	Nacional
h_slope	Pendiente cauce	Nacional
h_topoind	Topoíndice	Nacional
h_flowdir	Dirección flujo hidrológico	Nacional
h_flowacc	Acumulación de flujo	Nacional
Isoyet	Isoyetas	Nacional

Cuadro 3.3. Coberturas ambientales generales digitales del estado de Morelos (escala 1:50 000), de la base de datos utilizada en GARP, para el modelado del nicho ecológico de la nutria de río, *L. l. annectens*, a la escala de paisaje, en la subcuenca Apatlaco-Tembembe.

Nombre	Tema de la cobertura	Fuente	Área : Edo. MORELOS
Climas	Mapa climático	CIB-UAEM	Límite INEGI
Edafol	Edafología	INEGI	Límite INEGI
Erohid	Erosión hídrica	LISIG	Límite INEGI
Geolo	Geología	INEGI	Límite INEGI
Geomorfosisterr	Geomorfología de sistemas terrestres	INEGI	Límite INEGI
Heladas	Heladas	CIB-UAEM	Límite INEGI
Hidrgeo	Hidrogeología	INEGI	Límite INEGI
Humsuelo	Humedad del suelo	INEGI	Límite INEGI
Inund	Inundaciones	LISIG	Límite INEGI
Isoter	Isotermas	CIB	Límite INEGI
Lagos	Lagos	INEGI	Límite INEGI
Pptot	Precipitación total anual	INEGI	Límite INEGI
Ríos	Ríos	INEGI	Límite INEGI
Ríosgrandes	Ríos grandes	INEGI	Cartas INEGI, E14-2 y E14-5
Tmina	Temperatura mínima absoluta	INEGI	Límite INEGI
Tmaxa	Temperatura máxima absoluta	INEGI	Límite INEGI
Tminp	Temperatura mínima promedio	INEGI	Límite INEGI
Tmaxp	Temperatura máxima promedio	INEGI	Límite INEGI
Zgmo	Zonas geomorfológicos	INEGI	Límite INEGI

Fuente: Bases de datos del Sistema de información geográfica del ordenamiento territorial para el estado de Morelos, Proyecto PEOT, elaboradas por la Universidad Autónoma del Estado de Morelos

(UAEM) - Laboratorio Interdisciplinario de Sistemas de Información Geográfica (LISIG); INEGI: Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, LISIG, UAEM, CIB: Centro de Investigaciones Biológicas, UNAM: Universidad Nacional Autónoma de México. 2004, (ver Anexos II y III).

Cuadro 3.4. Coberturas hidrológicas generadas a partir del DEM Norte Morelos GEMA, en el sistema experto River Tools, para las subcuencas de los ríos Tenbembe, Apatlaco, Yautepec, Amacuzac y Chalma, utilizadas en el modelado local de las hipótesis de distribución potencial (HDP) en la cuenca Apatlaco-Tembembe.

Nombre de la cobertura	Variable medida
shorder	Strahler order/Orden de Strahler
drainden	Drainage density/Densidad de drenaje
netdiam	Network diameter/Diámetro de la red
sinuos	Sinuosity/Sinuosidad
drop	Elevation drop/Diferencia de elevación
relief	Relief/Relieve
sourceden	Source density/Densidad de ríos de la fuente
area	Drainage area/Area de drenaje
magnit	Magnitude/Número de canales en la red hídrica
SL_slope	Straight line slope/Pendiente tramo
slope	Along channel slope/Pendiente del canal
SL_len	Straight line length/Longitud del tramo
Totleng	Total length/Longitud total
Length	Along channel length/Longitud del canal
Maxlen	Main channel length/Longitud del canal principal

Cuadro 3.5. Comparaciones realizadas entre los mapas proyectados a partir de los modelos predictivos de distribución potencial, generados con distintos grupos temporales de registros de nutria de río (H: históricos, A: actuales y HA: ambos), y distintas coberturas temáticas.

Coberturas utilizadas	Registros ajustados H	Registros A	Registros HA
1) Todas	Fig. 3.c	Fig. 3.f	Fig. 3.i
2) Hidrológicas (RT)	Fig. 3.b	Fig. 3.p	Fig. 3.h
3) Ambientales generales:	Fig. 3.d	Fig. 3.g	—————
- sin ríosPEOT	Fig. 3.e	Fig. 3.o	Fig. 3.j

Cuadro 3.6. Evaluación de los modelos de distribución potencial. Comparación cruzada entre modelos H (históricos) y A (actuales), *vs.*, los correspondientes grupos independientes de registros de presencia de nutria de río. Registros independientes: registros superpuestos a los respectivos mapas no utilizados en la generación de los modelos sobre los que se grafican.

Evaluación realizada	Mapas resultantes
Registros actuales sobre modelado histórico (H)	Figs. 4.b, 4.c, 4.d
Registros históricos ajustados sobre modelado actual (A)	Figs. 4.p, 4.f, 4.g

Cuadro 3.7. Categorías de pseudo-probabilidad (consenso) de las pseudo-ausencias (0) y presencias (1 a 5), obtenidas de la suma de los best-subsets para el mapa combinado de las hipótesis de distribución para los modelos A (actuales), H (históricos) y HA (combinados).

Históricas		Actuales		Ambas	
pb presencia	frecuencia	pb presencia	frecuencia	Pb presencia	frecuencia
Fig. 3.c		Fig. 3.f		Fig. 3.i	
0	35788	0	42971	0	28629
1	2028	1	1743	1	4188
2	1941	2	433	2	1832
3	2406	3	465	3	1700
4	1928	4	287	4	2076
5	2140	5	332	5	7806
Históricas		Actuales		Ambas	
pb presencia	frecuencia	pb presencia	frecuencia	Pb presencia	frecuencia
Fig. 3.b		Fig. 3.p			
0	32687	0	35046		
1	1630	1	5227		
2	1915	2	2258		
3	1585	3	1912		
4	2153	4	1237		
5	6261	5	551		
Fig. 3.d		Fig. 3.g			
0	14133	0	44648		
1	7933	1	320		
2	8304	2	357		
3	3244	3	244		
4	4104	4	194		
5	8513	5	468		

Cuadro 3.8. Errores de omisión, comisión y prueba de Chi2, correspondientes a las hipótesis de distribución potencial, obtenidas para los grupos de registros históricos (H) y actuales (A), y para las respectivas combinaciones de las distintas variables utilizadas (River Tools: RT; proyecto PEOT y ambientales generales). Mapa de consenso: combinación de los best-subsets; Task: solución individual; Test Acc.: Precisión del modelado calculada con los puntos de prueba; (a) Presencias correctas: n° puntos predichos de presencia donde existe presencia real; (c) Error de omisión: n° puntos predichos de ausencia donde existe presencia real; (b) N° puntos comisión: n° puntos predichos de presencia donde existe pseudo-ausencia (real); (d) Ausencias correctas: n° puntos predichos ausencia donde existe pseudo-ausencia (real); Área Presencia: celdas totales de presencia predicha; Área ausencia: celdas totales de ausencia predicha; Área no-predicha: celdas totales no analizadas; Sí/No: n° puntos de prueba que caen dentro/fuera del área predicha; p: probabilidad de Chi2; Omisión (int)/(ext): % de puntos de entrenamiento/puntos de prueba omitidos de la predicción (GARP: <http://biodi.sdsc.edu/>). (Ver Fig.3.1 para mayor explicación sobre a,b,c,d).

Mapa de consenso	Task	Test Acc	Presencias correctas a	Error omisión C	N° puntos comisión b	Ausencias correctas D	Área presencia	Área ausencia	Área no-predicha	Sí	No	p (Chi2)	Omisión (int)	Omisión (ext)
Fig. 3.b.	3	0.5132	363	716	236	920	8882	33730	3619	2	5	0.5297	0	71.42
	5	0.7616	1088	162	293	816	11098	29751	5382	7	1	3E-05	0	12.50
	7	0.6604	917	0	249	734	8994	27583	9654	5	2	0.0005	0	28.57
	9	0.7404	1067	0	264	784	10574	28502	7155	6	1	8E-05	0	14.28
	10	0.6584	894	173	273	752	10584	28039	7608	5	2	0.0022	0	28.57
Fig. 3.c.	2	0.1364	341	0	147	0	5317	0	40914	2	6	0.2314	0	75.00
	3	0.4312	1078	0	224	0	8272	0	37959	6	1	3E-06	0	14.29
	7	0.124	310	0	148	0	5246	0	40985	2	6	0.2234	0	75.00
	8	0.23	575	0	141	0	4731	0	41500	4	5	0.0007	0	55.56
	9	0.3632	908	0	190	0	7974	0	38257	6	2	2E-05	0	25.00
Fig. 3.d.	1	0.4872	627	316	523	591	19099	21474	5658	4	4	0.6177	0	50.00
	3	0.288	720	0	675	0	23745	0	22486	4	3	0.7596	0	42.86
	4	0.5208	696	401	408	606	15036	23570	7625	5	4	0.1402	0	44.45
	7	0.552	842	282	482	538	16320	20889	9022	6	3	0.049	0	33.33
	8	0.4868	545	705	501	672	19054	24326	2851	3	4	0.9297	0	57.14
Fig. 3.p.	2	0.2408	602	0	146	0	6049	0	40182	3	2	0.0019	0	40.00
	3	0.6	416	834	159	1084	6052	39917	262	2	4	0.1416	0	66.67
	5	0.2908	727	0	78	0	2781	0	43450	3	2	4E-07	0	40.00
	8	0.0872	218	0	82	0	3142	0	43089	1	5	0.3367	0	83.33

Cuadro 3.8. Continuación.

	9	0.2492	623	0	128	0	5158	0	41073	3	3	0.0025	0	50.00
Fig. 3.f.	2	0.7948	770	480	33	1217	1269	44952	10	4	2	9E-22	0	33.33
	5	0.402	1005	0	27	0	1118	0	45113	4	1	1E-29	0	20.00
	7	0.0832	208	0	45	0	1638	0	44593	1	5	0.0821	0	83.33
	8	0.6304	514	0	34	1062	1479	38992	5760	3	3	7E-11	0	50.00
	10	0.9808	1250	0	45	1202	1308	44783	140	6	0	1E-46	0	0
Fig. 3.g.	1	0.8788	1025	0	41	1172	938	44090	1203	6	1	1E-55	0	14.28
	3	0.986	1250	0	28	1215	1036	44916	279	4	0	8E-40	0	0
	4	0.9832	1250	0	26	1208	1166	44422	643	5	0	6E-44	0	0
	5	0.9888	1250	0	26	1222	891	45226	114	5	0	3E-57	0	0
	6	0.3768	942	0	26	0	851	0	45380	3	1	1E-27	0	25
Fig. 3.o.	1	0.6868	888	362	239	829	8847	30146	7238	5	2	0.0004	0	28.57
	4	0.4196	1049	0	270	0	9815	0	36416	5	1	0.0002	0	16.67
	6	0.4324	1081	0	203	0	6696	0	39535	6	1	9E-08	0	14.28
	8	0.5	1250	0	269	0	9725	0	36506	6	0	2E-06	0	0
	9	0.4176	1044	0	178	0	6269	0	39962	5	1	6E-07	0	16.67
Fig. 3.e.	2	0.5668	1065	185	744	352	27567	13419	5245	6	1	0.1595	0	14.28
	3	0.5212	842	202	487	461	17972	16638	11621	4	2	0.1625	0	33.33
	5	0.5844	908	342	672	553	24856	20230	1145	6	2	0.2283	0	25.00
	6	0.4908	784	328	507	443	18974	16668	10589	5	3	0.2173	0	37.50
	7	0.2028	507	0	490	0	18357	0	27874	3	4	0.8647	0	57.14

Cuadro 3.9. Coincidencias espaciales entre registros observados históricos y actuales sobre las áreas predichas de presencia proyectadas en los mapas obtenidos de los modelos A (actuales) y H (históricas) respectivamente. Se muestra el número de coincidencias evaluadas por categoría de frecuencia de los mapas combinados.

Coincidencias						
Categoría	Registros actuales observados sobre hipótesis de distribución histórica			Registros históricos observados sobre hipótesis de distribución actual		
	3.b.HsoloRT	3.c.HRT	3.d.HnoRT	3.p.AsoloRT	3.f.ART	3.g.AnoRT
0-1	3	9	3	9	14	16
2	1	2	1	2	0	0
3	4	0	6	1	2	0
4	2	0	0	5	0	0
5	1	0	1	1	1	1

Anexo 3.I. Fuentes de las coberturas ambientales digitales nacionales y registros de *Lontra longicaudis annectens* para México (CONABIO online): Colección Nacional de Mamíferos, Universidad Nacional Autónoma de México; Colección de Mamíferos, Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa; Centro Interdisciplinario de Investigación y Desarrollo Regional de Oaxaca; University of Kansas Natural History Museum; American Museum of Natural History, New York; National Museum of Natural History, Washington, D.C.; Field Museum of Natural History, Chicago, Illinois; Museum of Zoology, University of Michigan, Ann Arbor; Michigan State University Museum, East Lansing; Museum of Vertebrate Zoology, University of California, Berkeley; Texas Tech University Museum, Lubbock; Texas Cooperative Wildlife Collections, Texas A & M University, College Station, and at MaNIS, <http://elib.cs.berkeley.edu/manis>.- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). 1999. Uso de suelo y vegetación modificado por CONABIO. Escala 1:1 000 000. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.

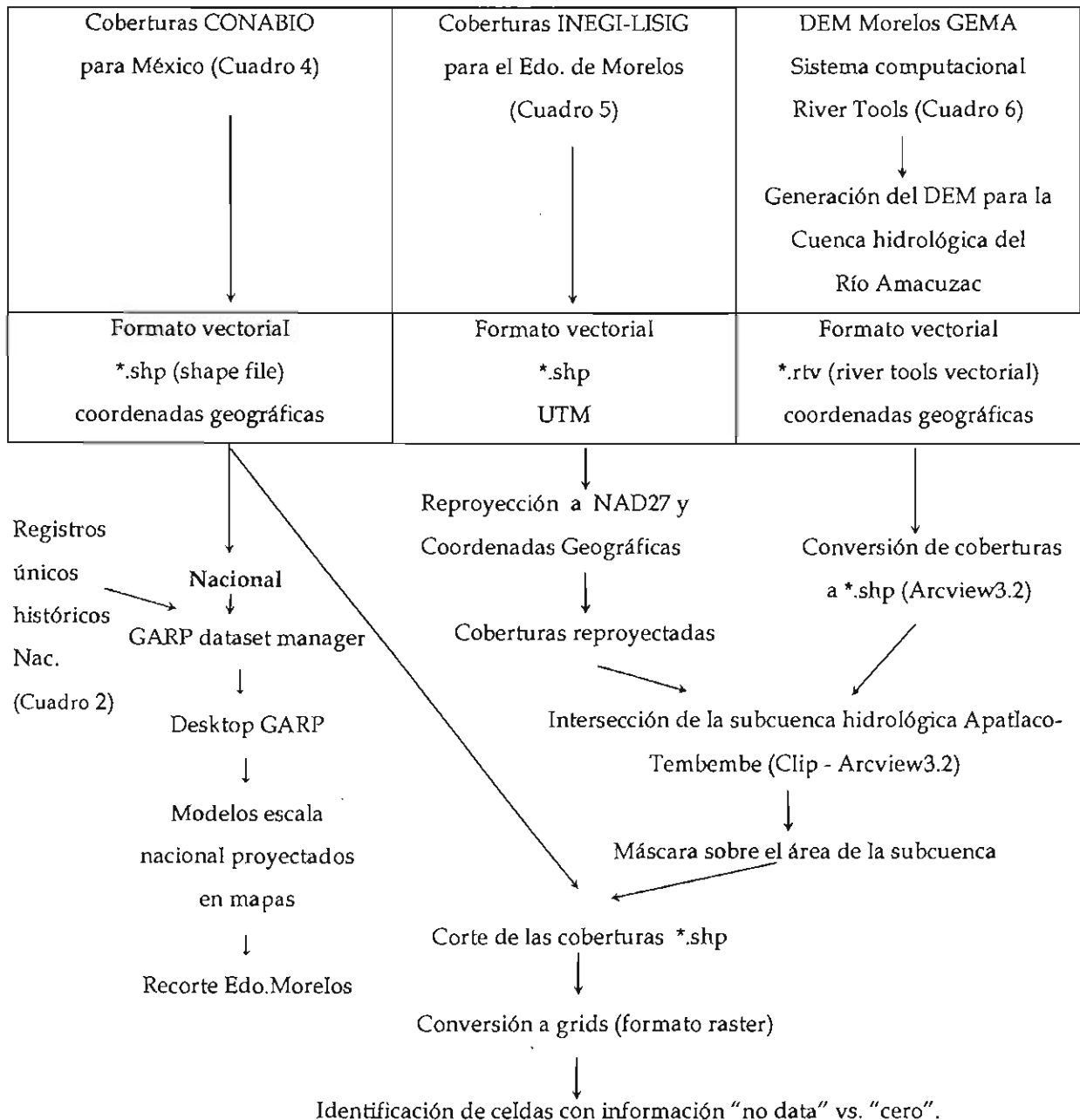
Anexo 3.II. Coberturas temáticas digitales PEOT. Bases de datos del sistema de información geográfica del ordenamiento territorial para el estado de Morelos, elaboradas por la Universidad Autónoma del Estado de Morelos (UAEM) - Laboratorio Interdisciplinario de Sistemas de Información Geográfica (LISIG). Coberturas formato ArcView 3.2, ArcInfo 8.0, información de coberturas de la cartografía 1: 50 000, vectorial en formato shape, utilizadas en: (*): Modelos GARP; (**): ResNet Place Prioritization.

Nombre cobertura	Tema	Fuente	Principales variables
climas(*),(**)	Climas	Carta climática a partir de 1975. (Síntesis geográfica de Morelos SPP, 1981) e información proporcionada por el laboratorio de Edafología del Centro de	tipos de clima (cálidos, fríos, semicálidos, semifríos y templados)

Investigaciones Biológicas de la Universidad Autónoma del estado de Morelos			
cniv(*)	Curvas de nivel	Carta topográfica 1:250000 del INEGI	altitud
edafol(*)	Edafología	Carta edafológica del INEGI escala 1:25000	tipos de suelo
erohid*),(**)	Erosión laminar hídrica	Carta edafológica del INEGI 1:250000, carta de pluviometría, carta de Uso de suelo y vegetación del 2000	grado de erosión (ligera, moderada, alta y muy alta)
geolo(*)	Geología	Unidades litológicas derivadas de la síntesis geográfica del estado de Morelos, INEGI, Secretaría de Programación y Presupuesto 1981	unidades litológicas
geomorfosistem(*)	Geomorfología de sistemas terrestres	Archivos digitales de la CONABIO 1999, Instituto Nacional de Ecología 1999, Centro de Investigaciones Biológicas. Sistemas terrestres delimitados con base en topografía, geología y vegetación por parte de geomorfólogos del Instituto de Geografía de la UNAM.	
heladas(**)	Heladas	Carta de heladas escala 1:250000 del INEGI	días de heladas
isoter(*)	Isotermas anuales	Carta de temperaturas a partir de información proporcionada por el laboratorio de Edafología del Centro de Investigaciones Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Morelos	isoterma anual
mapisoy	Isoyetas anuales	Carta de temperaturas a partir de información proporcionada por el laboratorio de Edafología del Centro de Investigaciones Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Morelos	Anual_mm
lagos*),(**)	lagos	Conjunto de datos vectoriales de la carta topográfica 1:250000 del INEGI	nombre de lagos
inund*),(**)	Riesgos de Inundación	Zonas de inundación definidas a partir del gobierno estatal de Morelos, Secretaría de Desarrollo Urbano y de Vivienda	
riosgrandes*),(**)	ríos grandes	Conjunto de datos vectoriales de la carta topográfica 1:250000 del INEGI	clave del vector
rios*),(**)	ríos	Conjunto de datos vectoriales de la carta topográfica 1:250000 del INEGI	ríos intermitentes y perennes
zgmo(*)	Zonas geomorfológicas	Zonas geomorfológicas delimitadas con base en topografía, geología y vegetación por parte de geomorfólogos del Instituto de Geografía de la UNAM	Zona
anpmor*),(**)	Áreas Naturales Protegidas	Carta topográfica 1:250000 del INEGI, Archivos digitales de la CONABIO 1999, Instituto Nacional de Ecología 1999, Centro de Investigaciones Biológicas.	Nombre del área natural protegida
usvg2(**)	Uso de suelo y vegetación del 2000	Elaboración de la cobertura de uso de suelo y vegetación a partir del inventario forestal del 2000 (UNAM-SEMARNAT), complementado con reinterpretación a partir de imágenes de satélite LANDSAT del 2000, trabajo de campo (UAEM 2000) y ortofotos en papel escala 1:5000 para el área que corresponde a la reserva de la Biosfera Sierra de Huautla (CEAMISH), 1999	unidades de suelo del 2000

Anexo 3.III

Diagrama A. Descripción de las bases de datos de las coberturas temáticas digitales, y su transformación, coordinación, procesamiento y análisis de las coberturas temáticas y datos de registros de la nutria de río, *Lontra longicaudis annectens*, desde sus respectivas fuentes de origen, hasta su inclusión en la base de datos usada en el análisis de los modelos de distribución potencial GARP. UTM (Universal Transversal Mercator), NAD27 (North America Datum 27); CONABIO: Comisión Nacional para la Biodiversidad, INEGI: Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, LISIG: Laboratorio de Investigaciones en Sistemas de Información Geográfica, DEM: Digital Elevation Model.



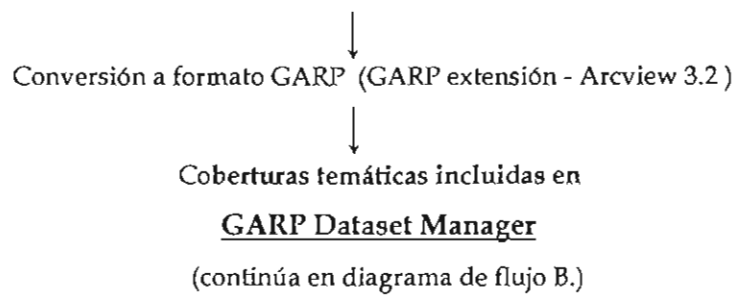
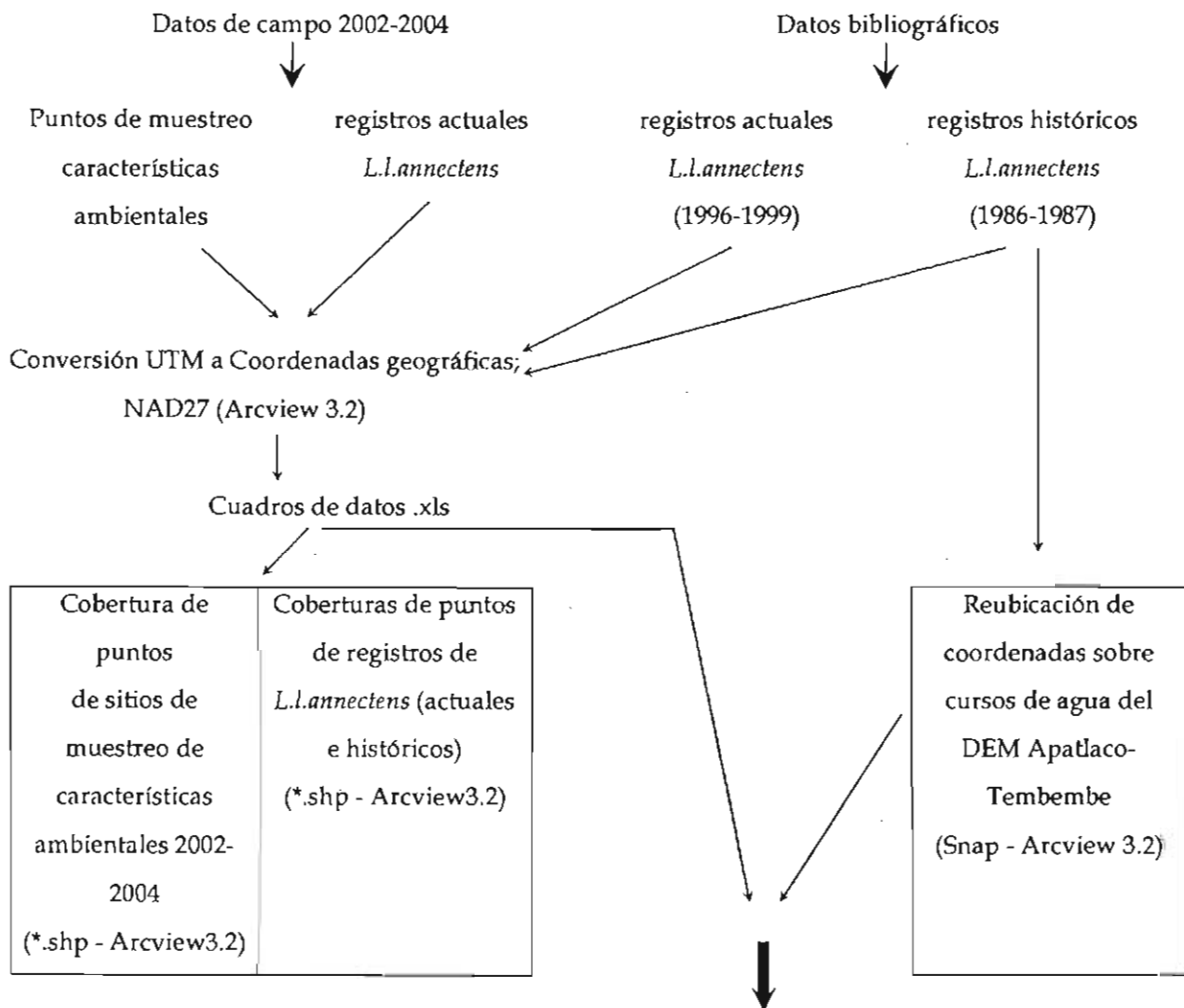


Diagrama 3.B. Generación de las bases de datos de los registros actuales e históricos de *Lontra longicaudis annectens*, nutria de río, y de los datos de muestreo en campo 2002-2004. Transformación, coordinación y análisis, de las coberturas y datos de registros de *L.l.annectens*, desde sus respectivas fuentes de origen, hasta su inclusión en la base de datos usada en el análisis de los modelos de distribución potencial GARP.



Listas de registros únicos (*.xls) para los
modelos de distribución potencial GARP (data points)



Coberturas temáticas incluidas en
(continuación diagrama de flujo A.)



GARP Dataset Manager



Base de datos de las
coberturas temáticas (*.dxl)



Desktop GARP



Modelos geográficos proyectados
en mapas de distribución potencial

(continúa en diagrama de flujo C.)

Diagrama 3.C. Generación de modelos de distribución potencial para la sub-cuenca Apatlaco-Tembembe. Combinación de los grupos temporales de registros de *Lontra longicaudis annectens*, nutria de río, para la generación de los modelos de distribución potencial resultantes del análisis realizado en DesktopGARP.

(continuación diagrama de flujo B.)

Modelos geográficos proyectados en mapas de distribución potencial

→ Fijación parámetros del modelado

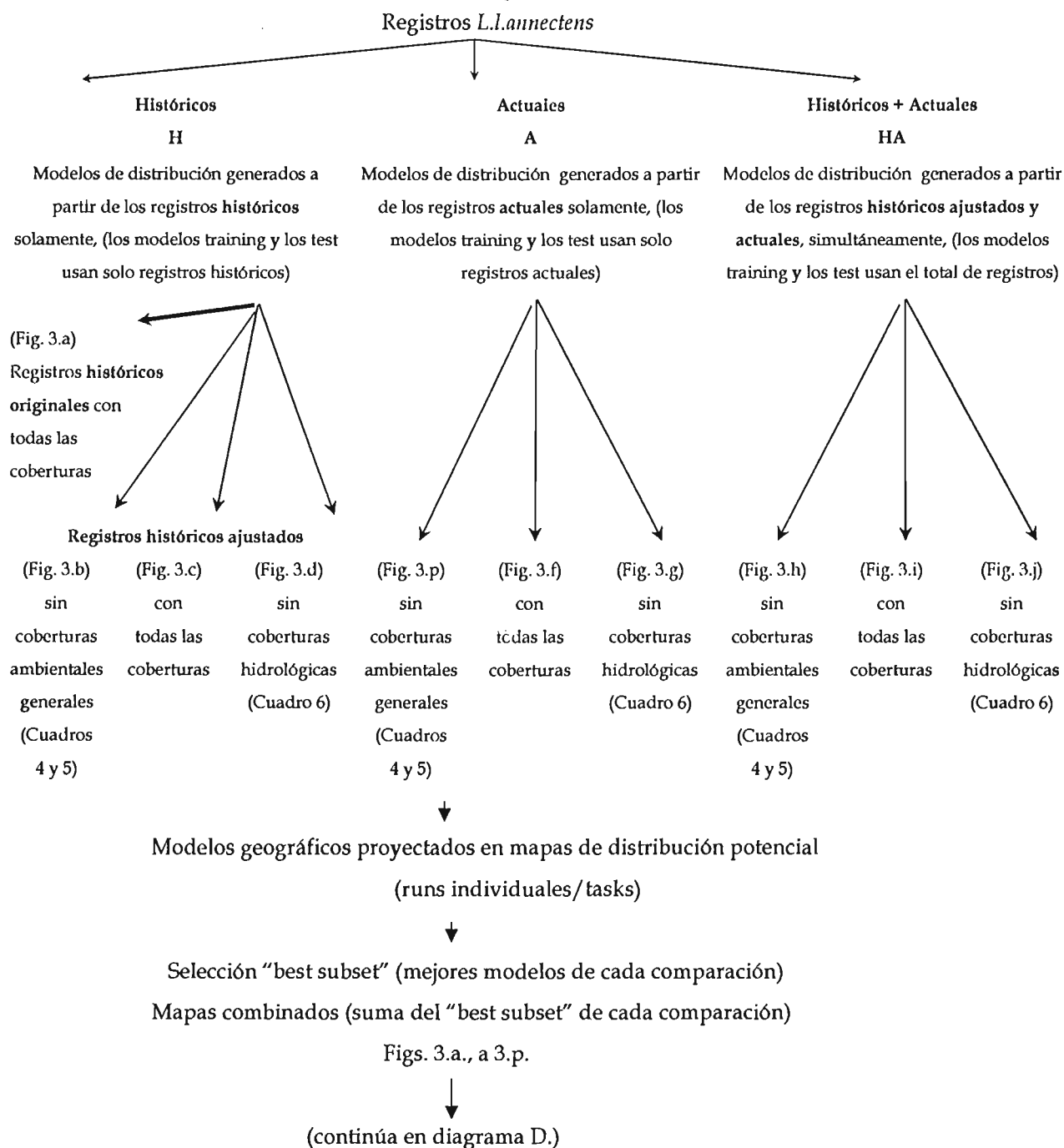
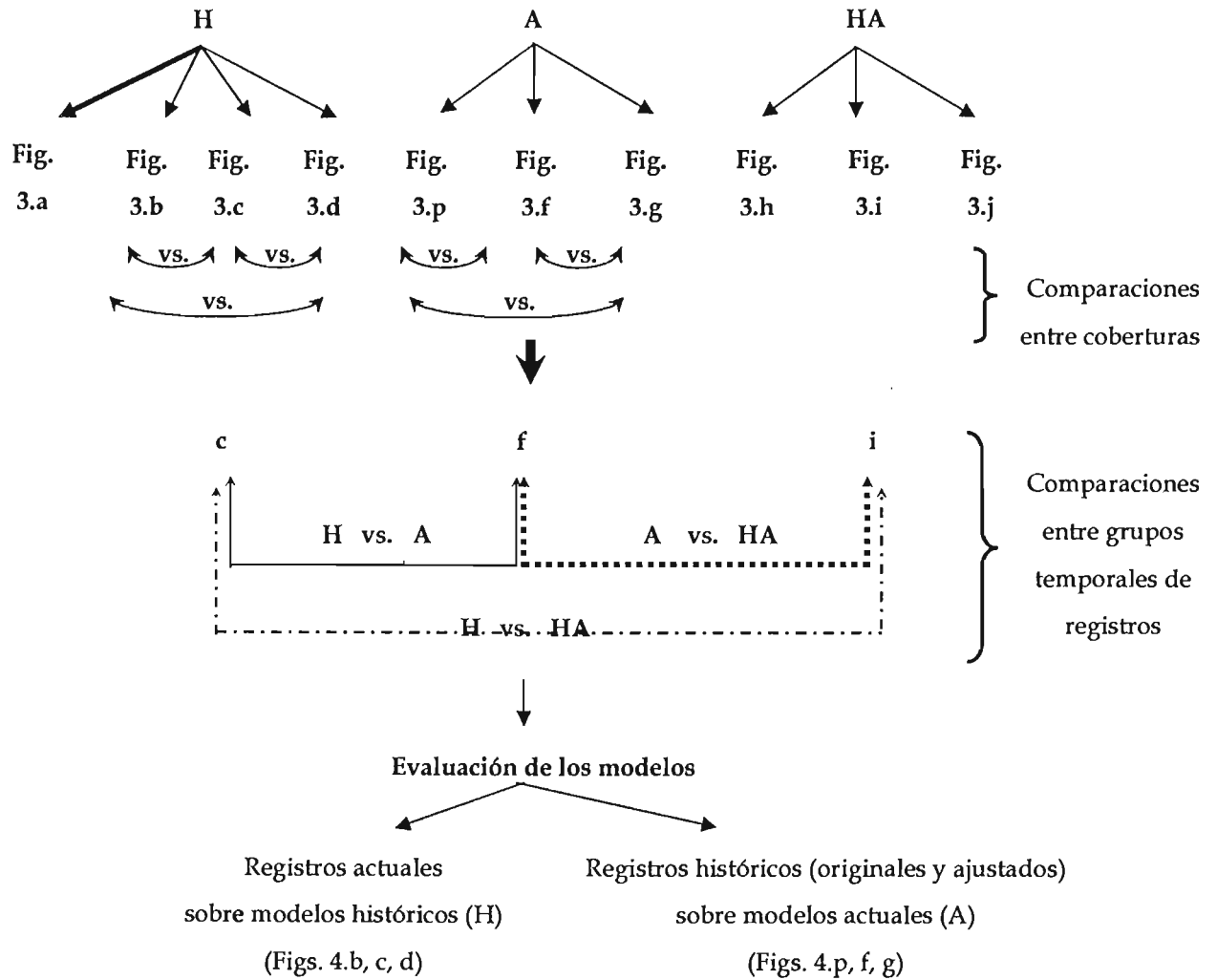


Diagrama 3.D. Comparaciones de las áreas potenciales de distribución potencial proyectadas en mapas, realizadas entre grupos temporales de registros de presencias y, dentro de los modelos temporales H y A, entre las coberturas utilizadas en la generación de los modelos. (continuación del diagrama C.)



Figuras 3. Hipótesis de distribución potencial proyectadas en mapas de distribución (Genetic Algorithm for Rule Set Prediction- GARP), para la subcuenca Apatlaco-Tembembe. Se observan los mapas de consenso obtenidos del modelado con registros históricos (Gallo obs.pers) de *Lontra longicaudis annectens*. Fig. 3.a: Registros históricos originales no ajustados a los cursos de agua (se observa un patrón invertido); Figs. 3.b-d registros históricos ajustados a coberturas hidrológicas. Categorías de frecuencia de pseudo-probabilidad de presencia (consenso): 1: [lightest red] ;2: [light red] ;3: [medium red] ;4: [dark red] ;5: [darkest red]

Figura 3.a. Coberturas ambientales e hidrológicas; registros no ajustados



Figura 3.b. Coberturas River Tools



Figura 3.c. Con coberturas ambientales e hidrológicas

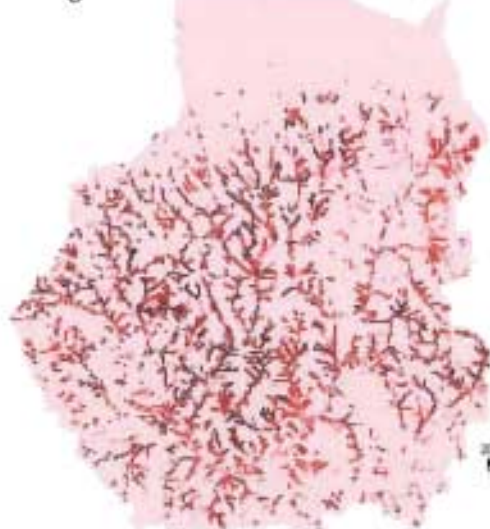
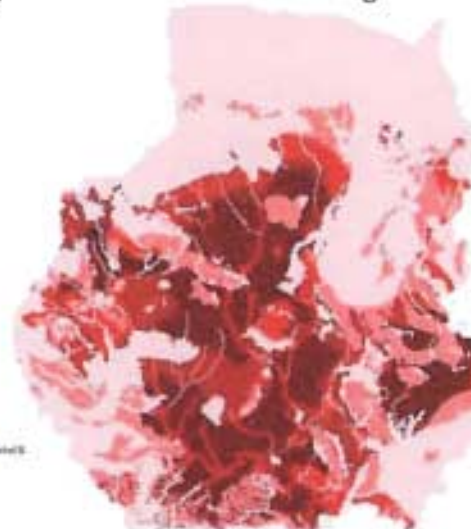


Figura 3.d. Sin coberturas hidrológicas River Tools



Figuras 3. Hipótesis de distribución potencial proyectadas en mapas de distribución potencial (GARP), para la cuenca Apatlaco-Tembembe. Mapas de consenso resultantes del modelado con registros históricos (Gallo obs.pers) y actuales (Sierra 2003, Cirelli obs.pers) de *Lontra longicaudis annectens*. Figuras 3. h-j: registros históricos y actuales combinados, HA; Figura 3: recorte del mapa nacional, donde se observa la subcuenca en estudio representando dos categorías de presencia obtenidas del modelado con registros históricos de presencia de la base de datos nacional de CONABIO (Anexo 3.I). Categorías de frecuencia de pseudo-probabilidad de presencia : 1 □ ; 2 □ ; 3 □ ; 4 ■ ; 5 ■ .

Figura 3.i. Coberturas ambientales e hidrológicas

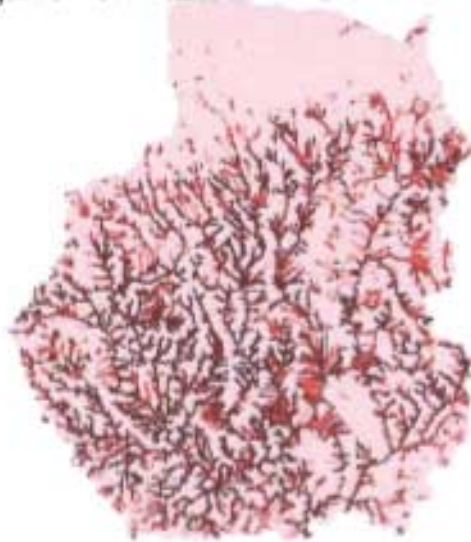


Figura 3.h. Solamente coberturas River Tools

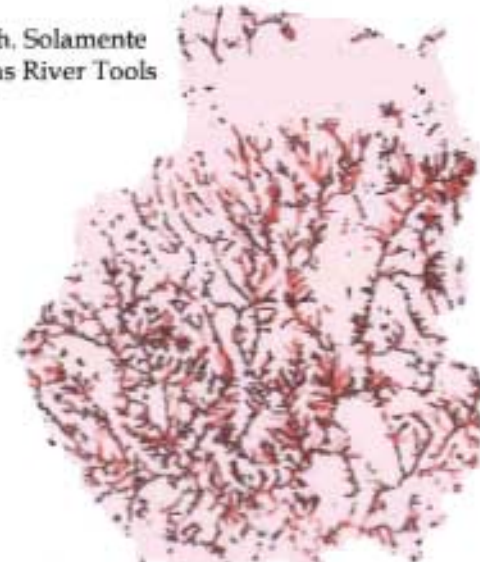
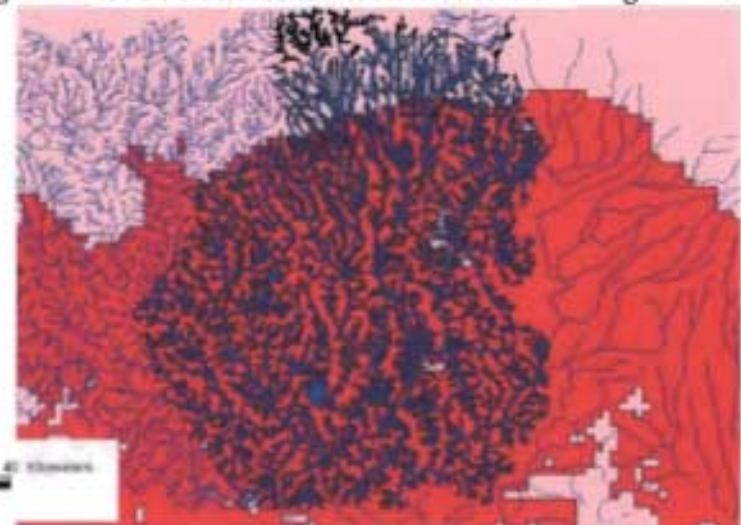


Figura 3.j. Sin coberturas hidrológicas



Figura 3. Modelo Nacional con coberturas ambientales generales



Figuras 3. Hipótesis de distribución potencial proyectadas en mapas de distribución (GARP), para la subcuenca Apatlaco-Tembembe. Se observan los mapas de consenso (Figuras 3. f, g, o, p), obtenidos del modelado con registros actuales (Sierra 2003; Cirelli obs.pers), A de *Lontra longicaudis annectens*. Categorías de frecuencia de pseudo-probabilidad de presencia : 1: □ ; 2: ◻ ; 3: ◼ ; 4: ◼ ; 5: ◼ .

Figura 3.f. Coberturas ambientales e hidrológicas



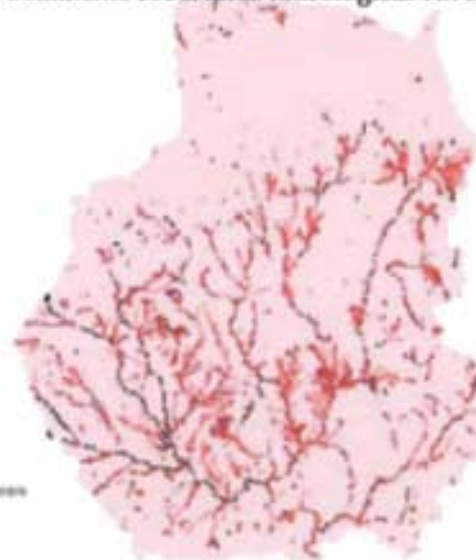
Figura 3.g. Sin coberturas hidrológicas River Tools



Figura 3.o. Sin coberturas hidrológicas



Figura 3.p. Solamente coberturas hidrológicas River Tools

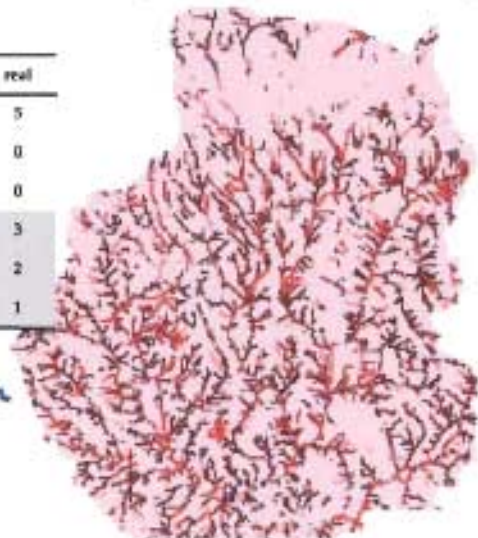


Figuras 4. Evaluación de los modelos GARP. Superposición de los registros actuales (A) de presencia de *Lontra longicaudis annectens*, sobre los mapas de distribución potencial generados con registros históricos (H). Registros A (●): registros actuales no utilizados en la generación de los modelos sobre los que se grafican (ver Figuras 3 para explicación modelos GARP). Las tablas muestran los números de coincidencias entre las categorías de pseudo-pb de presencia (GARP) y los registros observados (real). Categorías de frecuencia de pseudo-probabilidad de presencia (consenso):

1: ■ 2: ■ 3: ■ 4: ■ 5: ■

Mapa 4.b. Registros A sobre mapa H 3.b

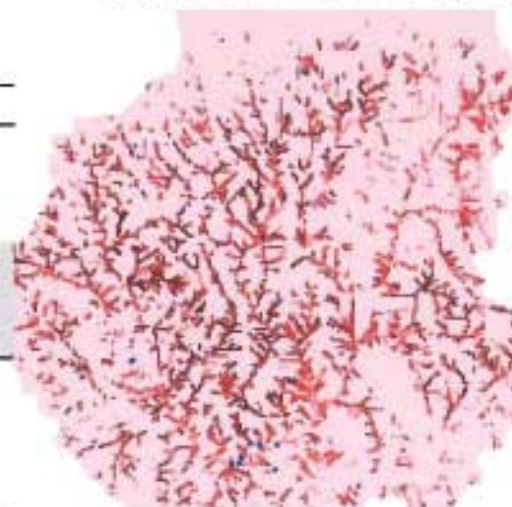
GARP	real
0	5
1	0
2	0
3	3
4	2
5	1



Mapa 4.c. Registros A sobre Mapa H 3.c

GARP	real
0	4
1	3
2	3
3	3
4	0
5	0

● Registros A
Categorías de consenso
0-1
2
3
4
5



● Registros A
Categorías de consenso
0-1
2
3
4
5

Mapa 4.d. Registros A sobre Mapa H 3.d

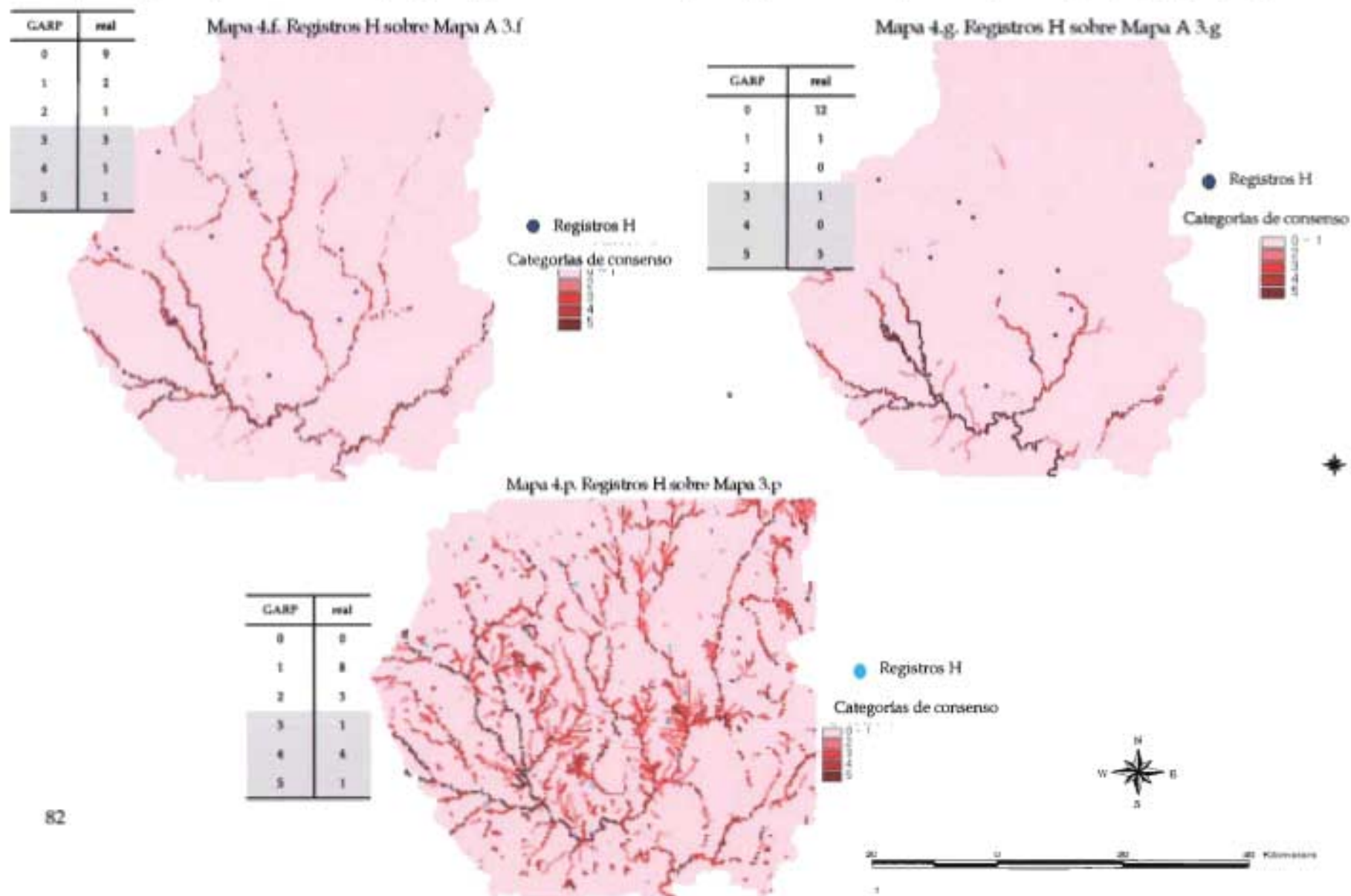
GARP	real
0	5
1	0
2	2
3	0
4	6
5	0



● Registros A
Categorías de consenso
0
1
2
3
4
5



Figuras 4. Evaluación de los modelos GARP. Superposición de los registros históricos ajustados (H) de presencia de *Lontra longicaudis annexens* sobre los mapas de distribución potencial generados con registros actuales (A). Registros H (●): registros no utilizados en la generación de los modelos sobre los que se grafican (ver Figuras 3 para explicación modelos GARP). Las tablas muestran los números de coincidencias entre las categorías de pseudo-pb de presencia (GARP) y los registros observados (real). Categorías de frecuencia de pseudo-probabilidad de presencia (consenso): 1: □; 2: □; 3: □; 4: □; 5: □



Capítulo 4

Modelo de nicho ecológico de la nutria de río, *Lontra longicaudis annectens*

4.1. Introducción

Actualmente, la nutria de río, *Lontra longicaudis annectens*, es una especie considerada en peligro de extinción en México y otras partes de su área de distribución (ver Cap.2). Esta situación y los hábitos inconspicuos de la especie, hacen que las posibilidades de realizar observaciones directas que confirmen su presencia en ciertos hábitat sean muy bajas. En este contexto, es necesario definir con alguna precisión, cuáles estimadores biológicos o ecológicos (variables indicadoras o *surrogates*) permiten predecir su presencia potencial (Sarkar 2004, Holl & Cairns Jr. 2002, NRC 1992). Particularmente, si se tiene en cuenta que sus poblaciones se recuperarían rápidamente una vez establecidas las condiciones de protección (Quintana et al 1992, Lubina & Levin 1988).

En el capítulo 3, se modelaron hipótesis de distribución potencial (HDP) basadas en diferentes escenarios con registros de presencia y variables ambientales generales, a escalas intermedias (paisaje) y grandes (nacional). Con el fin de puntualizar cuáles son los requisitos ecológicos de la nutria de río, en este capítulo, se generó un modelo de hábitat y nicho ecológico basado en un análisis de características ambientales, estrechamente relacionadas con la biología y la ecología de la nutria de río, a escala local y de paisaje (Yamada et al. 2003, NRC 1992, Whittaker & Levin 1975, Whittaker et al. 1973, MacArthur 1968, Hutchinson 1957). Esto se realizó con dos fines; por una parte, se buscó refinar e identificar tendencias en las variables y patrones espaciales explicativos del nicho ecológico; por otra, se buscó obtener información independiente, que pudiera ser utilizada para refinar las soluciones de nicho obtenidas en GARP y de mayor escala ecológica e identificar variables clave (IE) en la selección de áreas de restauración ecológica.

El enfoque de este estudio está definido por el énfasis en la selección y análisis de variables ambientales indicadoras que actúan a diferentes escalas (paisaje y local), involucrando tanto características del hábitat como del nicho de la especie (Sarkar & Margules 2002, Whittaker et al. 1973). La selección de variables se acotó por su sensibilidad para captar cambios producidos por acciones humanas sobre el ambiente, considerándose las indicadores ecológicos (IE; ver Cap.2). En consecuencia, este capítulo se concentró en la identificación de IE fundamentales, que permitan una evaluación del grado de perturbación del hábitat y de algunas de las dimensiones

del nicho que no estén siendo satisfechas. Esto permitirá establecer variables fundamentales y condiciones umbrales o limitantes, que admitan la permanencia de la especie a largo plazo en el área de estudio. Se pretendió que estos indicadores reflejen una relación con la presencia de la nutria de río, con el fin de utilizarlos en la identificación de situaciones que requieran acciones de conservación o restauración ecológica. Para ello, su selección se basó en conocimiento experto obtenido de bibliografía y en los datos de campo de este trabajo.

Este capítulo tuvo como objetivo generar un modelo de hábitat/nicho ecológico (paralelo al generado en GARP) para la nutria de río, que permita establecer para las variables fundamentales, condiciones umbrales o limitantes que faciliten la diferenciación de escenarios apropiados para implementar planes de conservación y restauración ecológica a distintas escalas espaciales.

4.1.I. Degradación del hábitat de la nutria de río. Distintos autores han planteado los efectos negativos de la acción humana sobre los ecosistemas fluviales (Downs et al. 2002, González del Tánago & García de Jalón 2001, Westra 1996, Brookes 1992, NRC 1992, Rapport 1992, Schaeffer et al. 1988). Generalmente, variaciones sobre las características físicas de los cuerpos de agua con consecuencias sobre la hidrografía e hidrología del sistema, son de acción inmediata y provocan cambios irreversibles (Westman 1991). Aunque éstas se consideran entre las características más difíciles de restaurar puesto que son las que rigen el comportamiento del sistema a escala regional, también son las de mayor importancia en su comportamiento y relación sobre la fragmentación del paisaje. La compleja interrelación de factores provoca un efecto dominó asociado a la modificación individual de alguno de ellos (Holl & Cairns Jr. 2002). A partir de esta información, se bosquejó un modelo de la secuencia de posibles relaciones entre variables que sirvió de base para los posteriores análisis (Diagr. 4.A).

Las modificaciones más significativas de acción a gran escala (por ej., represas), llevan a cambios significativos en los patrones de intercambio superficial-sub-superficial, modifican la retención de sedimentos aguas arriba e impiden su acumulación aguas abajo, modificando a su vez, la frecuencia de inundaciones e impidiendo que se restauren las reducidas tasas de intercambio, provocando excesos de agua de infiltración, o escorrentía, que superan la tasa de infiltración del suelo. En paisajes de bosques no disturbados esto raramente ocurre, pero es común e importante en tierras de cultivo. El impacto humano sobre los cuerpos de agua causado por prácticas de uso de la tierra que aumentan la erosión, como agricultura o deforestación,

generalmente llevan a la acumulación de sedimentos en los cuerpos de agua y que son depositados en las áreas ribereñas (Newson et al. 2002).

Estas variaciones en los cursos de agua pueden tener impactos negativos en la comunidad biótica pues afectan la penetración de la luz y el desarrollo de algas, las producciones primaria y secundaria y la descomposición. Los refugios sub-superficiales pueden hacerse inaccesibles cambiando las respuestas de la biota de superficie hacia situaciones de disturbio, y puede reducirse el éxito reproductivo de especies de peces dependientes del intercambio hidrológico. Para el caso de la nutria, la variación en el aporte de detritos y en la concentración del perifiton (relacionado con variaciones en las concentraciones de nutrientes, materia orgánica (MO), nitrógeno disuelto (N₂) y oxígeno disuelto (OD)), entre otros, se relaciona con el desarrollo de herbívoros y detritívoros como cangrejos, langostas y camarones, que forman parte de sus presas (Jones & Mulholland 2000, Gallo 1989). Acentuando la importancia de los factores hidrológicos como agentes de perturbación, Allan et al. (1997) encontraron que la precipitación de tierra agrícola en una cuenca fue el mejor predictor individual de la integridad biótica de los cursos de agua. Por su parte, los aportes puntuales y difusos de contaminación producen fuertes modificaciones sobre los cuerpos de agua el ecosistema ribereño en general. Sin embargo, el conjunto disponible de datos de contaminación en el área de estudio, adolece del problema de la heterogeneidad temporal y de escalas espaciales de los muestreos y se presenta restringido principalmente a información sobre el río Apatlaco (Índice de Calidad de Agua (ICA) promedio, correspondiente a las estaciones de monitoreo Temixco, Tetlama y Zacatepec, de la Red Nacional de Monitoreo de Calidad del Agua, y a valores de concentración de Nitrógeno y Fósforo totales para la cuenca), aunque sin explicitar la relación de aporte de sus afluentes en el resto de la cuenca hidrológica (IMTA Inédito, IMTA 1993), por lo cual no fue incluida en este trabajo. En este sentido, según el EMAP (2005) aunque el análisis de los contaminantes aportados a los cursos de agua forma una parte importante del conjunto de perturbaciones que soporta el ecosistema, la selección de los IE y sus categorías se relaciona con la necesidad de identificar los tipos de recursos ecológicos (y biológicos) cuya condición se está deteriorando rápidamente; por ejemplo, la ausencia o presencia de contaminantes en un ambiente no es suficiente para establecer que la condición es buena o mala en el caso de que exista una alteración de los sitios de refugio. Así, la potencial y compleja acción de los múltiples contaminante sobre los componentes del ecosistema interactúa con los procesos naturales con consecuencias sobre las poblaciones y comunidades. La complejidad de los procesos ambientales y sus efectos a distintas

escalas (regional, paisaje o local) determina que sea poco prudente determinar el estado de perturbación de un recurso del ecosistema basado solamente en indicadores de contaminantes liberados al ambiente.

Finalmente, a escalas mayores puede reducirse la heterogeneidad espacio temporal del ecosistema ribereño. La homogeneización de las márgenes del río (por ej., por canalizaciones, agricultura y urbanización) son devastadoras para el ecosistema ribereño (Díaz Gallardo et al. en prensa, Sidorovich et al. 1996, NRC 1992). Las consecuencias directas son la disminución de la vegetación ribereña y modificaciones estructurales que provocan la escasa disponibilidad de troncos y rocas sobre el río, disminución de la profundidad y número de pozas, y aumento de la velocidad del agua (Sweeney et al. 2004), derivando en la escasez de alimento y sitios de refugio. Puntualmente, la desaparición de la cobertura vegetal ribereña modifica los procesos de intercambio de materia y energía en las riberas y el hábitat de la biota, generando por ejemplo variaciones en las condiciones para la reproducción de peces y afectando el desarrollo microbiano favoreciendo los procesos de descomposición (Jones & Mulholland 2000, Keller & Kondolf 1990, Gallo 1989).

Madsen & Prang (2001), Kruuk et al. (1989) y Macdonald & Mason (1985), mencionan que las nutrias pueden responder de distinta forma en diferentes paisajes y a distintos grados de perturbación del hábitat. Sin embargo, su presencia se relaciona positivamente con un conjunto de variables que definen condiciones del nicho ecológico, que cubren requerimientos de alimentación, refugio y reproducción (Díaz Gallardo et al. en prensa, Barbosa et al. 2003, Pardini & Trajano 1999, Mason & Macdonald 1987; Diagramas 4.A y B). Estas variables actúan diferencialmente según la escala considerada, pueden hacerlo directa o indirectamente e, interrelacionarse, provocando efectos reversibles o irreversibles dependiendo de la situación particular y el grado de perturbación (Rapport 1992).

Está bien documentado que la presencia de la especie se liga directamente a las condiciones de conservación del sistema hidrológico, con la buena calidad de agua, la alta disponibilidad de troncos, raíces, rocas, y cavidades en paredes y entre la vegetación, la presencia de pozas, profundidad del río (>50 cm), ancho del río (>=10 m), la presencia de vegetación ribereña, la disponibilidad de agua superficial, y la abundancia y disponibilidad de presas; y en general a la heterogeneidad del cauce en cuanto a estructura y diversidad de hábitat (Díaz Gallardo et al. en prensa, Barbosa et al. 2003, Pardini & Trajano 1999, Lodé 1993, Macdonald & Mason 1985, Mason & Macdonald 1987). La ausencia de la especie, muestra una correlación directa con la

perturbación del ecosistema ribereño (Díaz Gallardo et al., en prensa, Gallo 1997).

La disminución de las poblaciones de nutria de río y la retracción de su distribución espacial, se considera consecuencia de la acción de factores difusos y puntuales de perturbación, y de su combinación (Lodé 1993, Cortés et al. 1998). Entre los primeros, se cuentan la acción humana indirecta sobre el ecosistema de ribera por contaminación difusa y uso del agua para riego, desarrollo de cultivos, la regulación estructural del cauce río arriba, modificación de la vegetación natural del entorno, y el gradiente de urbanización (Madsen & Prang 2001, Brzezinski et al. 1996, Kruuk et al. 1989, Macdonald & Mason 1985), mientras que se ve afectada de manera indirecta por la presencia humana. Houssain & Choudhury (1997) no encontraron registros de *Lutra lutra* en una distancia menor de 5 km de lugares en construcción evidenciando un evitamiento de sitios disturbados. Los segundos, incluyen destrucción del hábitat, deforestación de las riberas, cacería, contaminación puntual, reducción del caudal de los cursos de agua, mortalidad de peces, etc., (Lodé 1993, Quadros & Leite de Araújo Monteiro-Filho 2002). Se ha reportado también que las poblaciones de *Lontra longicaudis* pueden ser afectadas por inundaciones extraordinarias y especies introducidas, principalmente animales domésticos (Quintana et al. 1992).

4.1.II. Hidrología y relaciones entre escalas espaciales. Aparentemente las interacciones que ocurren a escala de paisaje, como aportes de nutrientes y sedimentos, hidrología o características del canal, se anteponen o superan a los factores de sitio como la cobertura vegetal en la predicción de la integridad de la biota o el hábitat (Jones & Mulholland 2000, Westra 1996, Rapport 1992, Schaeffer et al. 1988). Coincidentemente, el efecto de las condiciones de uso agrícola a escalas locales de sitio no logró ser explicado por el índice de hábitat utilizado por Allan et al. (1997). Esto podría deberse a la fuerte interacción hidrológica, física y química existente entre la zona ribereña y el total de la cuenca. Sin embargo, la cobertura de la vegetación ribereña es un buen predictor de la integridad biótica a escala local (De Leo & Levin 1997, Lammert 1995).

Aunque la destrucción del hábitat y la fragmentación ponen en peligro a la especie a escala local y regional (Barbosa et al. 2003, Larivière 1999, Gallo 1997, Kondolf & Micheli 1995), varios autores mencionan que las poblaciones de nutria de río soportarían niveles de disturbio humano de uso del río, si mantuvieran refugios seguros; por ejemplo, en áreas donde no existe conexión con un territorio habitable cercano y la presencia de la nutria está restringida al curso principal

del río, cualquier intervención sobre éste, probablemente fragmentará a la población local haciéndola inviable (Barbosa et al. 2003, Lodé 1993, Macdonald & Mason 1985).

Es en este contexto de perturbación antrópica del ecosistema ribereño y fragmentación del paisaje, que se pretende identificar los requisitos ecológicos de la nutria de río y sus principales relaciones con el paisaje donde se insertan. Aunque no se ha considerado el total de las posibles dimensiones del nicho fundamental de la especie, los indicadores seleccionados se consideran fundamentales en la ecología y biología de la nutria de río. Con los IE analizados se generó un modelo de hábitat y de nicho ecológico fundamental.

Finalmente, estos análisis serán utilizados como base para establecer diferencias entre escenarios de conservación y restauración y, aplicados al diseño de modelos que permitan la selección de áreas destinadas a uno u otro objetivo.

4.2. Metodología

4.2.1. Identificación de Indicadores ecológicos (IE) del nicho de la nutria de río. Ecosistema actual. Se compararon los valores que toman los IE en los sitios con y sin presencia actual de nutria de río. Se utilizaron los registros positivos de la especie y los IE, tipo de vegetación y uso del suelo del entorno, profundidad estimada del río, presencia de pozas, cobertura de vegetación sobre la ribera, cobertura de vegetación sobre el río, tipo de vegetación sobre la ribera (%), características de la ribera (tipo), estructura de la ribera (pendiente y ancho), orden de Strahler, permanencia del río, y combinaciones de los distintos IE (Cuadro 4.1). Los IE y registros positivos de nutria de río, se obtuvieron en campo durante este trabajo y de bibliografía (Cuadros 2.1-2 y 3.4-6). Para simplificar los análisis, se incluyeron variables estructurales discretas, con lo cual no fue necesario un análisis exhaustivo que estableciera marcas de clase o intervalos. Se consideró un total de 162 sitios muestreados de los cuales 6, registraron la presencia de la especie (Cuadro 2.2). Para los análisis se seleccionaron los sitios muestreados en este trabajo, asociando la información sobre los IE y los registros de presencia o pseudo-ausencia.

Con el fin de encontrar patrones de similitud entre sitios, que respondieran a intervalos o valores particulares de los IE, y que pudieran asociarse a la presencia o pseudo-ausencia de la especie, se realizaron análisis multivariados de agrupamiento. Con el objetivo de detectar grupos naturales, se aplicaron Análisis de Clusters de diagramas de árbol (Diagram trees), utilizando la distancia euclídiana como medida de distancia, y la regla de amalgamación

Complete linkage. Se utilizó el paquete estadístico Statistica '98. Dada la complejidad del análisis conjunto del total de variables, se repitieron los análisis para diferentes grupos de IE (Cuadro 4.1), seleccionados para analizar interacciones parciales entre IE (Diagrama 4.A), y en relación a los registros positivos de *L. l annectens*. El manejo de la cartografía digital se realizó en el SIG Arcview 3.2.

4.3. Resultados

Se identificaron las variables que definen el hábitat y un modelo de nicho ecológico de la nutria de río encontrándose dos tipos de resultados. En primer lugar, se observó un patrón general que explica las relaciones jerárquicas entre los IE, definido básicamente por su acción diferencial a distintas escalas espaciales (Diagrs. 4.B y 4.C.I-II). En segundo lugar, se observaron los intervalos o categorías que definen parte del nicho ecológico de la nutria de río para los IE analizados (Diagr. 4.C.I-II; Cuadro 4.2). Los IE relacionados con la estructuración del hábitat se representaron en el diagrama 4.C.I.; mientras que los valores limitantes del nicho fundamental, fueron incorporados en el diagrama 4.C.II. Los diagramas de árbol del los análisis de agrupamiento (clusters), se muestran en las Figs. 4.a-k.

4.3.I. Modelo de interacción jerárquica de los IE. Los análisis revelaron un patrón jerárquico caracterizado por cinco niveles generales, establecidos en orden decreciente, dependientes de la escala espacial en la que actúan los IE. Estos niveles se encuentran fuertemente relacionados, observándose en general, que las variables ambientales rigen sobre las de uso del suelo y vegetación ribereña (Diagr. 4.B). Los resultados coinciden con lo citado en la literatura (Pearson & Dawson 2003, Sax & Gaines 2003, Pearson et al. 2002, Gaston 2000, Wyant et al. 1995, Velázquez 1993, Ricklefs 1987, Forman & Godron 1986, Adler 1985).

Un primer nivel de organización hace referencia a la geomorfología/hidrografía a la escala de la cuenca hidrológica. Se cuentan aquí variables estructurales como el orden de Strahler (estimador del tamaño y ubicación relativa del río en la cuenca hidrológica), que mostró prioridad sobre la pendiente de las riberas (Diagr. 4.B, Figs. 4.j y k). Éstas se relacionan estrechamente con el ancho de las riberas y el ancho del río, componentes del tercer nivel, junto con la existencia de pozas y la profundidad del río (Fig. 4.a). Aunque para anchos entre 20 y 40 m, se observó una aparente regulación del ancho del río sobre las características de la ribera, existiría una inversión de la relación para ríos menores a 20 m. El cuarto nivel de organización,

incluye el tipo de vegetación y uso del suelo del entorno del ecosistema ribereño. Este IE mostró una clara relación con el estado de conservación de los sitios muestreados, reflejado en la presencia de vegetación natural o su reemplazo por vegetación secundaria, cultivos, pastizales inducidos, y áreas urbanas (Fig. 4.b). Esto definió una diferencia entre los sitios correspondientes al ANP Cacahuamilpa, que conserva la vegetación natural, y los sitios sobre el río Chalma y Amacuzac (Colonia Vicente Aranda), que revelan un uso heterogéneo del suelo, con cultivos y cierto mantenimiento de las condiciones naturales. Se observó un control de variables estructurales ambientales de mayor escala ecológica como son las características de la ribera, sobre las variables locales de vegetación (Fig. 4.c). El análisis simultáneo de variables relacionadas a la geomorfología de la sub-cuenca (estructura de las riberas, pendiente, ancho río) y variables locales de vegetación (cobertura sobre el río y riberas), mostraron la misma dependencia jerárquica arriba mencionada de las variables regionales y de paisajes sobre las de acción local (Fig. 4.d).

El último nivel, subordinado a los demás, está compuesto por variables locales de la fisonomía de la vegetación del ecosistema ribereño. Abarca la cobertura de la vegetación sobre el río, cobertura de la vegetación sobre la ribera y, tipo y porcentaje del tipo de vegetación de la ribera. El análisis conjunto de los IE, tipo de vegetación y uso del suelo del entorno y, características de las riberas (Fig. 4.e), mostró una fuerte heterogeneidad espacial en el uso del suelo, relacionado con todo tipo de riberas. Mientras que se observó una disposición espacial heterogénea de los sitios con distintas condiciones de uso del suelo del entorno (ANP Cacahuamilpa - Chalma - Vicente Aranda). En relación con el estado de conservación de la cuenca se identificaron 2 zonas con registros de presencia de la especie. El ANP Grutas de Cacahuamilpa, más conservada, y las zonas sobre los ríos Amacuzac (Col. Vicente Aranda) y Chalma, que aunque presentan uso de la tierra, aún mantienen cierto grado de vegetación ribereña primaria y secundaria (Figs. 4.b y f).

4.3.II. Indicadores Ecológicos del hábitat y nicho de la nutria de río. Para los IE analizados se identificaron los valores que definen algunas de las principales dimensiones del nicho ecológico de la nutria de río. Se asoció la presencia de la especie a las barrancas de barro y playas. En cuanto a la influencia de la pendiente de las riberas (Fig. 4.g), se registraron presencias en los casos en que, por lo menos una de ambas riberas presentó cierto grado de

barrancas y paredes verticales, no encontrándose registros positivos para la combinación de pendientes bajas en ambas riberas. La presencia de *Lontra longicaudis annectens*, se estableció para ríos perennes y pequeños (correspondientes a órdenes de Strahler desde 3; Newson et al. 2002, Strahler & Strahler 1997) aunque no menores a 7m de ancho (Fig. 4.a) y con profundidades mayores de 50 cm (Fig. 4.h). La ausencia de pozas no fue excluyente mientras se mantuviera la profundidad media del río. En cuanto a la influencia individual del ancho de las riberas, la presencia de la nutria de río se relacionó con distancias de hasta 50 m. Sin embargo, se encontró que en condiciones que permiten el uso humano de la tierra (riberas anchas y/o de escasa pendiente), la especie se ve restringida a sitios donde por lo menos una de ambas riberas no es utilizable en este sentido (Fig. 4.i). Se observó que la especie se registra en sitios con una cobertura mínima de vegetación ribereña. Considerando el caso extremo donde el 50% de la cobertura estuvo compuesto por vegetación ribereña secundaria, y el 50% restante destinado a cultivos y pastizales inducidos, se infirió este porcentaje de vegetación ribereña 1ª ó 2ª, como valor límite determinante de la presencia de la especie (Fig. 4.f). Sitios que mantienen riberas con más del 50% de cobertura de vegetación ribereña (primaria y/o secundaria), permiten la presencia de la especie. Sin embargo, no se explica la pseudo-ausencia en áreas con mayor cobertura de vegetación ribereña primaria. Con lo cual, la vegetación ribereña es condición necesaria pero no suficiente para explicar la presencia de la especie. No mostró individualmente influencia alguna sobre la presencia de la nutria de río, ni en relación a las áreas donde se ha encontrado a la especie, o a su grado de perturbación. Por lo cual, se analizó la influencia simultánea del uso del entorno (Fig.4.f).

Con base en los resultados anteriores se planteó un modelo de hábitat y de nicho ecológico de la nutria de río, donde se representan las posibles interacciones de los IE analizados a escala de paisaje y local (Diagrs. 4.C.I y II). Se consideró al ecosistema ribereño como el hábitat de la nutria de río. Dentro de éste quedó comprendido el "nicho ecológico" (NE), definido como el conjunto de categorías de los IE, representativas de los requisitos ecológicos de la especie y a su permanencia en el hábitat. La sección del diagrama 4.C.II, identificada como "escala regional /paisaje", comprende condiciones ambientales que se expresan a escalas ecológicas grandes e intermedias, inclusivas del "hábitat" (H) de la nutria de río (ecosistema ribereño). El sector del compartimiento "escala local", que intersecta las áreas H y NE, representa la parte del ecosistema ribereño que forma el hábitat de la especie, e incluye las categorías representativas de su nicho ecológico. Por su parte, el área que simboliza la escala local, que se encuentra fuera del

nicho ecológico y dentro del hábitat, representa características del hábitat ribereño que se expresan a esta escala local y que no fueron identificadas claramente como parte del nicho ecológico de la nutria de río. En esta sección se incluyeron tanto variables de contaminación puntual (no analizadas en este trabajo), como IE sobre los que no se pudieron establecer relaciones directas de dependencia sobre la presencia de la especie. La sección del compartimiento escala local, externa a la representación del hábitat (E), evidentemente representa otros hábitat distintos al ecosistema ribereño.

4.4. Discusión

El patrón general jerárquico observado entre IE, se definió básicamente por su acción diferencial a distintas escalas espaciales, respondiendo de manera típica a los modelos clásicos de estructuración del paisaje citados ampliamente. El análisis realizado permitió la identificación de las variables (IE) del paisaje que limitan el hábitat y la distribución de la nutria de río (Diagr. 4.C.I.). Los resultados coincidieron con la literatura citada (Pearson & Dawson 2003, Pearson et al. 2002, Quadros & Leite de Araújo 2002, Madsen & Prang 2001, Pardini & Trajano 1999, Lodé 1993, Kruuk et al. 1989, Macdonald & Mason 1985, Mason & Macdonald 1985, Jenkins & Burrows 1980). Dado lo escaso de la información para el área de estudio y las dificultades planteadas para su comparación, este análisis no incluyó dimensiones del nicho relacionadas con la dieta de la especie y calidad del agua, contaminación orgánica, inorgánica, sedimentación, T°C y caudal, (compartimientos "no analizado" del Diagr. 4.C.I.). Sin embargo, dado que los IE seleccionados se relacionan estrechamente con la presencia de la especie y con la perturbación observada del ecosistema ribereño, se considera que las relaciones encontradas permiten identificar de manera robusta algunas de las características y condiciones básicas del ecosistema, necesarias para la conservación de la especie y la restauración del ecosistema ribereño.

Relaciones jerárquicas entre IE. Para establecer acciones de conservación y restauración ecológica de la nutria de río en ambientes distintos y dinámicos, deben evaluarse localmente las variables críticas que permitan establecer las características del hábitat (Madsen & Prang 2001, Brzezinski et al. 1996). Sin embargo, es posible plantear un modelo teórico aproximado que sirva de marco general a mayores escalas ecológicas. Las interrelaciones de las variables (IE) en el ecosistema ribereño, obedecen a una jerarquía establecida por factores de gran escala ecológica, espacial y temporal, que establecen el marco dentro del cual actúan variables con efectos de escala mediana, y por último, variables de acción local. Quedan así estructurados 5 grandes

niveles jerárquicos de acción que influyen diferencialmente el hábitat de la nutria de río.

En consecuencia, la destrucción del hábitat y la fragmentación ponen en peligro a la especie a escala local y regional (Barbosa et al. 2003, Larivière 1999, Nowak 1999, Gallo 1997, Hussain & Choudhury 1997). Si por ejemplo, no existen cuerpos de agua dulce utilizables como refugios o áreas de descanso y reproducción, los árboles no deberían ser removidos pues el riesgo de extinción local de la especie aumenta al no existir las posibles conexiones entre fragmentos aptos (Barbosa et al. 2003, Dobson et al. 1997). En el área de estudio, el ecosistema ribereño mayormente ha desaparecido en los sitios más frágiles, que comprenden a los ríos cíclicos (temporales), los que presentan características físicas que permiten el fácil acceso al uso humano (por ej., baja pendiente de las riberas aptas para recreación), y a las áreas más accesibles para el uso humano de la tierra. Los ríos más grandes (permanentes) y sus áreas circundantes sujetas a inundaciones, son menos accesibles para el uso humano (Sweeney et al. 2004). Sin embargo, ambos tipos de ambientes pueden quedar fácilmente desconectados por el uso del suelo aislando a su vez a las poblaciones de nutria; con lo cual por sí solos no proveerían las condiciones necesarias para la presencia de la especie. Sin embargo, Barbosa et al. (2003), también indican que las poblaciones de nutria de río soportarían niveles de disturbio humano de uso del río, si mantuvieran refugios seguros. Así, la cobertura vegetal se establece como prioridad para la conservación local de la especie, afectando simultáneamente la dinámica dentro del paisaje.

Los resultados mostraron relaciones complejas entre las variables (IE), que pueden oscurecer los patrones que en primera instancia se esperarían. En general, una sola variable por sí misma no define la presencia de la nutria de río, aún cuando aparente ser un IE de importancia. Por ejemplo, se infirió que la "cobertura de vegetación sobre el río" no crea una condición determinante para la presencia de la especie, pues se registra a la especie en todas las categorías posibles de la variable. Aunque la cobertura de vegetación sobre el río se relaciona con el sombreado del agua, su temperatura e indirectamente con la presencia de presas, es evidente que el comportamiento del río, y en consecuencia el de las riberas, es regulado por otras variables a escalas mayores. Entre éstas, se encuentran el orden de Strahler, el ancho y la profundidad, como estimadores del tamaño del río y las características de las riberas. En general, la presencia de la especie se relaciona con una "cobertura de vegetación sobre la ribera" media o alta. Sin embargo, este umbral puede modificarse en combinación con ciertas profundidades del río. Por ejemplo, bajas coberturas de vegetación sobre la ribera admiten la presencia de la nutria pero solamente en profundidades medias y altas. De manera análoga, el entorno no sería

definitorio mientras el porcentaje de vegetación sobre la ribera, incluso combinando vegetación ribereña primaria y secundaria, superara el 50% de cobertura. En este trabajo, no se presentaron casos con el 50% restante de la ribera netamente bajo condiciones urbanas, aunque siguiendo la tendencia sugerida por los resultados, en tal situación se infiere una restricción para la presencia de la nutria de río. De hecho, en áreas densamente pobladas no se registró la presencia de la especie.

La disposición heterogénea de sitios con diferentes usos del suelo (ANP Grutas de Cacahuamilpa, Río Chalma y Río Amacuzac), estaría indicando que la cobertura de vegetación de la ribera no solamente se relaciona con el grado de protección formal o el uso del área, sino que existen factores ecológicos relacionados con las características físicas del río, que en primera instancia permiten la instalación de la vegetación sobre la ribera y el acceso a los asentamientos humanos. La distribución discontinua de la vegetación ribereña primaria a escala local, indica que existe perturbación a lo largo de todos los sitios muestreados, excepto en aquellos que coinciden con áreas de difícil acceso como son las barrancas profundas. Entre las causas de esta misma heterogeneidad espacial del uso del suelo del entorno, aparentemente sería determinante el modo de acceso al río. Aunque en una aproximación desde el río, el tipo de vegetación y uso del suelo del entorno se encontraría supeditado a las características del tipo de ribera, se observó que la relación no es recíproca. El acceso humano ocurre desde el entorno, y si es fácil, directamente a las riberas, mientras que en general no ocurre lo inverso. Sin embargo, en relación con la pendiente de la ribera, la relación es biunívoca en cuanto a la accesibilidad y su disponibilidad para uso humano.

A escala de paisaje, se evidenciaron las diferencias en el estado de conservación de los sitios muestreados a través de la identificación de 2 zonas con registros de presencia de la especie. El ANP Grutas de Cacahuamilpa, más conservada, y las zonas sobre los ríos Amacuzac (Col. Vicente Aranda) y Chalma (Figs. 4.b y f) que, aunque presentan uso de la tierra, aún mantienen cierto grado de vegetación ribereña primaria y secundaria. Áreas utilizadas para actividades humanas como riberas con playas, no presentaron registros positivos de nutria de río. En estos casos, aún con una alta cobertura de vegetación sobre las riberas, la accesibilidad a la ribera predomina, achicando el hábitat de la especie. Sin embargo, se observó presencia de la nutria en áreas con riberas compuestas por barrancas y paredes. Se encontró que en áreas con presencia de la especie y que permiten el uso productivo de la tierra, por lo menos una de ambas riberas, no es utilizable en este sentido. Aunque la nutria de río se establecería aún en casos de uso intensivo

de una de las riberas, se encontró un limitante establecido por la accesibilidad humana al uso del suelo. Los resultados de este trabajo, coincidieron con otros autores (Lodé 1993, Macdonald & Mason 1985) en que la presencia de la nutria de río no parecería estar relacionada con el tipo de vegetación, sino con una cobertura mínima que mantenga alguna de las dimensiones del nicho ecológico.

Perturbación antrópica del paisaje y restauración ecológica. Los ecosistemas fluviales sometidos a modificación humana, exhiben condiciones de fragmentación que pueden afectar las tasas de distribución y sobrevivencia de las especies, particularmente cuando la tendencia es hacia la simplificación del hábitat (Wiens 1997, Kondolf & Micheli 1995, NRC 1992). Coincidiendo con este enfoque, los planes para la conservación de la nutria de río deben incluir los cuerpos de agua y sus riberas, áreas vegetadas naturales tierra adentro, y pequeños tributarios que conecten fragmentos aislados (Gallo 1989, Jenkins & Burrows 1980). Junto con el análisis espacial del paisaje, se ha planteado la necesidad de identificar áreas donde las poblaciones de nutrias puedan ser más vulnerables a la destrucción o fragmentación del hábitat (Barbosa et al. 2003). De esta forma, la incorporación de los conceptos de permanencia y viabilidad de los fragmentos, implica necesariamente, un análisis dinámico del paisaje en relación a los requisitos de la especie y del uso humano del territorio. Las acciones de restauración ecológica deben seguir los mismos lineamientos de integración espacial, incorporando además, procedimientos secuenciales y el manejo adaptativo del ecosistema que favorezcan el mantenimiento de la especie a largo plazo.

La eliminación de los factores de estrés, dejando el sistema liberado a los procesos naturales de sucesión (sin ejercer acción alguna de restauración sobre el mismo), no asegura el reestablecimiento de las condiciones originales de referencia, pues un mismo sistema puede evolucionar hacia etapas serales que no necesariamente permitan la recolonización natural de la nutria de río (Dobson et al. 1997, Miles 1987, Connell & Slatyer 1977, Drury & Nisbet 1973). Y, en caso de que el ecosistema respondiera favorablemente, probablemente los tiempos ecológicos de su desarrollo, no serán operativos ni útiles a los fines de su recuperación y conservación de la biodiversidad. En consecuencia, el análisis de los factores causales y del estado de perturbación del ecosistema, como los realizados en este trabajo permiten determinar las soluciones de forma de planificar un sistema de manejo adaptativo que favorezca la implementación de acciones intermedias, y una retroalimentación en distintos niveles (Margules & Pressey 2000).

En este sentido, los análisis realizados permitieron identificar algunos problemas puntuales

que afectan a la conservación y restauración del área de estudio. Debe prestarse especial atención a fragmentos viables, y que faciliten la conexión entre áreas perturbadas a restaurar, como tramos de río encajonados entre barrancas profundas. El pastoreo, cultivo y deforestación de las riberas deben evitarse. Esto favorecería la consiguiente descontaminación, y la repoblación natural en áreas donde las modificaciones estructurales no son severas y todavía se mantienen condiciones aptas de hábitat (Brzezinski et al. 1996). La protección de la nutria también puede favorecerse por la protección a otro tipo de fauna acuática, además de las acciones de protección sobre el ambiente (Meffe & Carroll 1997). Sin embargo, en áreas altamente degradadas, es improbable que esto sea suficiente para la recuperación rápida de las poblaciones de nutria en el área de estudio. Las acciones concretas de restauración que se desprenden de los resultados de este capítulo, se orientan a la conexión entre áreas aptas aisladas y reestablecimiento de corredores ribereños, restauración de la estructura (física) original del río, reforestación y, supresión de la deforestación y fragmentación del bosque ribereño, entre otras.

4.5. Conclusiones

Se identificaron atributos de los IE utilizados que permitieron refinar la información sobre los requisitos de nicho ecológico de la nutria de río. Por consiguiente pudieron establecerse las características del hábitat indicativas de condiciones óptimas para mantener poblaciones de la especie y para su conservación, y aquellas que indican la necesidad de llevar a cabo acciones de restauración sobre variables que actúan a diferentes escalas espaciales. Ligado a esto último se plantea un problema que se extiende más allá del ecosistema ribereño en sí mismo, obligando a diseñar las soluciones en una escala ecológica mayor.

Los IE utilizados permitieron establecer una relación entre las condiciones del hábitat y la presencia de la nutria de río, cuya distribución espacial ha sido sustancialmente reducida en el área de estudio como consecuencia de la perturbación y reducción del hábitat causada por actividad humana. Se establecieron a su vez, condiciones umbrales para distintas variables e IE que indicarían los límites ambientales para la posible presencia de la especie, mostrando las situaciones en las que al menos las dimensiones mínimas del nicho ecológico están presentes.

Finalmente, para el desarrollo de planes de restauración ecológica, una aproximación cautelosa en la definición de los umbrales que soportaría la especie, permitirá cierto margen de error. Como consecuencia es posible identificar los factores causales de la perturbación, y utilizarlos como base para establecer acciones de control, físicas y biológicas, por modificación

directa sobre el ecosistema o, por eliminación o cambio de factores de presión.

4.6. Literatura citada

- Adler, G.H. 1985. Habitat selection and species interactions: an experimental analysis with small mammal populations. *Oikos*, 45:380-390, en: Alimentación, abundancia y uso de hábitat del gato montés (*Lynx rufus*) en el sur del valle de México. Tesis doctoral. J. Marcelo Aranda S. 2001. Univ. Querétaro.
- Allan, J.D., & L. Jonson. 1997. Advances in catchment-scale analyses of aquatic ecosystems, *Freshwater Biology*, 37(1):107-111.
- Barbosa, A.M, Real R., Olivero J., & J.M. Vargas. 2003. Otter (*Lutra lutra*) distribution modelling at two resolution scales suited to conservation planning in the Iberian Peninsula. *Biological Conservation*, 114:377-387.
- Brookes, A. 1992. Channelized rivers: perspectives for environmental management. Mitigation, enhancement and restoration techniques, Chapter 8:210-242. Wiley-Interscience (eds.), New York.
- Brzezinski, M., Romanowski J., Cygan J.P., & B. Pabin. 1996. Otter *Lutra lutra* distribution in Poland. *Acta Theriologica*, 41(2):113-126.
- Connell, J.H., & R.O. Slatyer. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *The American Naturalist*, 111:1119-1144.
- Cortés, Y., Fernández-Salvador R., García F.J., Virgós E., & M. Llorente. 1998. Changes in otter *Lutra lutra* distribution in Central Spain in the 1964-1995 period. *Biological Conservation*, 86:179-183.
- De Leol G.A., & S. Levin. 1997. The multifaceted aspects of ecosystem integrity. *Conservation Ecology* [online]1(1):3. [URL]:<http://www.consecol.org/vol1/iss1/art3/>
- Díaz Gallardo, N., Iñiguez Dávalos L.I., & E. Santana. En prensa. Ecología y conservación de la nutria (*Lontra longicaudis*) en la cuenca baja del Río Ayuquila, Jalisco, en: Trópicos en sistemática, biogeografía, ecología y conservación de mamíferos, Sánchez-Rojas G., & A. Rojas Martínez (eds.). Ed. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo.
- Dobson, A.P., Bradshaw A.D., & A.J.M. Baker. 1997. Hopes for the future: restoration ecology and conservation biology. *Science*, 277:515-522.
- Downs, P.W, Skinner K.S., & G.M. Kondolf. 2002. Handbook of ecological restoration. Rivers and streams, Perrow M.R., & A.J. Davy (eds.). Chapt.12, Vol.2. Cambridge University Press. Pp.599.
- Drury, W.H., & I.C.T. Nisbet. 1973. Succession. *Journal of Arnold Arboretum*, 54:331-368.
- EMAP. 2005. Environmental Monitoring and Assessment Program for Ecological Indicators. Environmental Protection Agency. [URL]: <http://www.epa.gov/emap/>.
- Forman, R.T.T., & M. Godron. 1986. *Landscape Ecology*. John Wiley & Sons, New York.
- Gallo, J.P. 1986. Otters in México. *Otters*, 1:19-24.

- Gallo, J.P. 1989. Distribución y estado actual de la nutria o perro de agua (*Lutra longicaudis annectens*, Major 1897) en la Sierra Madre del Sur, México. Facultad de Ciencias, UNAM. Tesis de grado de maestro en ciencias. 196pp.
- Gallo, J.P. 1997. Situación y distribución de las nutrias en México, con énfasis en *Lontra longicaudis annectens* Major, 1897. *Revista Mexicana de Mastozoología*, 2:10-32.
- Gaston, K.J. 2000. Global patterns in biodiversity. *Nature*, 405:220-227, [URL]: www.nature.com
- González del Tánago, M., & D. García de Jalón. 2001. Restauración de ríos y riberas. Eds: Fundación Conde del Valle de Salazar - Ediciones Mundi - Prensa. Madrid. Pp.319.
- Guisan A., & W. Thuiller. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, 8:xxx-xxx.
- Holl, K.D., & J. Cairns Jr. 2002. Monitoring and appraisal, en: Perrow M.R., & A.J. Day (eds.). *Handbook of ecological restoration. Vol.1 Principles of restoration*. Cambridge University Press. Pp.444.
- Hussain, A.S., & B.Ch. Choudhury. 1997. Distribution and status of the smooth-coated otter *Lutra perspicillata* in the National Chambal Sanctuary, India. *Biological Conservation*, 80:199-206.
- Hutchinson, G.E. 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposium of Quantitative Biology*, 22:415-427.
- IMTA 1999. Inédito. Informe sobre el río Apatlaco.
- Jenkins, D., & G.O Burrows. 1980. Ecology of otters in Northern Scotland. III. The use of faeces as indicators of otter (*Lutra lutra*) density and distribution. *Journal of Animal Ecology*, 49:755-774.
- Jones, B.J., & P.J. Mulholland. 2000. Streams and ground waters. Academic Press. Aquatic Ecology Series. Pp.193.
- Keller, E.A., & G.M. Kondolf. 1990. Groundwater and fluvial processes; selected observations. Groundwater geomorphology. The role of subsurface water in earth-surface processes and landforms. Special Paper - Geological Society of America, 252:319-340, en: Jones B.J., & P.J. Mulholland (eds.). Streams and ground waters. Academic Press. Aquatic Ecology Series. Pp.193.
- Kelley, C., Garson J., & S. Sarkar. 2002. ResNet graphics user interface (GUI) manual. The Biodiversity and Biocultural Conservation Laboratory, Section of Integrative Biology, University of Texas in Austin, USA. Pp.19.
- Kondolf, G.M., & E.R. Micheli. 1995. Evaluating stream restoration projects. *Environmental Management*, 19(1):1-15.
- Kruuk, H., Moorhouse A., Conroy J.W.H, Durbin L., & S. Frears. 1989. An estimate of numbers and habitat preferences of otters *Lutra lutra* in Shetland, UK. *Biological Conservation*, 49:241-254.
- Lammert, M. 1995. Assessing land-use and habitat effects on fish and macroinvertebrate assemblages: Stream biological integrity in an agricultural watershed. MS. Thesis, University of Michigan, Ann Arbor, en: Jones B.J., & P.J. Mulholland. 2000 (eds.). Streams and ground waters. Academic Press.

Aquatic Ecology Series. Pp.193.

- Larivière, S. 1999. *Lontra longicaudis*. Mammalian species. American Society of Mammalogists, 609:1-5.
- LISIG. 2004. Bases de datos del sistema de información geográfica del ordenamiento territorial para el estado de Morelos. Laboratorio de Investigaciones en Sistemas de Información Geográfica. Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Cuernavaca, México.
- Lodé, T. 1993. The decline of otter *Lutra lutra* populations in the region of the Pays de Loire, western France. *Biological Conservation*, 65:9-13.
- Lubina, J.A., & S.A Levin. 1988. The spread of a reinvading species: range expansion in the California sea otter. *The American Naturalist*, 131(4):526-543.
- MacArthur, R.H. 1968. The theory of the niche, en: *Population Biology and Evolution*, R.C. Lewontin (ed.). Syracuse University Press, Pp:159-176.
- Macdonald, S.M., & C.F. Mason. 1985. Otters, their habitat and conservation in northeast Greece. *Biological Conservation*, 31:919-210.
- Madsen, A.B., & A. Prang. 2001. Habitat factors and the presence or absence of otters *Lutra lutra* in Denmark. *Acta Theriologica*, 46(2):171-179.
- Margules, C.R., & R.L. Pressey. 2000. Systematic conservation planning. *Nature*, 405:243-253.
- Mason, C.F., & S.M. Macdonald. 1985. The use of spraints for surveying otter *Lutra lutra* populations: an evaluation. *Biological Conservation*, 41:167-177.
- Meffe, G.K., & C.R Carroll. 1997. *Principles of conservation biology*. Second Edition. Sinauer Associates. Inc Publishers. Sunderland, Massachusetts. Pp.729.
- Miles, J. 1987. Vegetation succession: past and present perceptions, en: *Colonization succession and stability*, Gray A.J., Crawley M.J., & P.J. Edwards (eds.). Blackwell Scientific Pub., Oxford. Pp.1-29.
- Newson, M.D., Pitlick J., & D.A. Sear. 2002. Running water: fluvial geomorphology and river restoration, en: Perrow, M.R., & A.J. Day (eds.). *Handbook of ecological restoration*. Vol.1 Principles of restoration. Cambridge University Press. Pp.444.
- NRC. 1992. Restoration of aquatic ecosystems: science, technology and public policy. Committee on restoration of aquatic ecosystems: Science, Technology and Public Policy, Water Science and Technology Board, Commission of Geosciences, Environment and Resources, National Research Council. National Academy of Sciences, Washington, D.C., Pp.552.
- Pardini, R., & E. Trajano. 1999. Use of sheltets by the neotropical river otter (*Lontra longicaudis*) in an Atlantic forest stream, Southeastern Brazil. *Journal of Mammalogy*, 80(2):600-610.
- Pearson, R.G., & T.P. Dawson. 2003. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology & Biogeography*, 12:361-371.
- Pearson, R.G., Dawson T.P., Berry P.M., & P.A. Harrison. 2002. SPECIES: a spatial evaluation of climate impact on the envelope of species. *Ecological Modelling*, 154:289-300.

- Quadros, J., & E. Leite de Araújo Monteiro-Filho. 2002. Sprinting sites of the neotropical otter, *Lontra longicaudis*, in an atlantic forest area of southern Brazil. *Mastozoología Neotropical / Journal of Neotropical Mammalogy*, 9(1):39-46.
- Quintana, R., Bo R., Merler J., Minotti P., & A.I. Malvárez. 1992. Use and situation of wildlife in the lower delta of the Paraná River. *Iheringia Serie Zoología*, 0(73):13-33.
- Rabinowitz, D., Cairns S., & T. Dillon. 1986. Seven forms of rarity and their frequency in the flora of the British isles. Chapter 9, en: *Conservation Biology: the science of scarcity and diversity*. 1986. Soulé M.E., (ed.). Sinauer, Sunderland.
- Rapport, D.J. 1992. Evaluating ecosystem health. *Journal of Aquatic Ecosystem Health*, 1:15-24.
- Ricklefs, R.E. 1987. Community diversity: relative roles of local and regional processes. *Science*, 235:167-171.
- Santos-Moreno A., Briones-Salas M., González-Pérez G., & T de J. Ortiz. 2003. Noteworthy records of two rare mammals in Sierra Norte de Oaxaca, México. *The Southwestern Naturalist*, 48(2):312-313.
- Sarkar, S., Aggarwal A., Garson J., Margules, Ch.R., & J. Zeidler. 2002. Place prioritization for biodiversity content. *Journal of Bioscience*, 27(4):339-346.
- Sarkar, S. 2004. Conservation Biology. *The Stanford Encyclopedia of Philosophy*, Winter 2004 Ed., Edward N. Zalta (ed.), URL: <http://plato.stanford.edu/archives/win2004/entries/conservation-biology/>
- Sarkar, S., & J. Garson. 2004. Multiple Criterion Synchronization (MCS) for Conservation Area Network Design: The use of Non-Dominated Alternative Sets. Preliminary draft. [URL]:<http://www.uts.cc.utexas.edu>
- Sarkar, S., and C. Margules. 2002. Operationalizing biodiversity for conservation planning. *Journal of Bioscience*, 27(4):299-308.
- Sax, D.F., & S.T. Gaines. 2003. Species diversity: from global decreases to local increases. *Trends in Ecology and Evolution*, 18(11):561-566.
- Schaeffer, D.J., Herricks E.E., & H.W. Kerster. 1988. Ecosystem health: I. Measuring ecosystem health. *Environment Management*, 12(4):445-455.
- Sidorovich, V.E., Jedrzejewska B., & W. Jedrzejewski. 1996. Winter distribution and abundance of mustelids and beavers in the river valleys of Bialowieza Primeval Forest. *Acta Theriologica*, 41(2):155-170.
- Sierra-Huelsz, J. A., & J. A. Vargas-Contreras. 2002. Registros notables de *Lontra longicaudis annectens* (Carnivora: Mustelidae) en el Río Amacuzac en Morelos y Guerrero. *Revista Mexicana de Mastozoología*, 6:83-89.
- Simpson, Ph. Landscape restoration at a regional scale. (Ecological Advisor) Uruwhenua Botanicals, New Zealand, [URL]: http://www.cbrm.une.edu.au/future/sess_papers/Simpson/.

inaccesibilidad al hombre y al uso del suelo. Estas situaciones se representan generalmente en

- Soberón, J., & A.T. Peterson. 2005. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics*, 2:1-10.
- Strahler, A.N., & A.H. Strahler. 1997. *Geografía Física*. 3ª Edición, Omega, S.A. (ed.), Barcelona, España. Pp.550.
- Sweeney, B.W., Bott Th.L., Jackson J.K., Kaplan L.A., Newbold J.D., Standley L.J., Hession W.C., & R.J. Horwitz. 2004. Riparian deforestation, stream narrowing and loss of stream ecosystem services. *PNAS*, 1(39):14132-14137.
- Velásquez, A. 1993. Landscape ecology of Tláloc and Pelado volcanoes, México. International Institute for Aerospace Survey and Earth Sciences. The Netherlands, en: Alimentación, abundancia y uso de hábitat del gato montés (*Lynx rufus*) en el sur del valle de México. Tesis doctoral. J.M. Aranda S. 2001. Univ. Querétaro.
- Westman, W.E. 1991. Ecological restoration projects: measuring their performance. *Environmental professional*, 13:207-215, en: Perrow M.R., & A.J. Day (eds.). *Handbook of ecological restoration*. Vol.1 Principles of restoration. Cambridge University Press. Pp.444.
- Westra, L. 1996. Ecosystem integrity and the "fish wars". *Journal of Aquatic Ecosystem Health*, 5:275-282.
- Whittaker, R.H., & Levin S.A. 1975. Niche. Theory and application. *Benchmark papers in ecology*, 3ª Ed., Dowden, Hutchinson & Ross, Inc. Stroudsburg, Pennsylvania, Pp.448.
- Whittaker, R.H., Levin S.A., & R.B. Root. 1973. Niche, habitat and ecotope. *The American Naturalist*, 107(955):321-338.
- Wiens, J.A. 2002. Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water. *Freshwater Biology*, 47:501-515.
- Wyant, J.G., Meganck R.A., & S.H. Ham. 1995. A planning and decision-making framework for ecological restoration. *Environmental management*, 19(6):789-796.
- Yamada K., Elith J., Mc Carthy M., & A. Zenger. 2003. Eliciting and integrating expert knowledge for wildlife habitat modelling. *Ecological Modelling*, 165:251-264.

4.7. Cuadros y Figuras

Diagrama 4.A. Esquema del modelo de modificación del hábitat de la nutria de río, causado por las principales acciones antrópicas directas e indirectas realizadas sobre el ecosistema, y sus efectos a escalas local y regional. Los datos para la construcción de este diagrama se obtuvieron de la literatura (ver texto).

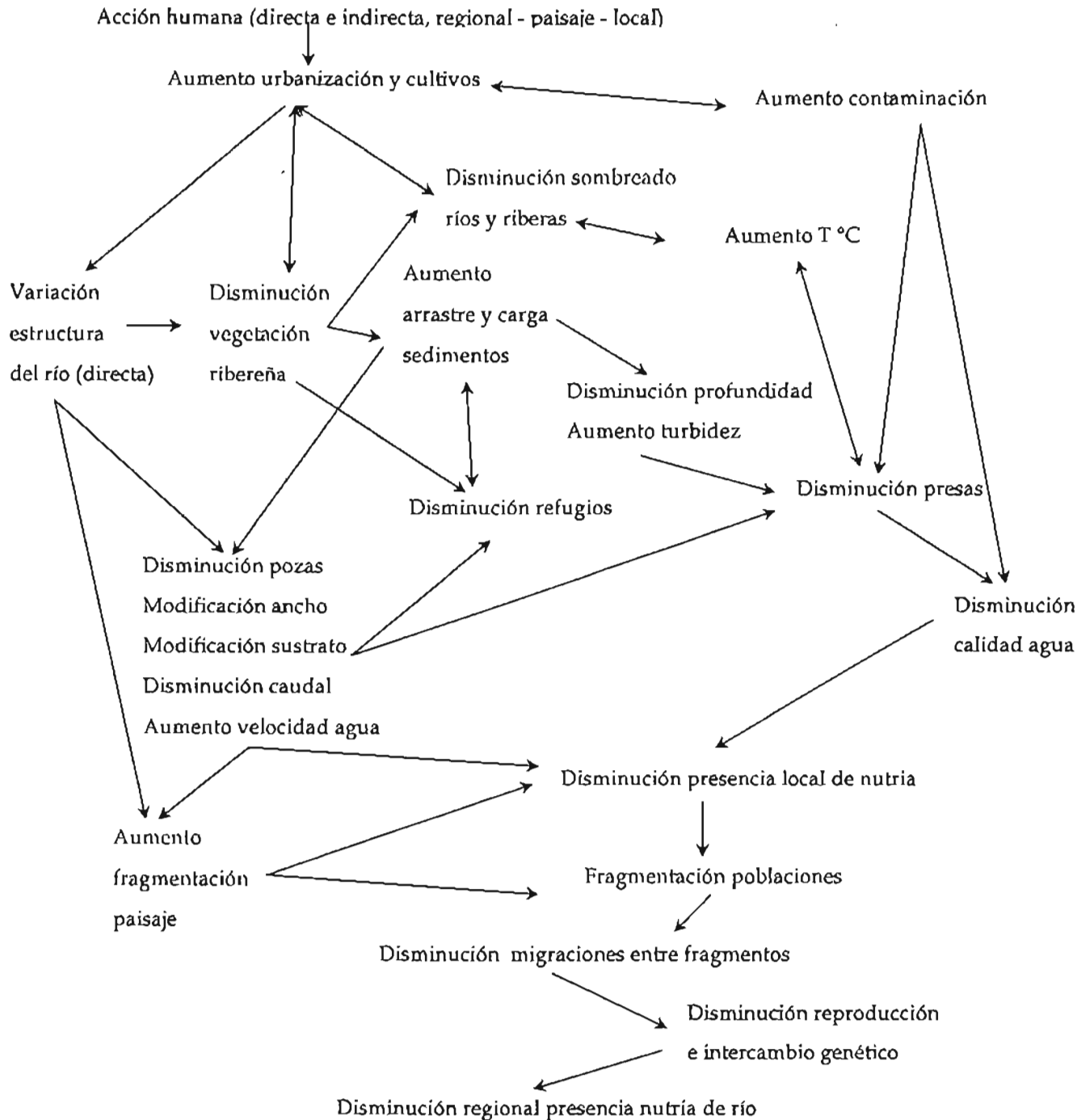


Diagrama 4.B. Esquema de las relaciones estructurales y funcionales, establecidas a distintas escalas espaciales, entre los indicadores ecológicos (IE). Éstos se ubicaron según los niveles jerárquicos de organización (1 a 5) obtenidos de los análisis de agrupamiento (clusters). Los IE fueron estimados en campo y obtenidos de bibliografía.

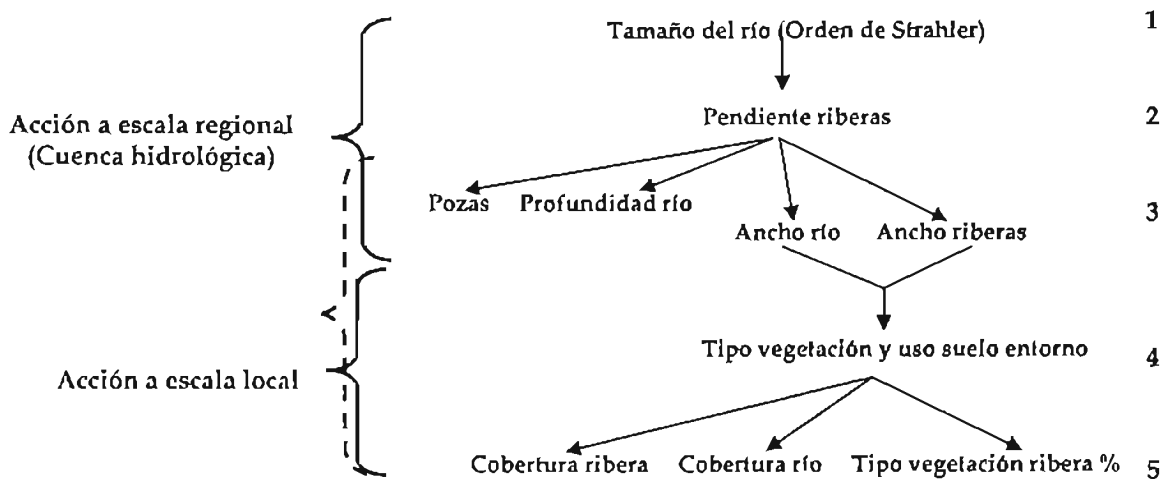


Diagrama 4.C.I. Modelo esquemático de las posibles relaciones espaciales a distintas escalas, entre los indicadores ecológicos (IE) de perturbación del ecosistema y los requisitos biológicos y ecológicos de *Lontra longicaudis annectens*. La asociación de los IE con los requisitos de alimentación, refugio y reproducción se basó en conocimiento experto y en literatura (ver texto). Los IE se ubicaron en el/los compartimento/s del diagrama sobre los que tienen influencia. IE: Características / Estructura de la ribera, Tipo de vegetación de la ribera, Cobertura sobre la ribera, Tipo de vegetación y uso del suelo del entorno, Presencia de pozas y, Profundidad estimada del río (Cuadros 2.1 y 4.1). El esquema no se presenta a escala.

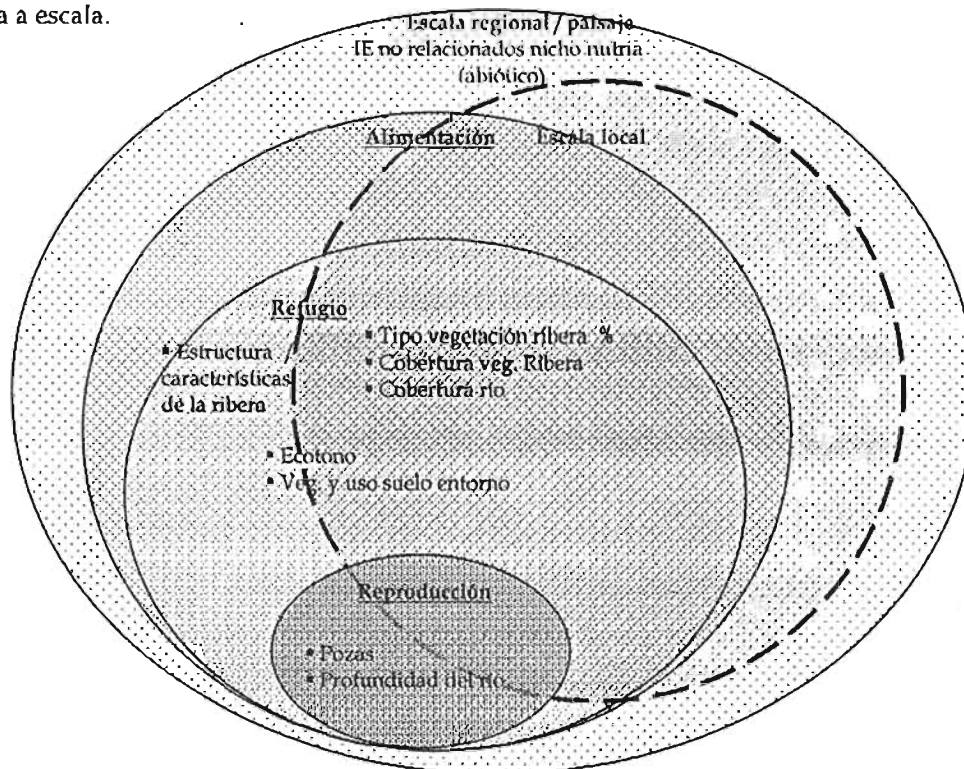
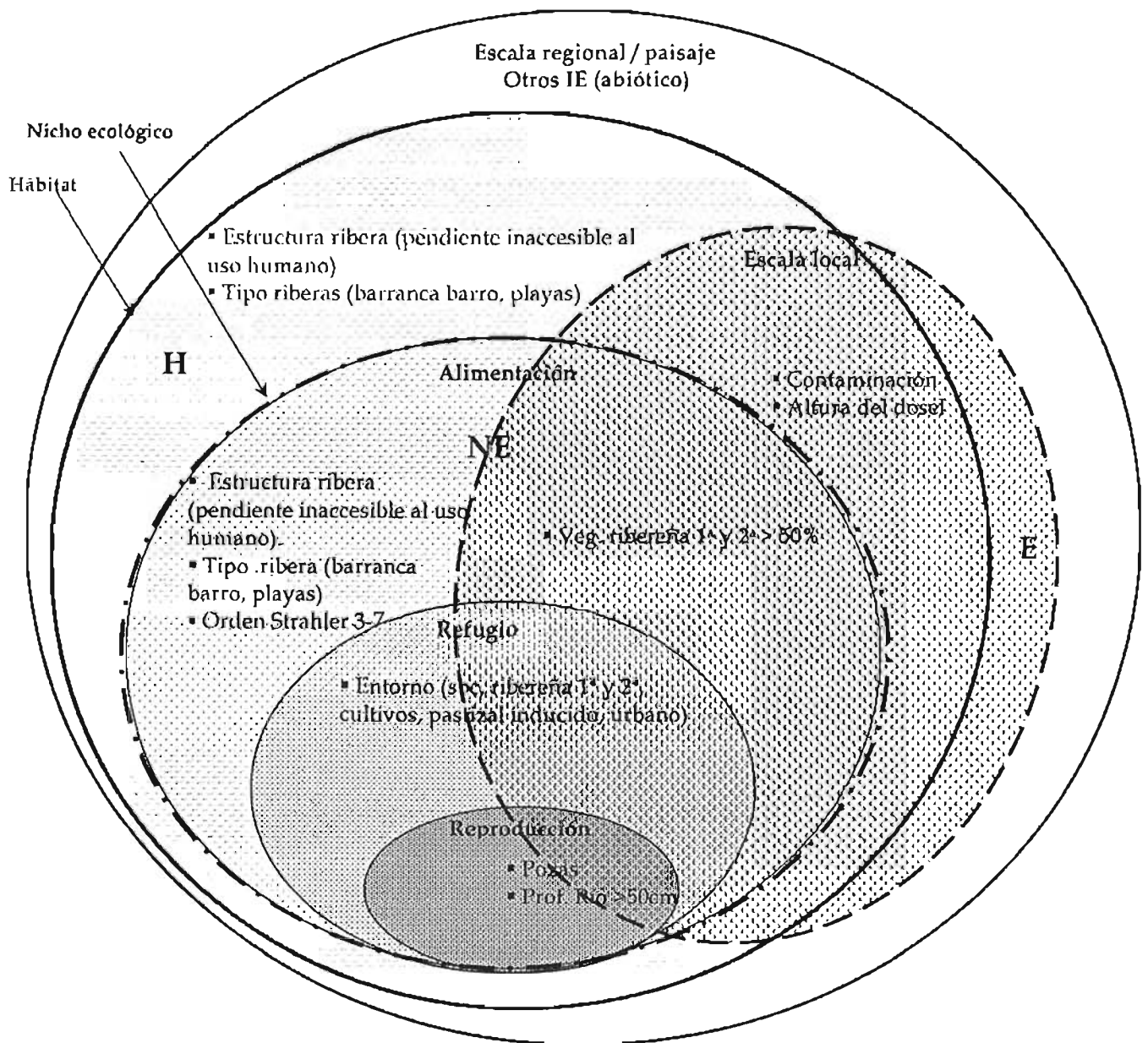


Diagrama 4.C.II. Esquema del modelo de nicho ecológico de la nutria de río *Lontra longicaudis annectens*, donde se indican las categorías de los IE consideradas determinantes de las condiciones que permiten la presencia de la especie (ver Cuadro 4.2 y Figs. 4.a-k). Las posibles relaciones espaciales de los IE, sobre las dimensiones del hábitat y del nicho ecológico se representan con su ubicación en los compartimientos del diagrama sobre los que tienen influencia, pudiendo actuar en más de uno. IE: características, estructura, tipo de vegetación y cobertura sobre la ribera; tipo de vegetación y uso del suelo del entorno, presencia de pozas, profundidad estimada del río, considerados en la construcción del modelo de nicho (ver explicación en el texto). El esquema no se presenta a escala.



Cuadro 4.1. Indicadores ecológicos (IE) y grupos de IE analizados mediante métodos multivariados de agrupamiento (diagramas de árbol, liga completa y distancia euclidiana; Statistica '98). Los IE fueron estimados en campo durante la época seca 2003/04. Se identificaron las similitudes entre los sitios de muestreo, las relaciones entre IE, y la relación de los IE con la presencia de la nutria de río. (*): Corresponden a árboles de agrupamiento que mostraron resultados similares, representados en una única figura para evitar información redundante. Ver Cap.2 para explicación sobre IE.

IE y grupos de IE	N° Figura
Tipo de vegetación y uso del suelo del entorno	4.b
Presencia-Ausencia - Tipo de vegetación y uso del suelo del entorno	4.b*
Tipo de vegetación de la ribera (%)	4.j
Tipo de vegetación y uso del suelo del entorno - Tipo de vegetación de la ribera (%)	4.j*
Presencia-Ausencia - Tipo de vegetación de la ribera (%)	4.j*
Profundidad estimada del río - Presencia de pozas	4.h
Profundidad estimada del río - Presencia de pozas - Presencia/pseudo-ausencia	4.h*
Tipo de vegetación y uso del suelo del entorno - Características de la ribera	4.e
Tipo de vegetación y uso del suelo del entorno - Cobertura sobre la ribera - Cobertura sobre el río	4.k
Cobertura sobre la ribera - Cobertura sobre el río	4.k*
Cobertura sobre el río - Cobertura sobre la ribera - Presencia/pseudo-ausencia	4.k*
Características de la ribera - Cobertura sobre la ribera	4.c
Características de la ribera - Ancho del río	4.a
Características de la ribera - Ancho de la ribera - Pendiente de la ribera - Cobertura sobre el río - Cobertura sobre la ribera	4.d
Tipo de vegetación y uso del suelo del entorno - Tipo de vegetación del ecotono - Presencia/pseudo-ausencia	4.f
Pendiente de la ribera - Presencia/pseudo-ausencia	4.g
Características de la ribera - Presencia/pseudo-ausencia	4.g*
Ancho de la ribera - Pendiente de la ribera - Presencia/pseudo-ausencia	4.i
Ancho de la ribera - Presencia/pseudo-ausencia	4.i*
Permanencia del río - Presencia/pseudo-ausencia	4.l
Orden de Strahler - Presencia/pseudo-ausencia	4.m

Cuadro 4.2. Valores de los indicadores (IE) que definen individualmente las dimensiones del nicho ecológico de la nutria de río, *Lontra longicaudis annectens*. El conjunto de variables se seleccionó en campo durante este trabajo, y a partir de conocimiento experto. Los valores de las categorías para cada IB, se obtuvieron de los análisis de clusters* y de conocimiento experto**.

Indicador Ecológico (variable)	Categoría (surrogate)
Cobertura del tipo de vegetación sobre la ribera*	% vegetación ribereña 1ª + % vegetación ribereña 2ª > 50%
Tipo vegetación dominante ribera*	ribereña 1ª y 2ª
Tipo vegetación y uso suelo entorno*	sbc - ribereña 1ª y 2ª - cultivos - pastizal inducido - urbano
Ancho de la ribera (m)*	[0 ; 50]
Pendiente de la ribera*	de baja a vertical
Ancho del río (m)*	>7
Característica de la ribera*	raíces - pared - barranca - playa
Presencia de pozas*	sí
Profundidad estimada del río (cm)*	>= 50 (profundo-medio)
Permanencia del río*	perenne
Orden de Strahler*	1- 2 - 3
Temp. mín. absoluta (T°C)**	>= 10
Altitud (msnm)**	<=2000

Fig.4.a. Análisis de agrupamiento para las variables "características de la ribera" y "ancho del río". Se observa una regulación del ancho del río sobre la estructura de la ribera, en anchos del río mayores a 40m. Las líneas de corte se establecieron de manera aproximada. P: sitios o grupos de sitios con registros de presencia de la nutria de río.

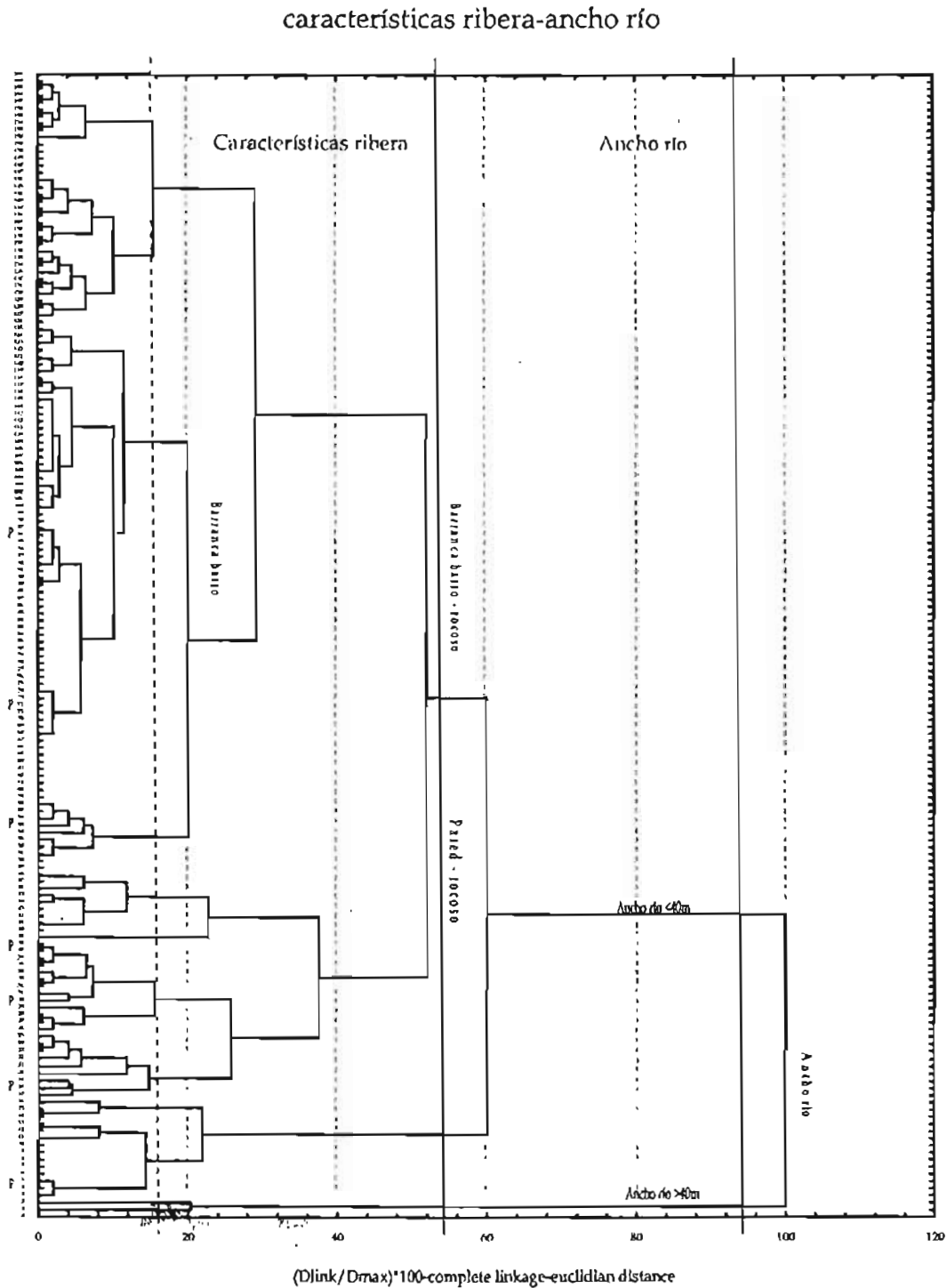


Fig.4.b. Análisis de agrupamiento para la variable "tipo de vegetación y uso del suelo del entorno". Se observa una agrupación de sitios según el tipo de uso que se realiza del entorno, relacionado con el estado de conservación (sbc: selva baja caducifolia, veg. ribereña secundaria, cultivos, urbanización). Se identifican los sitios correspondientes al ANP Cacahuamilpa, río Amacuzac y río Chalma. P: sitios o grupos de sitios con registros de presencia de la nutria de río.

Tipo de vegetación y uso del suelo del entorno

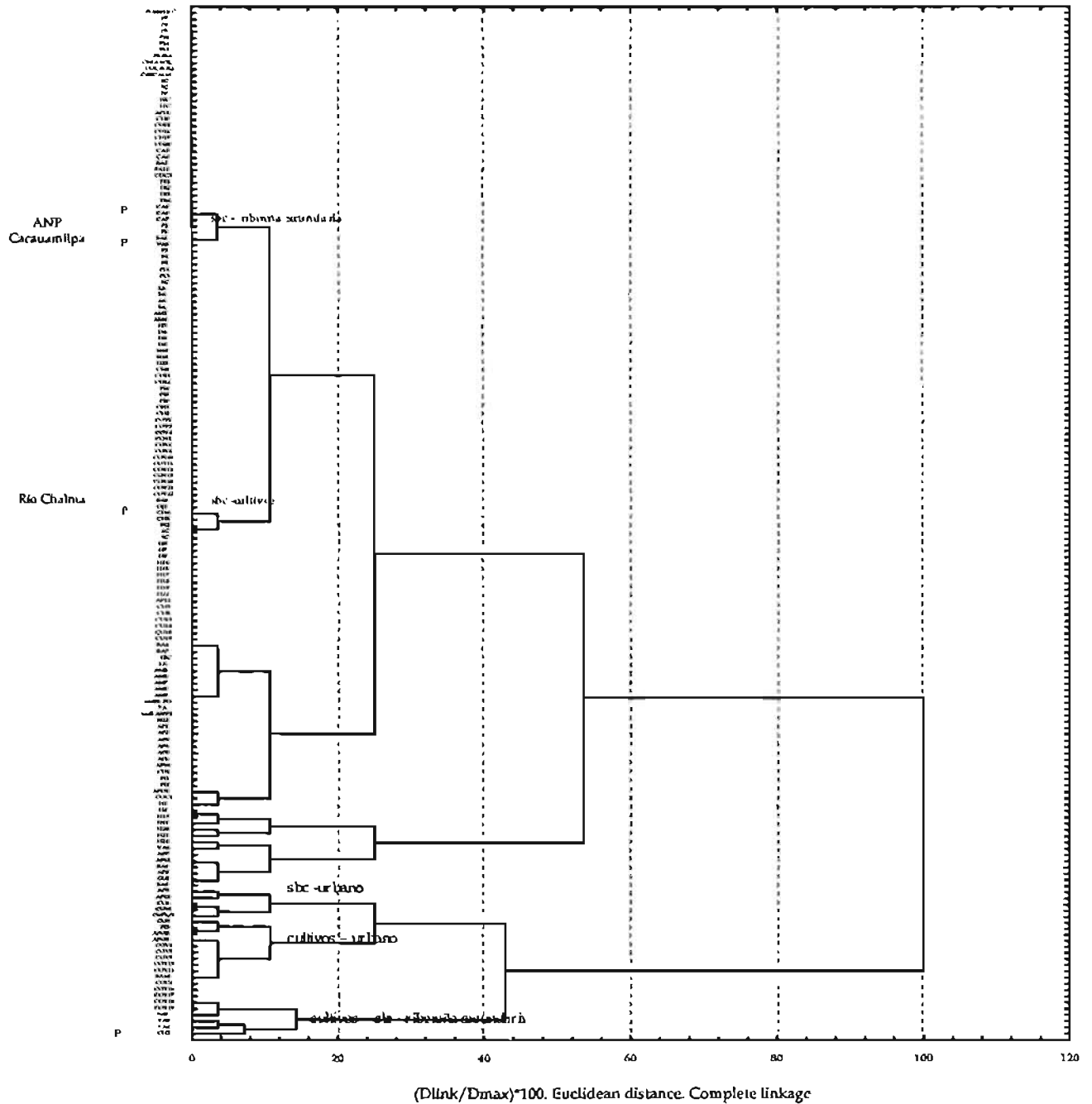


Fig.4.c. Análisis de agrupamiento para las variables “características ribera” y “cobertura de la vegetación sobre la ribera”. Se muestra la influencia de las características de las riberas sobre el tipo de vegetación sobre la ribera, indicado en la figura por las líneas de corte. Las líneas de corte se establecieron de manera aproximada. P: sitios o grupos de sitios con registros de presencia de la nutria de río.

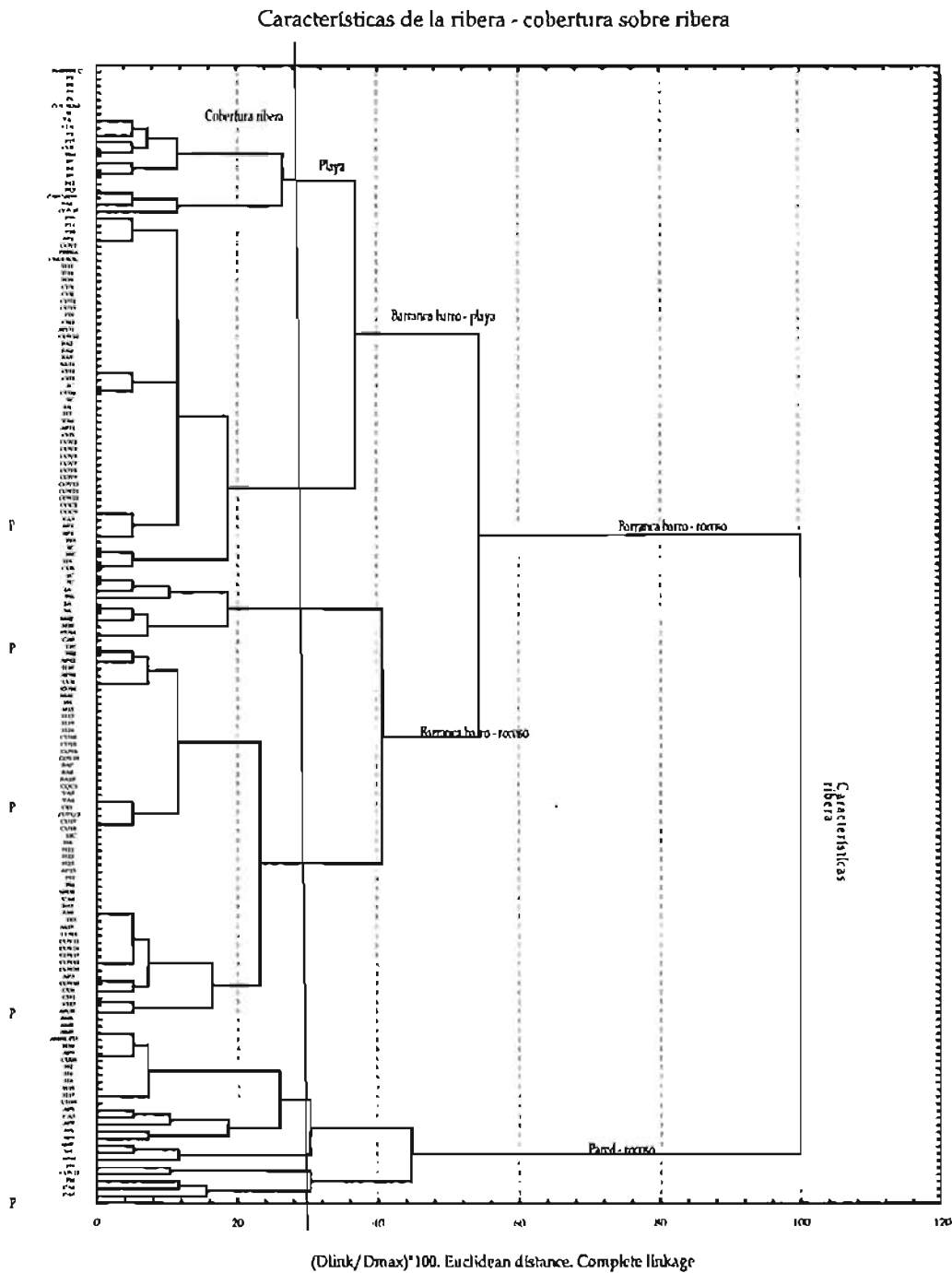


Fig.4.d. Análisis de agrupamiento para las variables "estructura de las riberas", "pendiente de las riberas", "ancho del río", "cobertura de la vegetación sobre el río" y "cobertura de la vegetación sobre las riberas". Las líneas de corte indican el orden de acción de las variables según la escala espacial a la que actúan. Las líneas de corte se establecieron de manera aproximada. P: sitios o grupos de sitios con registros de presencia de la nutria de río.

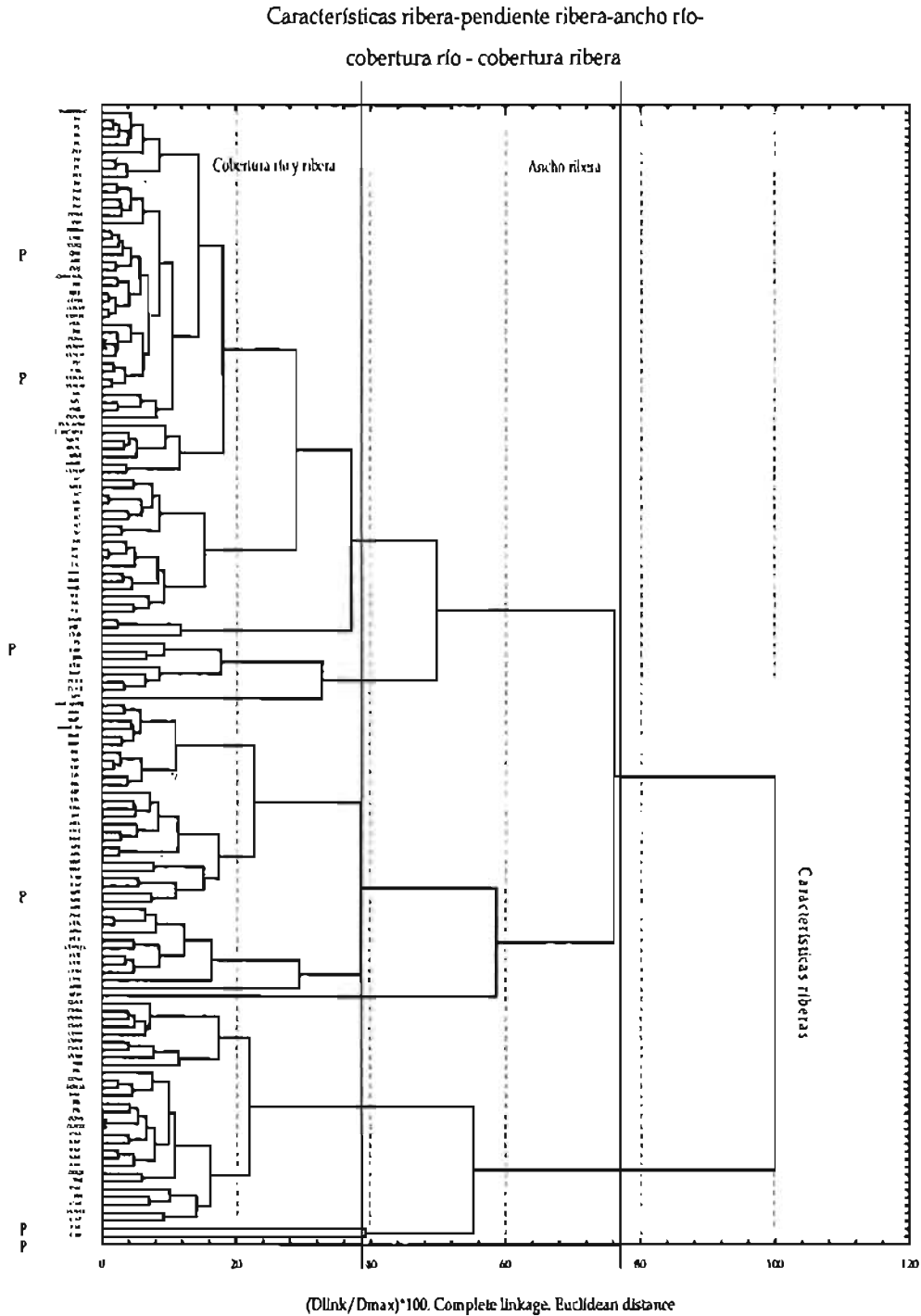


Fig.4.e. Análisis de agrupamiento para las variables "tipo de vegetación y uso del suelo del entorno" y "características de las riberas". La influencia de las características de las riberas sobre el uso del suelo se indica en las líneas de corte. Se observa la disposición espacial heterogénea de los sitios con distintas condiciones de uso del suelo del entorno (Cacahuamilpa - Chalma - Amacuzac). Las líneas de corte se establecieron de manera aproximada. P: sitios o grupos de sitios con registros de presencia de la nutria de río.

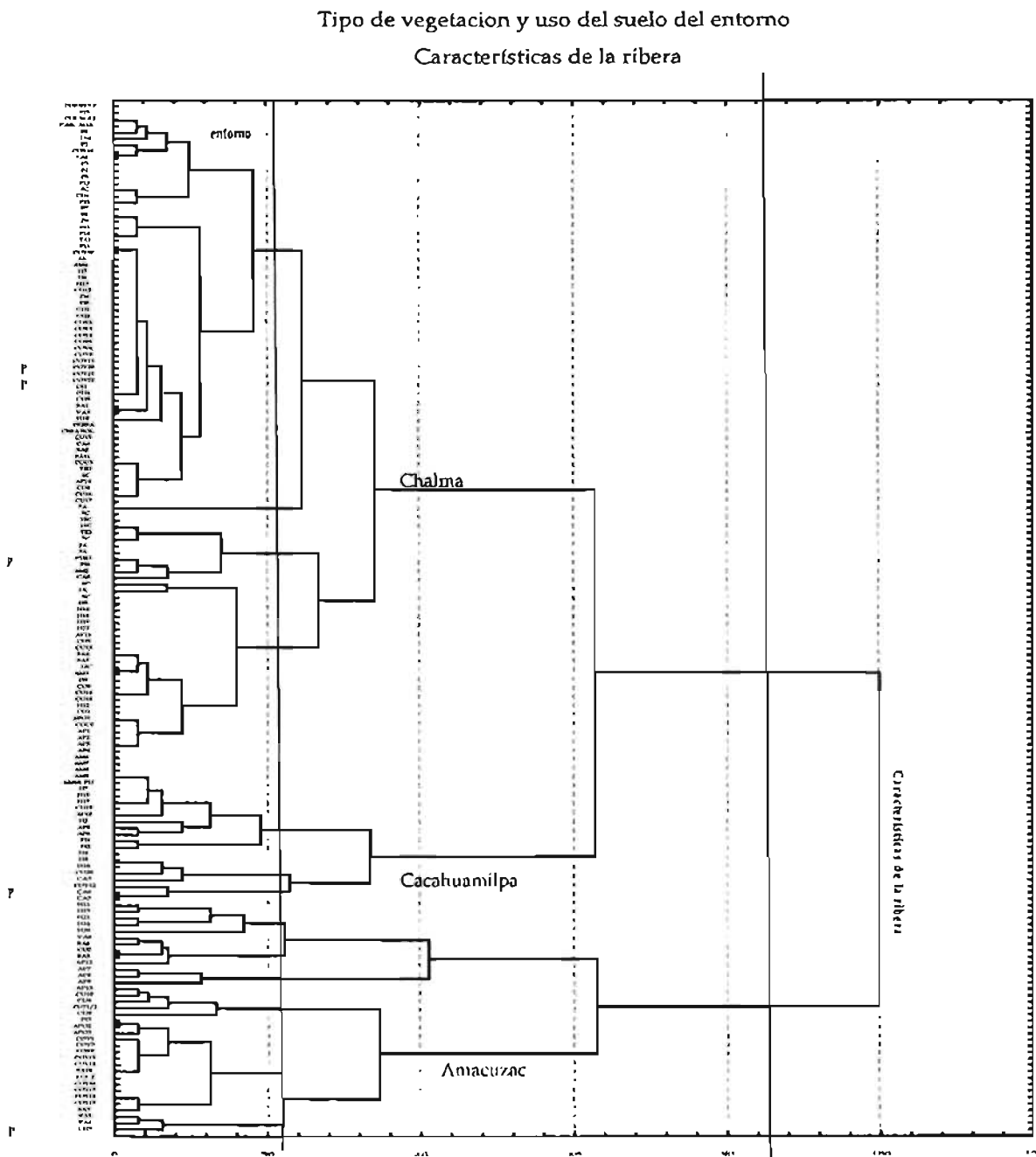


Fig.4.f. Análisis de agrupamiento para las variables "Tipo de vegetación de la ribera", "tipo de vegetación y uso del suelo del entorno", "Tipo de vegetación del ecotono" y "presencia de la nutria de río" y "presencia/pseudo-ausencia". Las líneas de corte se establecieron de manera aproximada. P: sitios o grupos de sitios con registros de presencia de la nutria de río. Ver explicación en texto.

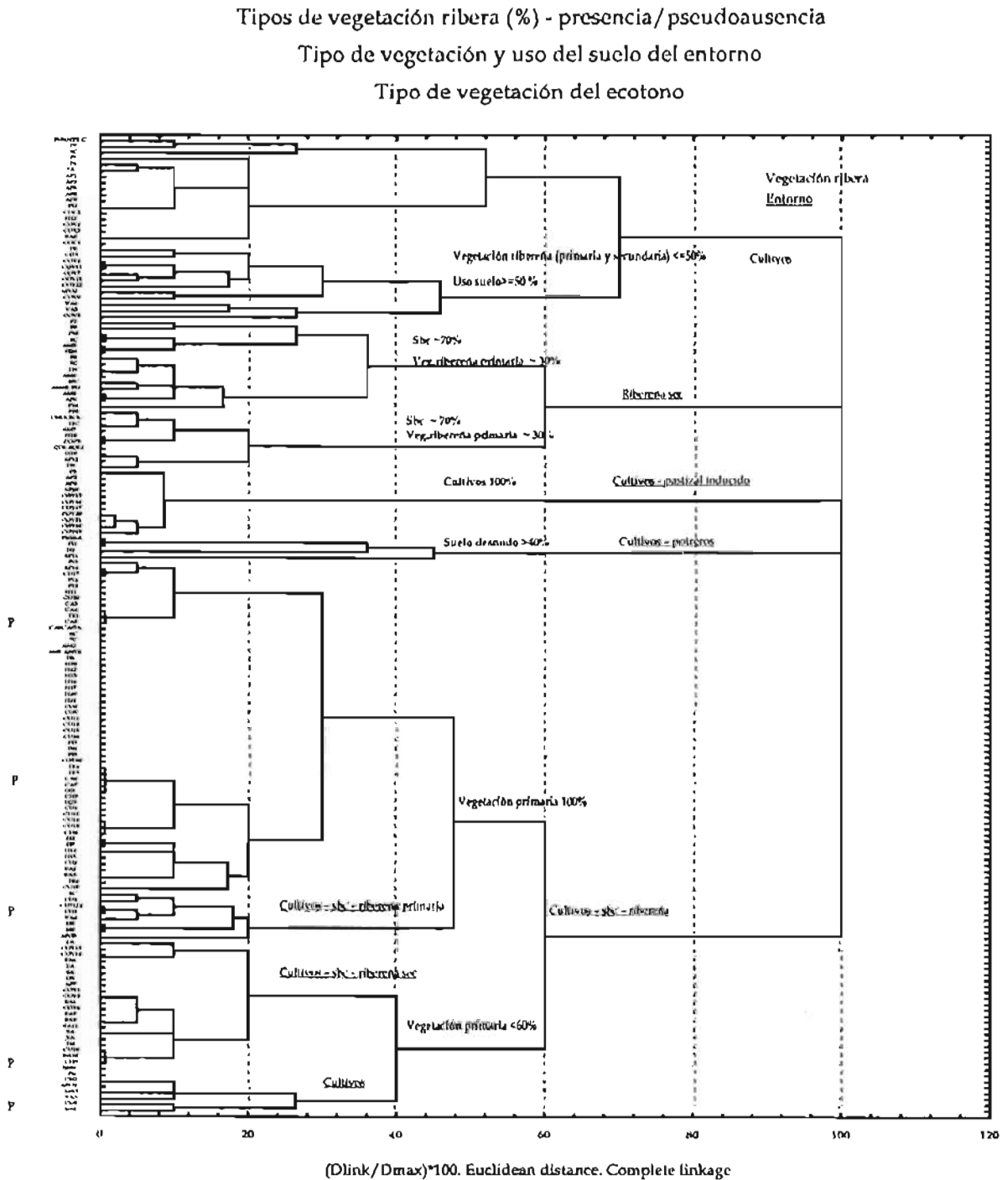


Fig.4.g. Análisis de agrupamiento para las variables pendiente de la ribera y registros de presencia. Se observa la presencia de la especie en riberas con inaccesibilidad al uso humano. P: registros o grupos de registros de presencia de la nutria de río.

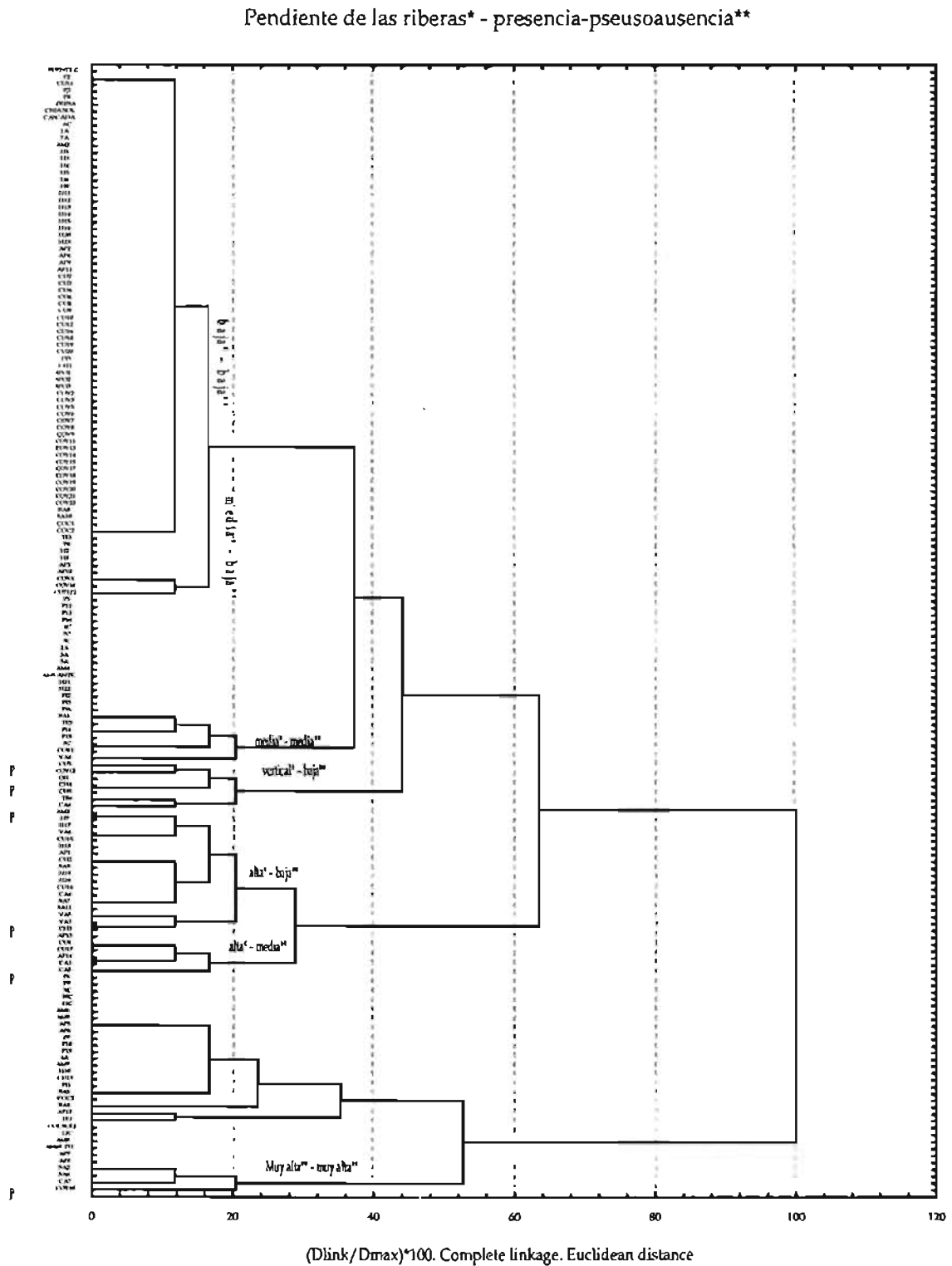


Fig.4.h. Análisis de agrupamiento para las variables "Profundidad estimada del río" y "existencia de pozas". Se observan presencias en ríos perennes y pequeños, con profundidades mayores de 50cm. La ausencia de pozas no fue excluyente mientras se mantuviera la profundidad media del río. P: registros o grupos de registros de presencia de la nutria de río.

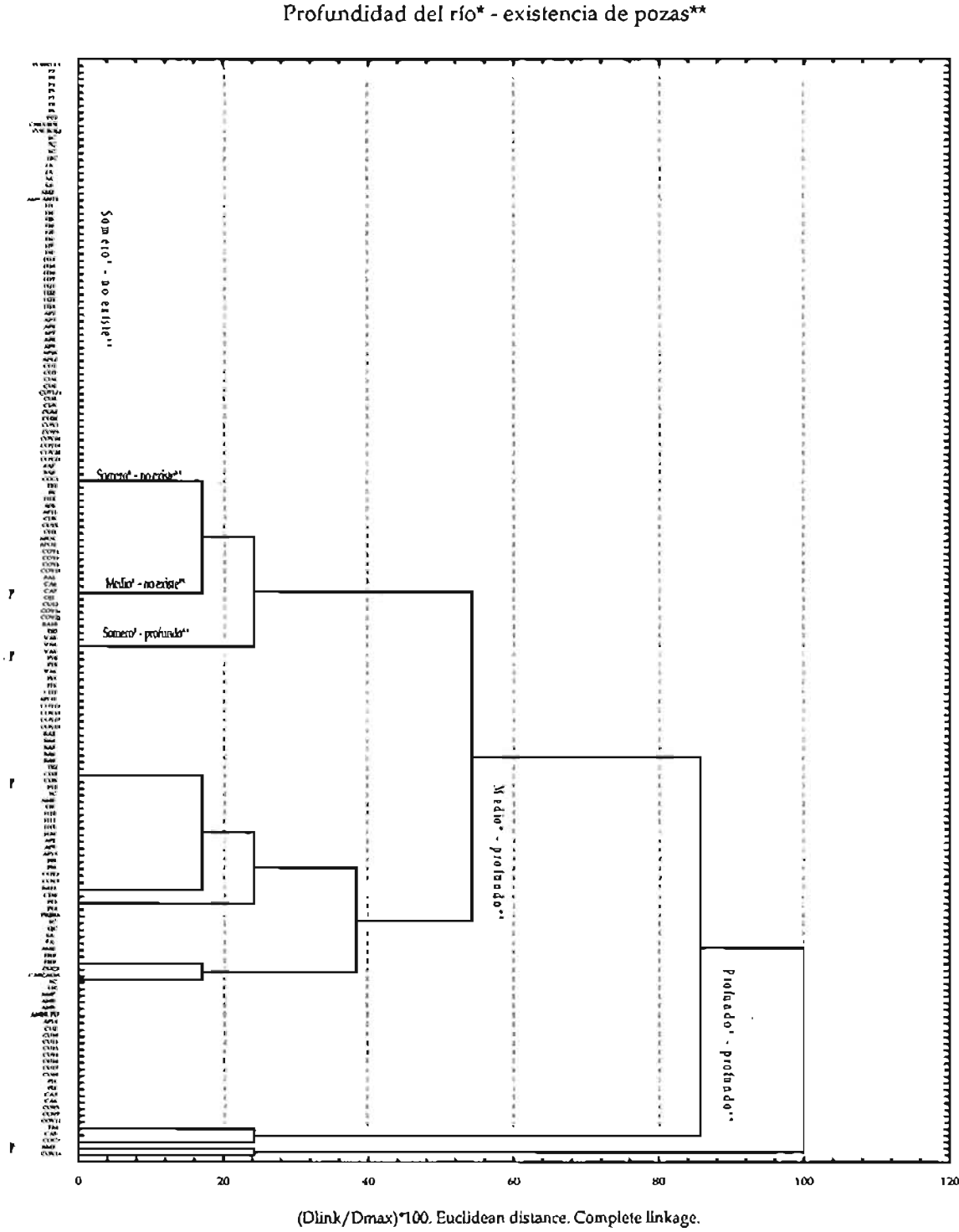


Fig.4.i. Análisis de agrupamiento para las variables "ancho de la ribera" y "pendiente de la ribera". Se observa la presencia de la especie en sitios no utilizables para uso humano, donde se combinan, por lo menos, una de ambas riberas angosta o con alta pendiente. Las líneas de corte se establecieron de manera aproximada. P: sitios o grupos de sitios con registros de presencia de la nutria de río.

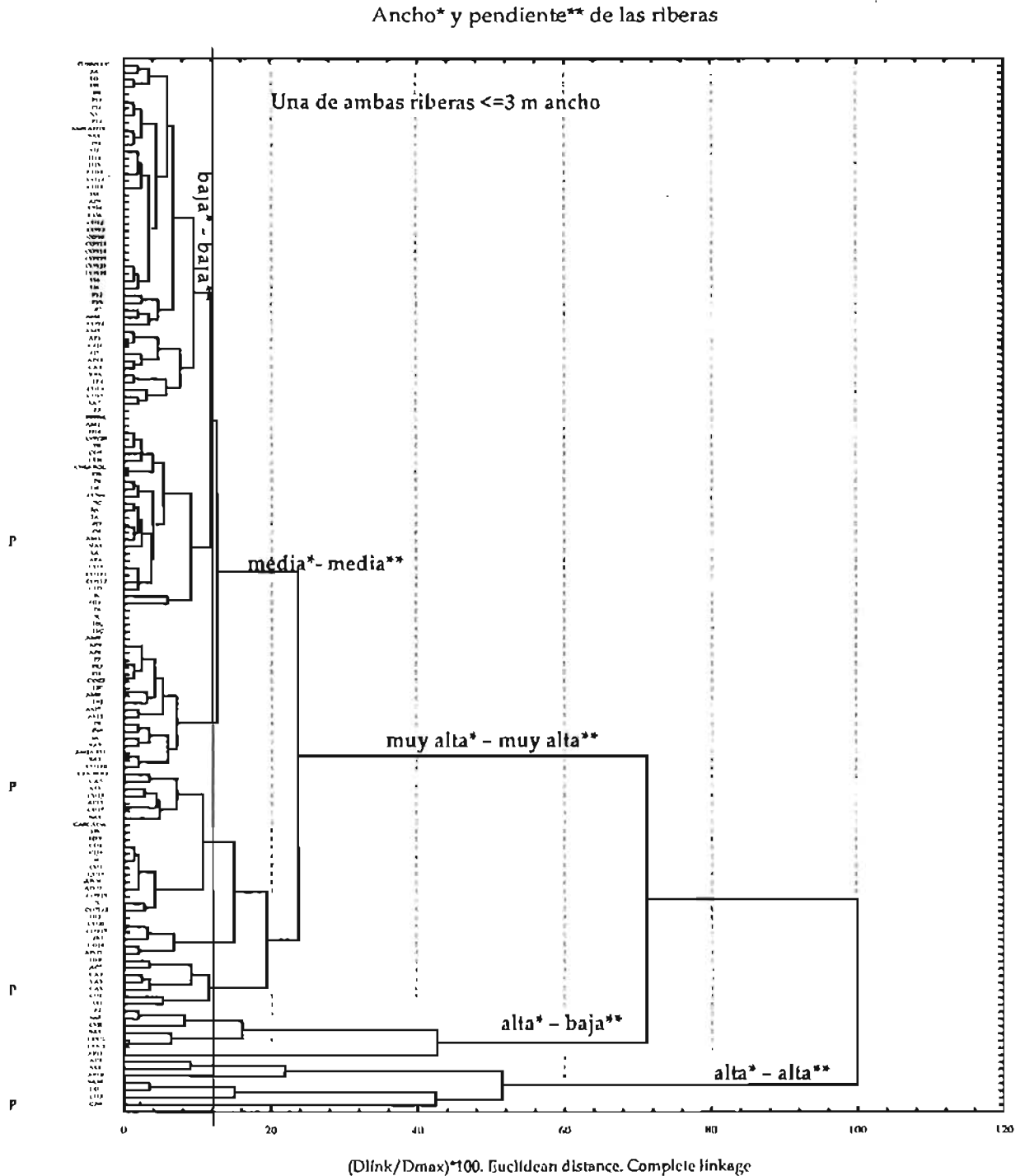


Fig.4.j. Análisis de agrupamiento para las variables "estacionalidad del cuerpo de agua" y "presencia/pseudo-ausencia". Se observa la presencia de la especie exclusivamente en ríos permanentes.

P: sitios o grupos de sitios con registros de presencia de la nutria de río.

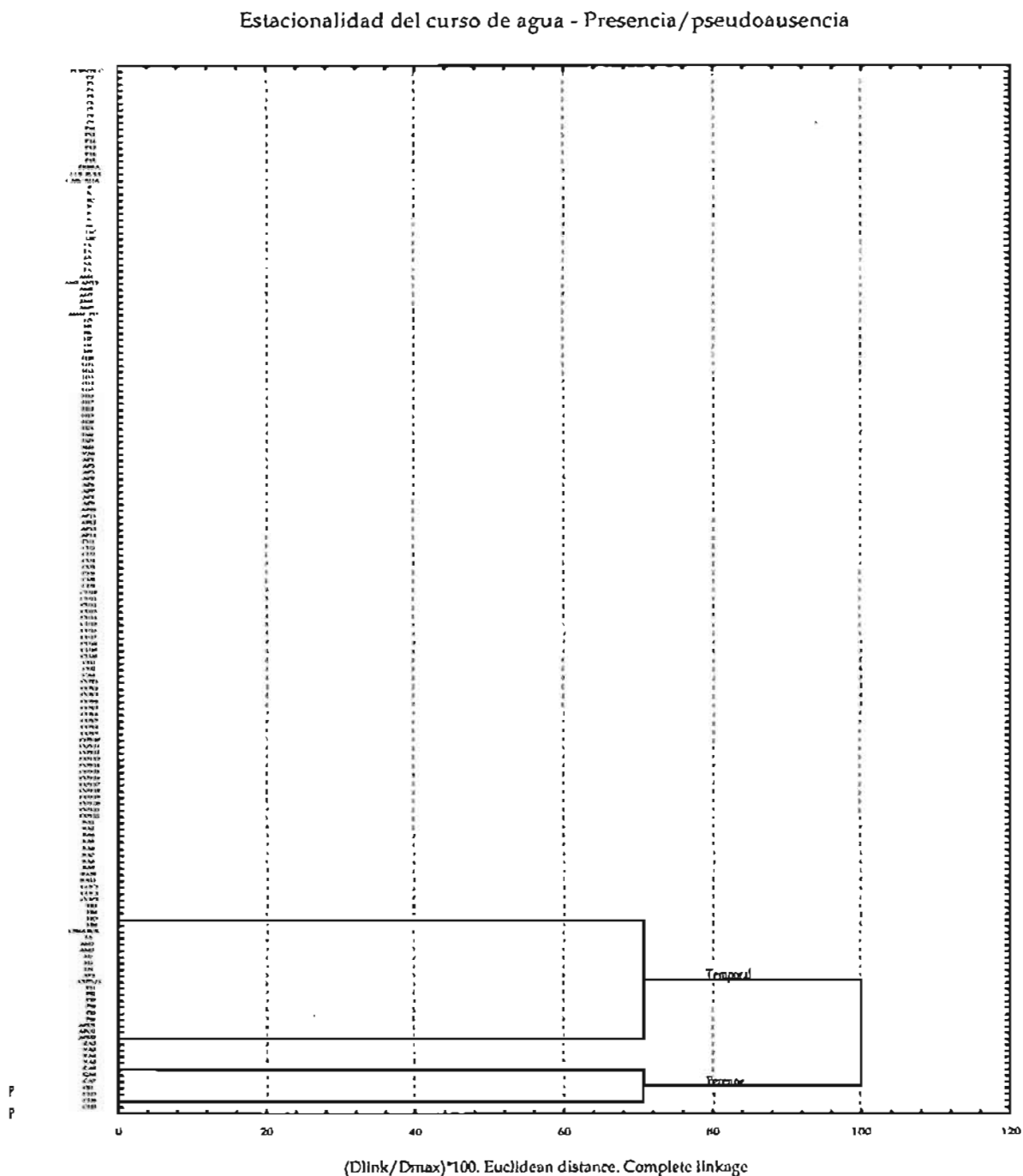
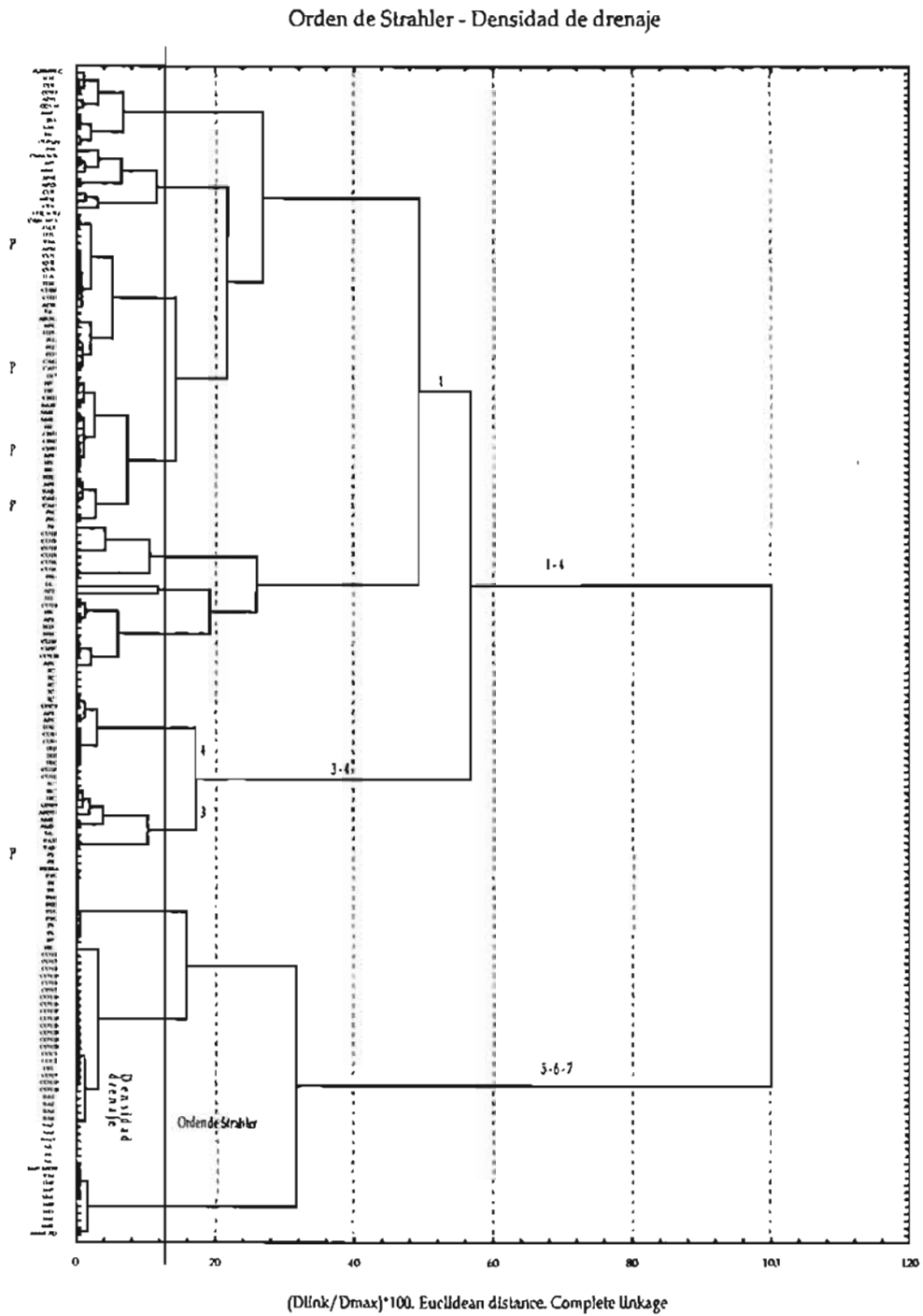


Fig.4.k. Análisis de agrupamiento para las variables "orden de Strhler" y "densidad de drenaje". Se observa la presencia de la nutria de río, en categorías correspondientes a ríos pequeños. P: sitios o grupos de sitios con registros de presencia de la nutria de río.



Capítulo 5

Identificación de patrones espaciales. Elección jerárquica de áreas de restauración.

5.1. Introducción

Dada la existencia de diferentes escenarios de perturbación del área de estudio causados por factores socioculturales y económicos, no es posible revertir cualquier situación de uso. Así, los mosaicos complejos de áreas y paisajes resultantes plantean la necesidad de encauzar un análisis específico de la heterogeneidad del paisaje y las condiciones del estado de perturbación. La combinación de un diagnóstico sobre las condiciones de perturbación de hábitat de interés, junto con modelos de distribución potencial que mejor representen los requerimientos de las especies individuales, facilitará la identificación y clasificación de áreas que necesiten ser incorporadas en planes de conservación y restauración ecológica (Sarakinis et al. 2001). Mientras que la conservación se enfoca a la preservación de los valores naturales presentes, la restauración tiene la intención de realizar una secuencia de intervenciones para regresar a los atributos funcionales y/o estructurales del ecosistema de referencia. Esto implica acciones humanas que produzcan un cambio concreto hacia una situación anterior, y que favorezcan la permanencia de ese estado modificado o que sean el punto de partida para una sucesión de eventos naturales.

En este capítulo, se propuso identificar de manera jerárquica áreas factibles de ser restauradas o conservadas, con base en ciertas condiciones de hábitat y de nicho ecológico (IE, ver Cap.4) adecuadas para el establecimiento, desarrollo y permanencia de la nutria de río (Sanderson et al. 2002, Sarkar 2004, Garson et al. 2002) en la subcuenca hidrológica Apatlaco-Tembembe.

Clasificación de los IE para conservación o restauración. Algunos autores han propuesto que es posible identificar patrones generales de riqueza de especies por factores que actúan a gran escala (migración, extinción; Ricklefs 1987 y Cornell & Lawton 1992 en: Pearson & Carroll 1999). Sin embargo a escalas grandes sería más improbable la posibilidad de percibir las diferencias causadas por la interacción de éstos y otros factores capaces de determinar tales patrones, o que, si los hay, serían indistinguibles del azar pues a gran escala existe mayor probabilidad de que las especies exhiban patrones espaciales similares (Reed et al. 1993). Una segunda hipótesis plantea que los patrones espaciales de riqueza de especies están determinados por la combinación de factores que actúan tanto a escalas grandes como pequeñas, y que a factores que actúan a escalas pequeñas, como las interacciones entre individuos, son difíciles de

detectar a escalas grandes (Currie 1991 en: Pearson & Carroll 1999). A pequeña escala es menos probable que las diferencias y limitantes ecológicos se puedan enmascarar. En la identificación de patrones de biodiversidad, autores como Sarkar (2004, 2002) y Garson et al. (2002), consideran a las variables ambientales como estimadores o indicadores ecológicos (IE) para la identificación de indicadores verdaderos de biodiversidad, como la nutria de río. La distribución de los primeros (estimadores) o, de algún patrón que los explique, pueden ser utilizados para predecir la distribución, o algún patrón relacionado con los indicadores verdaderos de biodiversidad (especies; Sarkar & Margules 2002, Faith & Walter 1996). Otra interpretación indica que los lugares priorizados usando los IE, atributos o estimadores, contienen o representan, los requisitos deseados para las especies (indicadores verdaderos; Garson et al 2002). En este contexto, es de gran importancia definir cuáles IE serán utilizados para los distintos objetivos, conservación biológica o restauración ecológica, y por qué.

En general, las variables relacionadas con la geomorfología del hábitat no son fácilmente modificables en el espacio y el tiempo. Sin embargo, una vez alteradas los cambios se consideran prácticamente irreversibles de manera natural. Incluso, según la magnitud de la perturbación, aún la intervención humana directa puede resultar insuficiente para restaurar las condiciones originales. Dentro del conjunto de modificaciones posibles, existe un gradiente en cuanto a la reversibilidad de las perturbaciones. No obstante, la gran estabilidad o permanencia espacio-temporal de estas condiciones y variables estructurales del ambiente físico (por ej., T°C mín. absoluta y altitud y, geología, respectivamente), se consideraron suficientes para su asignación a ambos objetivos. Se consideró "estructurales" a los IE que definen la estructura física del ambiente y difícilmente modificables por el hombre. Por su parte, se consideró "instrumentales" a los IE que reflejan las modificaciones causadas por acciones humanas y sus correspondientes escenarios de perturbación (Hanski et al. 1995). Se consideró a los IE, indicadores indirectos del contenido de biodiversidad pues representan el estado de conservación del ecosistema ribereño (ver Cap.2).

El contenido de biodiversidad, se encontró directamente ligado a su estado de perturbación (ver Cap.4). Con lo cual, se consideró necesaria la comparación de áreas potenciales de restauración versus áreas que potencialmente presentan condiciones para conservación. De esta forma: (1) se establece un umbral de comparación con una situación deseable que podría ser considerada como ecosistema de referencia (ver Cap.1); (2) se limita el conjunto disponible de áreas a seleccionar para restauración en la zona de estudio, facilitando la resolución de conflictos

relacionados con la tenencia y el uso de la tierra y; (3) se facilita la identificación de características estructurales que permiten establecer relaciones funcionales espaciales entre áreas con objetivos de conservación y /o restauración.

En este capítulo, se utilizó el algoritmo ResNet Place Prioritization (RNPP) en la selección de áreas que cumplen simultáneamente con la presencia de IE de condiciones de hábitat y de nicho ecológico, y de hipótesis de presencia potencial de la nutria de río, relacionados con la restauración y conservación ecológicas. Los objetivos particulares fueron: (a) Identificar y ubicar espacialmente áreas ribereñas con distintas condiciones del hábitat y del nicho ecológico de la nutria de río que permitan su restauración y la del ecosistema; (b) Establecer un orden jerárquico que permita determinar prioridades para la restauración y conservación de las áreas identificadas.

5.2. Metodología

5.2.I. ResNet Place Prioritization. Este algoritmo (Aggarwal et al. 2002, Kelley et al. 2002, Sarkar 2002) permite la manipulación simultánea de criterios (IE y sus atributos) múltiples y su expresión cartográfica. Además, su flexibilidad permite la incorporación de los modelos de distribución geográfica potencial GARP. Dentro de ResNetPP, fue aplicado el algoritmo MESP (Maximal expected surrogate covering problem). Éste selecciona los grupos de celdas que maximizan el número de IE (atributos) para los que la cobertura esperada excede el objetivo de representación como porcentaje del área de estudio (*target*). Ese conjunto de celdas contiene en cada una, el número máximo de atributos que se requiere seleccionar para un porcentaje cualquiera de representación del total del área de estudio (Sarkar 2004, Sarkar et al. 2002, Sarakinos et al. 2001). De otra forma, en cada celda seleccionada, se encuentran representados como mínimo todos los atributos que se están trabajando, es decir, su riqueza. A esta selección “básica” puede agregarse la condición de adyacencia, con lo cual los grupos de celdas obtenidos son más compactos que la solución básica. Expresado de otra forma, del total de celdas que tienen los atributos establecidos y que cumplen con los “targets” especificados de representación espacial (x%), ResNetPlacePrioritization solamente selecciona un conjunto de celdas del área total. Así, se maximiza el número de características de hábitat y de nicho ecológico (con los valores que definen el nicho de la especie, previamente seleccionados en el modelo empírico de nicho ecológico y hábitat desarrollado en el Cap.4 de este trabajo), en cada celda del área de estudio. Otros autores lo han utilizado analizando la riqueza de especies en cada celda (Iloldi en

prep.).

Por último, por ser un algoritmo heurístico, las sucesivas repeticiones del modelado pueden generar soluciones diferentes produciéndose un conjunto de soluciones sub-óptimas que deben ser evaluadas y refinadas. En este sentido, es posible refinar las áreas priorizadas en ResNet reduciendo el número de celdas seleccionadas. De forma tal que, una vez encontrado el número máximo de atributos que cumplen las características requeridas en el área de estudio, puede minimizarse el área en la cual ese número de atributos continúa cumpliendo tales condiciones.

Aplicación. El modelo se inicializó utilizando la riqueza, proceso en el que los sitios (celdas) son ordenados sobre la base del número de atributos presentes. Durante la selección de áreas de restauración se inicializó el algoritmo eliminando las áreas ya existentes de conservación (ANPs). En el paso iterativo siguiente se incorporó la limitación de selección por adyacencia con el fin de obtener áreas coherentes, más compactas y de mayor tamaño. El objetivo de representación se estableció arbitrariamente en 10% del área total. Este porcentaje, es un problema aún no resuelto en el cuerpo teórico de la conservación de la biodiversidad, y menos aún en relación a la restauración ecológica. Sin embargo, en este contexto de incertidumbre sobre el posible éxito biológico, se aplicó un criterio empírico que combinó los valores de conservación definidos en la literatura y su aplicabilidad en el terreno. Se decidió sobre esta base, seleccionar el 10% como valor inicial de los análisis. Se obtuvieron como resultado mapas representativos de distintas soluciones, compuestas por distintos conjuntos de celdas con atributos previamente definidos para el porcentaje de representación.

5.2.II. Selección de los atributos. Los atributos fueron seleccionados a partir del modelo empírico de hábitat y de nicho ecológico de la especie, obtenidos en el Cap.4 de este trabajo (Cuadros 5.1 y 5.2). Para cada IE utilizado, se identificó el intervalo o categoría (atributo) que define el hábitat y nicho ecológico de la nutria de río. Se asignó un número de atributo a cada categoría definida que fue identificado por el algoritmo ResNet (Cuadros 5.1 y 5.2; Sarkar 2004, Garson et al. 2002, Sarkar et al. 2002, Sarakinos et al. 2001). Cabe mencionar, que las categorías de los atributos para conservación y restauración no son mutuamente excluyentes. Con el fin de analizar la influencia de los modelos de distribución potencial de la nutria de río (ver Cap.3) en la asignación de jerarquías a las áreas de restauración y conservación, se incluyeron dos casos representativos. Por una parte, el modelo que consideró el total de coberturas y de registros de presencia (Fig. 3.i); éste, se caracterizó por ser el más conservador del conjunto obtenido en el capítulo 3. En segundo lugar, con el fin de analizar las diferencias en las áreas obtenidas

únicamente por las condiciones ambientales generales, se eligió el modelo que considera el total de registros y evita las coberturas hidrológicas de detalle (Fig. 3.j). A su vez, para los análisis de restauración se separaron dos conjuntos de pseudo-probabilidad de presencia (consenso), que agrupan las menores y mayores categorías de las HDP: 1-2 vs. 3-4-5, respectivamente. El objetivo de esta clasificación, fue asignar distintas prioridades de restauración a distintas áreas, suponiendo una relación directa entre la pseudo-probabilidad de presencia de la especie y la importancia para restaurar o conservar el área. La división entre jerarquías responde a una elección arbitraria (ver Cap.3). Sin embargo, según Barbosa et al. (2003), "...las áreas donde la probabilidad de presencia es 4 o 5 veces mayor que la probabilidad de ausencias, deberían considerarse ambientalmente favorables para la especie y aplicarse en programas de conservación..." y restauración. Por su parte, para conservación se analizó el conjunto de categorías 3-4-5. En ningún caso se incluyeron las áreas predichas de pseudo-ausencia, categoría "0" (cero), pues no se la consideró relevante para la selección de áreas destinadas a conservación o restauración. Por último, se modelaron las áreas de restauración y conservación, a partir de los atributos de hábitat y nicho exclusivamente y, con la influencia de los registros de presencia potencial de la especie representada en las HDP (Diagr.5.A). La selección de los IE en distintos proyectos (Diagr.5.A) para el proceso de priorización de áreas en ResNet, se realizó de forma tal que permitiera comparar la influencia de los IE identificados en el modelo empírico de hábitat y nicho (de aquí en adelante, modelo empírico), incorporados *a posteriori* como coberturas independientes, frente a aquellos incorporados *a priori* durante el modelado de las HDP (coberturas ambientales generales y coberturas hidrológicas).

5.2.III. Selección de áreas de conservación y restauración ecológica. Se generaron dos tipos de modelos: 1) evitando el uso de los registros de presencia de la especie con el fin de que las áreas se seleccionaran exclusivamente con base en condiciones de hábitat; 2) con registros representados en las HDP clasificados en dos categorías de pseudo-probabilidad de presencia potencial (Diagr. 5.A).

a. Áreas de conservación. Se combinó información de IE que reflejan las condiciones deseables del nicho ecológico de la especie, junto con los mapas de consenso de presencia potencial de *Lontra longicaudis annectens* (Cuadro 5.1).

b. Áreas de restauración ecológica. Se combinó información de IE que reflejan algún tipo/grado de perturbación. Los atributos fueron seleccionados *ad hoc* considerando su importancia para objetivos de restauración ecológica (Cuadro 5.2).

5.2.IV. Análisis de áreas priorizadas. En primer lugar, se modelaron mapas de priorización de áreas (RNPP) para las situaciones ambientales consideradas en el Diagrama 5.A. En segundo lugar, y con el fin de analizar las variaciones espaciales en los modelos RNPP causadas por las distintas situaciones ambientales planteadas, se analizaron las siguientes comparaciones entre los mapas obtenidos como resultado (Diagr. 5.B): (1) Variaciones causadas por la influencia de los IE de hábitat/nicho ecológico, versus los modelos que consideran simultáneamente estas variables y las hipótesis de distribución potencial (GARP); (2) Influencia de las diferentes hipótesis de distribución potencial GARP (coberturas hidrológicas de "detalle": Fig. 3.i, vs., sin coberturas hidrológicas/solo coberturas ambientales "clásicas": Fig. 3.j); (3) Diferencias de disposición espacial entre áreas de distintas jerarquías para restauración ecológica (1-2 vs. 3-4-5) establecidas según la pseudo-probabilidad de presencia potencial de la especie); (4) Diferencias en la disposición espacial entre áreas de conservación y restauración.

5.2.V. Preparación de la información cartográfica. Las diferencias de geo-referenciación entre las coberturas utilizadas de ríos, se corrigieron mediante la creación de una cobertura buffer o de amortiguación, que minimizara el área seleccionada maximizando simultáneamente el número de puntos con datos. Con el fin de seleccionar una distancia óptima a analizar desde los cursos de agua hacia tierra adentro y crear una franja que incluyera al ecosistema ribereño, se creó una cuadrícula de 200 m de lado, que actuara como área de amortiguamiento para los puntos ubicados dentro de los 200 m adyacentes a los cursos de agua en dirección hacia las riberas. Dentro de ésta, se crearon tres cuadrículas (buffers) compuestas por celdas adyacentes a los cursos de agua, y se comparó el número de puntos incluidos en cada área de amortiguación. Las coberturas comparadas fueron: 1) distancia cero: sin área de amortiguamiento (no_buffer); 2) distancia de 50 m (buffer_50) y, 3) distancia de 200 m (buffer_200)). Se seleccionó la cobertura buffer_50, eliminando 5 puntos de muestreo sin registros de presencia de nutria de río. Los datos se prepararon a partir de las coberturas PEOT (LISIG 2004), River Tools y de datos de campo. Los datos de campo e información cartográfica se procesaron en ResNet Place Prioritization 2.1 y ArcView 3.2.

5.3. Resultados

Se identificaron áreas preliminares para la conservación y restauración de la nutria de río basadas en características del nicho ecológico y en condiciones de perturbación del hábitat, a escalas locales y de paisaje. Los análisis mostraron resultados consistentes para todos los análisis

planteados. Las referencias sobre los proyectos se mencionan en el Diagrama 5.A.

La incorporación simultánea de las HDP y los modelos empíricos, generaron áreas coincidentes en todos los casos (Figs. 5.a-f); aunque para cada uno de los modelos se observan restricciones y ampliaciones en las áreas priorizadas, en general existe una superposición espacial consistente de ciertas "áreas núcleo" que se reiteran para las distintas situaciones ambientales modeladas. La combinación entre IE de distintos proyectos produjo una restricción en área modelada. Las HDP "detalle/clásicas" originaron diferencias entre sí (Figs. 5.a-d) evidenciadas cuando las HDP fueron evitadas (Proys. 2 y 3). En general, la incorporación de HDP "clásicas" predijo áreas mayores que las HDP ajustadas a información de detalle ("detalle") sobre los cursos de agua (Figs. 5.d, f) y ambas fueron mayores que las empíricas. En este sentido, la superposición con los proyectos 2 y 3 (restauración y conservación modelo empírico, respectivamente), indica núcleos coincidentes con los modelos de HDP, correspondientes a cada objetivo (restauración y conservación). En el caso Proy. 2 vs. 1A.ii (Fig. 5.a), para mayor claridad visual se graficaron las áreas priorizadas sobre el modelo de distribución potencial con el total de coberturas (Fig. 3.i), sin embargo, debe recordarse que el Proy.2 se generó sin utilizar esa información. En la comparación Proy. 2 vs. 1.B.ii (Fig. 5.b) se observó a su vez una subestimación de áreas respecto del proyecto 2. Además, en el caso Proy. 3 vs. 4.A (Fig. 5.c) se observó que el modelado con HDP de "detalle" generó áreas mayores que las obtenidas con el modelo empírico, el cual mostró una fuerte restricción respecto del modelo anterior (5.b). Sin embargo, ambas coinciden ampliamente.

A su vez, se observaron diferenciaciones consistentes entre las áreas priorizadas en ResNet, representativas de las jerarquías de presencia (baja: 1-2 vs., alta: 3-4-5), para las distintas situaciones ambientales planteadas. Estas jerarquías también produjeron una sobre-estimación del área predicha y una profunda diferenciación espacial (Figs. 5.d, e, f, respectivamente). Sorprendentemente, se observaron áreas priorizadas en sitios correspondientes a categorías bajas de presencia (1-2), en casos generados para las mayores categorías (3-4-5), es decir, incluyendo áreas que no corresponderían a los atributos seleccionados durante el modelado. Estas áreas, pueden ser aún mayores que las resultantes del modelo empírico (Fig. 5.d; Proy. 4.A vs. 4.B).

Finalmente, en cuanto a la variación entre áreas de restauración y conservación la separación espacial observada fue contundente (Figs. 5.g, h). Las áreas priorizadas para cada uno de los casos, se observan en las figuras 5.a-i.

5.4. Discusión

El análisis espacial local de una variedad de escenarios con diferentes valores/categorías de los IE, permitió representar en mapas los conjuntos de áreas destinados a los objetivos de conservación o restauración en la sub-cuenca hidrológica Apatlaco-Tembembe. Los criterios básicos para identificar áreas susceptibles de ser restauradas o conservadas, fueron establecidos a partir de la integración de información de modelos GARP (ver Cap.3) proyectados en mapas para generar hipótesis de distribución potencial (HDP), junto con modelos "paralelos" de hábitat y nicho ecológico (modelo empírico de hábitat y nicho ecológico propuesto en el Cap.4) de la especie en estudio. La incorporación de IE estrictamente asociados al nicho ecológico de la especie y con alto grado de detalle sobre sus requisitos, ha producido restricciones en las áreas modeladas por la priorización de áreas en ResNet, respecto de los modelos de consenso GARP (HDP). Sin embargo, en todos los casos se reiteraron áreas priorizadas ResNet con núcleos espacialmente coincidentes. Esto tiende a indicar que la superposición de áreas priorizadas ResNet obtenidas a partir de modelos generados con base en distintas condiciones ambientales, podría estar resaltando la importancia de ciertas características fundamentales de nicho presentes en todos los casos. De esta forma, podrían considerarse como focos iniciales de restauración o conservación. Por su parte, áreas aledañas a los núcleos de coincidencia también representan la existencia de ciertas condiciones de hábitat o nicho aptas para la especie, aunque pudieran no ser críticas. En este sentido, tales áreas podrían utilizarse como zonas de amortiguación entre núcleos y áreas nunca seleccionadas.

Finalmente, aunque para la generación de las hipótesis de distribución potencial GARP y las áreas priorizadas ResNet se utilizaron distintas reglas básicas de decisión (rareza y complementariedad en GARP; riqueza y adyacencia en ResNet), se observan núcleos coincidentes. Lo robusto de estos resultados, se evidencia al considerar que en los Proyectos 2 y 3 (restauración y conservación respectivamente) se evitó *ex profeso* la inclusión de las HDP.

1) **Influencia de los IE de hábitat/nicho ecológico, versus los modelos que consideran simultáneamente estas variables y las hipótesis de distribución potencial (GARP).** ¿Por qué incorporar las HDP al modelado de áreas de restauración? Los modelos GARP se utilizaron como atributos indicadores de la presencia potencial de la nutria (*true surrogate*, indicador de la biodiversidad del ecosistema; Sarkar 2004). Los resultados de las HDP se incorporaron con el fin de plantear un conjunto de soluciones alternativas, a ser utilizadas en la comparación y selección de diferentes escenarios espaciales. Y según Pressey et al. (1997), "...aunque este tipo de modelos

adolesce de la falta de capacidad para explicar los factores causales de las configuraciones alternativas el problema es minimizable manejando los modelos de forma integrada con sistemas más flexibles como los SIG...". Según los resultados de este trabajo y el conocimiento sobre el nicho ecológico (modelo empírico) de la nutria de río, fue posible identificar y estimar las condiciones mínimas requeridas y áreas inviables o no disponibles para los objetivos buscados, admitiendo la selección de las áreas en función de una jerarquía de prioridades y como una robusta herramienta para la toma de decisiones.

Al agregar las HDP, las áreas priorizadas (ResNet) se restringieron según las pseudo-probabilidades de presencia (debe recordarse que las HDP fueron modeladas con variables ambientales generales, y asociadas a las características de los cursos de agua, también relacionadas con los requisitos de hábitat de la nutria de río, aunque en menor grado que los IE del modelo empírico). Por su parte, el análisis de áreas priorizadas ResNet de restauración basado exclusivamente en IE de nicho, puede seleccionar áreas que no se indican como de presencia potencial alta por las HDP (Figs. 5.b, d). Es decir, tienen los requisitos ecológicos aunque no fueron predichas entre las mayores probabilidades de presencia en las HDP. Sin embargo, esta situación se relacionó principalmente con las HDP clásicas, evidenciando que estos modelos son los menos confiables. Que las áreas modeladas con HDP clásicas sean mayores, sugiere que existe cierto grado de sobre-predicción originado durante el modelado GARP con variables ambientales generales (HDP clásicas, Figs. 5.b, d).

Esta situación genera dos interrogantes a resolver. Uno de índole ecológica, y otro, de aplicación directamente relacionado al primero, pues se generarán consecuencias en el manejo del suelo. Un error de sobre-predicción resultaría en una sobre-estimación del esfuerzo necesario para restaurar la zona, en tanto que la sub-predicción del área a manejar afectará la ecología de la especie. Ambos repercutirán en el éxito de un programa de restauración ecológica o conservación biológica, con lo cual, deben investigarse las causas de tales diferencias. En primer lugar, los casos donde las áreas priorizadas con los modelos empíricos representaron áreas más extensas que las situaciones que incluyen las HDP (Fig. 5.c), es posible que se requieran IE más detallados para representar el área ajustada a los requerimientos de la nutria de río. El reto es por lo tanto, encontrar cuál (o cuáles) de las características de IE de nicho está restringiendo el área.

También se observó la situación inversa, con áreas priorizadas ResNet definidas por los modelos empíricos, no seleccionadas y menos extensas durante el modelado con HDP (Fig. 5.b).

En este caso, agregar las HDP obtenidas con variables ambientales generales aumenta las áreas priorizadas. Esto puede deberse a dos causas: 1) que exista un artificio espacial provocado por altos errores de comisión y omisión (sobre y sub-predicciones respectivamente) del mapa de consenso de la HDP clásica, en las áreas que no coinciden; 2) que la representación espacial y cantidad de datos de las coberturas usadas en el modelo empírico esté sub-representada. En este aspecto, es importante destacar que los IE de nicho en sí mismos (Proy. 2 y 3, sin HDP), están modelando respectivamente áreas parcialmente coincidentes con las generadas con la inclusión de las HDP. Los resultados, tienden a mostrar que la utilización de modelos espaciales directamente relacionados con los IE que afecten la ecología de la especie, proveería la herramienta para detectar zonas más o menos afectadas y los IE determinantes de tal situación, pudiendo así refinar las soluciones para la toma de decisiones. Además, encontrando los IE determinantes a partir de modelos empíricos representados con coberturas temáticas detalladas (mayor número de puntos muestreados en campo y coberturas temáticas), se esperaría lograr una mayor coincidencia entre éstos y las HDP, puesto que éstas últimas podrían modelarse *a priori* con coberturas temáticas más ajustadas a los requisitos de las especies. En este sentido, ambos algoritmos podrían retroalimentarse positivamente. Los resultados obtenidos han reforzado la idea de que la diferencia entre ambas (*a priori* / *a posteriori*) adquiere sentido en la aplicación o diseño de planes de conservación y restauración y en planes de manejo adaptativo.

La alta coincidencia entre las áreas priorizadas para las distintas situaciones ambientales y ecológicas, e incluso con los modelos empíricos de restauración, podrían estar indicando una nueva jerarquía con prioridad sobre la clasificación por pseudo-probabilidades pues esas áreas contienen las características a restaurar. Sin embargo, esta fracción coincidente deberá estudiarse en campo para evaluar los motivos de tal superposición y descartar artificios generados por los algoritmos (Fig. 5.e).

2) **Influencia de las diferentes hipótesis de distribución potencial GARP (ajustadas vs., clásicas).** La mayoría de las áreas priorizadas ResNet para restauración definidas por los modelos empíricos (Proy.2) en el análisis conjunto, coincidieron espacialmente con las HDP ajustadas (1.A.i y 1.A.ii, Fig. 5.e). Por lo tanto, la combinación de información aporta áreas predichas con distintas pseudo-probabilidades que actualmente tienen las características ambientales que se pretende restaurar. Esto facilita la creación de una jerarquía de áreas prioritarias a restaurar basada en factores ecológicos, de forma de comenzar con la superposición de ambas como primera prioridad. A su vez, se observó que la mayoría de las

diferencias espaciales fueron causadas por las HDP "clásicas" (Fig. 5.f). Esto sugiere la necesidad de analizar los errores de omisión y comisión de tales modelos. Sin embargo, las diferencias entre áreas priorizadas con HDP ajustadas versus clásicas (1.A.i, 1.A.ii y 4.A vs., 1.Bi, 1.Bii y 4.B), pueden dar evidencia de posibles áreas de paso, nexo, dispersión o sub-óptimas que permitan la restauración de la especie, su recolonización e identificación de corredores.

3) **Diferencias de disposición espacial y complementariedad, entre áreas de distintas jerarquías de pseudo-probabilidad de presencia potencial de la especie (1-2 vs. 3-4-5), para restauración ecológica.** Los resultados de este trabajo mostraron que es posible la identificación de áreas nexo o sub-óptimas a incorporar en redes de conservación y restauración, definiendo estrategias de manejo adaptativo. En este sentido, las áreas de menor jerarquía tienen menor pseudo-probabilidad de presencia de la especie y, por ende, no serían áreas iniciales a restaurar. Sin embargo, aunque puede considerárselas como áreas sub-óptimas en cuanto a sus condiciones para la permanencia de la nutria de río (menos viables), cobran importancia si se las considera como nexo o conectores entre áreas prioritarias. Considerando que el aislamiento efectivo de las poblaciones causado por la fragmentación del paisaje es uno de los principales problemas en conservación (Ricketts 2001), una estrategia factible ha sido reducir el aislamiento efectivo de estos hábitats alterando las prácticas de manejo de la matriz que rodea a los fragmentos, más que reconectarlos con corredores restaurados a partir de hábitats sumamente degradados. Sin embargo, la restauración de áreas particulares en paisajes fragmentados permitirá aumentar la conectividad de los hábitats naturales y semi-naturales (Sarkar 2004, Tewksbury et al. 2002, Gonzalez del Tánago & García de Jalón 2001). En este sentido, la restauración y conservación de las áreas identificadas en función de los requisitos ecológicos de la nutria de río, se encuentra orientada a facilitar la recolonización natural de la especie puesto que se pretende, respectivamente, restablecer y mantener las condiciones básicas del ecosistema en relación a su nicho. En este trabajo, se ha dado particular importancia a la necesidad de incluir simultáneamente áreas de conservación y de restauración. Este enfoque se ha fundamentado en resultados que demuestran que en muchos paisajes el área total habitable es de mayor importancia que su arreglo espacial (Andrén 1994), y que muchas especies podrían haber desaparecido si el hábitat remanente no seleccionado como áreas de reserva hubiera sido deteriorado; ese hábitat, aparentemente serviría como fuente para migrantes disminuyendo las probabilidades de extinción en las áreas de reserva (Cabeza & Moilanen 2001). Tanto modelos empíricos como estudios de modelado, han mostrado que los sitios no seleccionados para las

representaciones de las redes de áreas de conservación (Conservation Areas Network, CANs), también son importantes para la persistencia de especies, específicamente si el recambio de especies es alto en esas áreas de conservación (Cabeza & Moilanen 2003, Virolainen et al. 1999, Margules et al. 1994). Coincidiendo con el objetivo último de este trabajo, una estrategia regional de manejo incorpora el principio de que asegurar la permanencia a largo plazo de las especies requiere especial atención de los sitios fuera de las CANs (Fuller et al., en prensa).

ResNetPP fue planteado inicialmente para proporcionar la base conceptual para localizar áreas de conservación (Sarkar et al. 2002). Sin embargo, los resultados de este primer trabajo muestran que el algoritmo también puede ser utilizado como una herramienta robusta en la priorización de áreas de restauración ya sea de forma independiente o simultáneamente con áreas de conservación. Comparar áreas a conservar y restaurar, permite analizar parte de la vulnerabilidad y la viabilidad del conjunto, basándose en su disposición espacial. Identificar en que partes del área de distribución ha desaparecido la especie, permite definir puntualmente las áreas sobre las que deben ejercerse los cambios. La discriminación entre categorías de pseudo-probabilidad de presencia permitió distinguir las áreas en una gran proporción, haciendo posible que se priorice el esfuerzo necesario de conservación y restauración sobre las áreas de mayor categoría.

4) Diferencias en la disposición espacial entre áreas de conservación y restauración. La combinación de información espacial sobre el estado de perturbación del ecosistema permitió seleccionar y diferenciar de manera robusta entre áreas con condiciones ecológicas que las definen potencialmente como áreas pasibles de ser restauradas o conservadas. En base a tales factores fundamentales relacionados con la modificación del hábitat de la nutria de río y a su nicho ecológico, se establecieron áreas de restauración y conservación organizadas bajo criterios jerárquicos que permiten integrarlas lógicamente en planes que contemplan el manejo adaptativo de ecosistemas.

En los casos donde se han obtenido superposiciones de áreas para conservación o para restauración, la interpretación deberá basarse para cada caso particular, en los atributos presentes en los grupos de celdas compartidas y en una confirmación en campo. Por un lado, esto podría deberse a que, puesto que en algunos casos los IE y sus categorías para conservación y restauración no son especulares ni excluyentes (por ej. variables estructurales), es posible que el modelado refleje condiciones aptas para ambos objetivos. Por otro, las coincidencias podrían situarse en áreas donde cierta combinación de categorías refleje umbrales similares para ambos

objetivos, particularmente teniendo en cuenta que para conservación se consideraron todas pseudo-probabilidades de presencia de la especie (1-5) sin diferenciar jerarquías como para el caso de restauración (baja: 1-2 vs., alta: 3-4-5).

Finalmente, entre las futuras exploraciones sobre el funcionamiento del algoritmo, sería de gran interés que el algoritmo permitiera obtener soluciones de consenso resultantes de la combinación lógica aditiva de un conjunto de n repeticiones del modelado para una situación particular.

5.5. Conclusiones

Con base en jerarquías de presencia de la nutria de río, requisitos de nicho ecológico y de hábitat y condiciones de perturbación, se identificaron y diferenciaron áreas potenciales susceptibles de ser restauradas o conservadas. La identificación de áreas núcleo con el total de requerimientos de la especie y áreas nexo o sub-óptimas permitió establecer un orden de prioridades para las sucesivas acciones a realizar sobre el ecosistema. Se determinó así un conjunto prioritario de áreas potenciales sobre las cuales focalizar el desarrollo de un plan de manejo, situando a las áreas núcleo como primera prioridad y a extender hacia las áreas nexo, sub-óptimas o de amortiguamiento.

Aunque ResNet permite seleccionar los atributos indicadores de perturbación, no permite identificar cuál de ellos tiene mayor peso en la elección de las áreas, pues los considera equivalentes, ni da información sobre los requisitos biológicos fundamentales necesarios para cumplir objetivos puntuales (Sarkar 2004). Por su parte, GARP tampoco diferencia entre la información aportada por las distintas variables al nicho ecológico, sin embargo permite seleccionar grupos de variables a incluir en el modelado. Así, la consideración simultánea de un conjunto de factores de decisión que admitan refinar las múltiples soluciones aproximadas generadas por estos modelos heurísticos, predictivos y exploratorios, potencia sus capacidades para la distinción de las áreas destinadas a conservación o restauración.

Asimismo, la incorporación de análisis de nicho ecológico y modelos empíricos paralelos, abre la posibilidad de realizar una refinación de los IE a utilizar basada en sólidas razones ecológicas. La selección *a priori* de los IE, da las herramientas para interpretar las áreas resultantes según grados de perturbación, viabilidad en relación a la ubicación espacial y características relativas respecto de otras áreas. Así, la identificación de condiciones umbrales establecidas en el modelo de "hábitat/nicho" o "empírico" permitirá refinar *a priori* los modelos

de nicho de la nutria de río generados en GARP incorporando variables fundamentales del nicho ecológico de la especie y, *a posteriori* moldeando espacialmente las hipótesis de distribución geográfica potencial resultantes. La información así obtenida (del modelo paralelo de hábitat/nicho) puede ser utilizada complementariamente con los modelos GARP, permitiendo un análisis espacial combinado a partir de resultados independientes. De esta manera, las hipótesis de distribución potencial pueden ser refinadas sobre la base de patrones explicativos de la presencia de la especie. Con lo cual, ésta sería también una forma de evaluación de los modelos de nicho ecológico generados en GARP.

Es importante considerar que no solamente la restauración se aborda considerando el estado de perturbación de los ecosistemas; puede hacerse conservación en sistemas perturbados solamente eliminando agentes estresores (por ej., decretando ANPs y dejando libre a la sucesión natural). Es evidente, que existirán situaciones en que los objetivos de conservación y restauración coincidan, y donde la restauración ecológica puede integrarse estrechamente con la conservación biológica acelerando los procesos de recuperación de ecosistemas naturales modificados por el hombre (Dobson et al. 1997). Un marco prudente de conservación, permitiría englobar espacialmente áreas específicas sobre las que realizar acciones de restauración. Es decir, estas últimas podrían ser identificadas como focos iniciales, a extender hacia horizontes espaciales y temporales más amplios. Esto permite establecer estadios intermedios alcanzables con metas claras y concretas, definidas conceptualmente, siguiendo los requerimientos ecológicos y biológicos de las especies y empíricamente según las necesidades y condiciones de las áreas en estudio, pero sin perder de vista la concepción ética de la conservación biológica y la restauración ecológica, que tiendan idealmente a aumentar el área total para conservación de la biodiversidad y para el beneficio humano como meta a proteger.

Por último, dado que este estudio es el primer intento de utilizar ResNetPP con objetivos múltiples de conservación y restauración ecológica, todavía deben explorarse las capacidades y problemas del algoritmo en relación al tipo, número y calidad de los datos, escalas y detalles de las coberturas, y posibles errores y artificios relacionados con el algoritmo en sí, pues no existen estudios sobre cómo pudiera afectar este tipo de datos al funcionamiento del algoritmo.

5.6. Literatura citada

- Aggarwal, A., Garson J., & S. Sarkar. 2002. ResNet Ver.1.2., Manual report. Austin: Biodiversity and Biocultural Conservation Laboratory, University of Texas at Austin.

- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat. *Oikos*, 71:355-366, en: Keymer J.E., Marquet P.A., Velasco-Hernández J.X., & S.A.Levin. 2000. Extinction thresholds and metapopulation persistence in dynamic landscapes. *The American Naturalist*, 156(5):478-494.
- Brown, S., & A. Lugo. 1994. Rehabilitation of tropical lands: a key to sustaining development. *Restoration Ecology*, 2(2):97-111.
- Cabeza, M., & A. Moilanen. 2001. Design of reserve networks and the persistence of biodiversity. Review. *Trends in ecology & evolution*, 16(5):242-248.
- Cabeza, M., & A. Moilanen. 2003. Site-selection algorithms and habitat loss. *Conservation Biology*, 17:1402-1413.
- Cornell, H.V., & J.H Lawton. 1992. Species interactions, local and regional processes, and limits to the richness of ecological communities: a theoretical perspective. *Journal of Animal Ecology*, 61:1-12.
- Currie, D.J. 1991. Energy and large-scale patterns of animal and plant species richness. *Am. Nat.*, 137:27-49.
- Dobson, A.P., Bradshaw A.D., & A.J.M. Baker. 1997. Hopes for the future: restoration ecology and conservation biology. *Science*, 277:515-522.
- Faith, D.P., & P.A. Walker. 1996. How do indicator groups provide information about the relative biodiversity of different sets of areas?: on hot spots complementarity and pattern-based approaches. *Biodiversity Letters*, 3:18-25.
- Ferrier, S., Pressey R.L., & T.W. Barrett. 2000. A new predictor of the irreplaceability of areas for achieving a conservation goal, its application to real-world planning, and a research agenda for further refinement. *Biological Conservation*, 93:303-325.
- Fuller T., Munguía M., Mayfield M., Sánchez-Cordero V., & S. Sarkar. 2005. Using connectivity to integrate conservation and restoration planning: a case study from central Mexico. *Biological Conservation*, en prensa: xxx-xxx.
- Gallo Reynoso, J.P. 1989. Distribución y estado actual de la nutria o perro de agua (*Lutra longicaudis annectens* Major,1897) en la Sierra Madre del Sur, México. Facultad de Ciencias, UNAM. Tesis de grado de maestro en ciencias. Pp.196.
- Garson, J., Aggarwal A., & S. Sarkar. 2002. Bird as surrogates for biodiversity: an analysis of a data set from southern Québec. *Journal of Bioscience*, 27(4):347-360.
- González del Tánago, M., & D. García de Jalón. 2001. Restauración de ríos y riberas. Eds: Fundación Conde del Valle de Salazar - Ediciones Mundi - Prensa. Madrid. Pp.319.
- Hanski, I., Pakkala T., Kuussaari M., & G.C.Lei. 1995. Metapopulation persistence of an endangered butterfly in a fragmented landscape. *Oikos*, 72:21-28.
- Iloldi P. En prep. Análisis de la distribución geográfica de los mamíferos del estado de Oaxaca, México,

Tesis para obtener el grado de Doctor, Instituto de Biología, UNAM.

- Kelley, C., Garson J., & S. Sarkar. 2002. ResNet Graphics User Interface (GUT) Manual Ver.2.1. The Biodiversity and Biocultural Conservation Laboratory, Section of Integrative Biology, University of Texas in Austin, USA. Pp.19.
- Keymer, J.E., Marquet P.A., Velasco-Hernández J.X., & S.A. Levin. 2000. Extinction thresholds and metapopulation persistence in dynamic landscapes. *The American Naturalist*, 156(5):478-494.
- LISIG. 2004. Mapas temáticos digitales del estado de Morelos, México. Laboratorio de Investigaciones en Sistemas de Información Geográfica. UAEM. Cuernavaca
- Margules, C.R., Nicholls A.O., & M.B. Usher. 1994. Apparent species turnover, probability of extinction and the selection of nature reserves: a case study of the Ingleborough limestone pavements. *Conservation Biology*, 8:398-409.
- Margules, C.R., & R.L. Pressey. 2000. Systematic conservation planning. *Nature*, 405:243-253.
- Mason, C.F., & S.M. Macdonald. 1987. The use of spraints for surveying otter *Lutra lutra* populations: an evaluation. *Biological Conservation*, 41:167-177.
- Pearson, D.L., & S.S. Carroll. 1999. The influence of spatial scale on cross-taxon congruence patterns and prediction accuracy of species richness. *Journal of Biogeography*, 26:1079-1090.
- Pressey, R.L., Possingham H.P., & J.R. Day. 1997. Effectiveness of alternative heuristic algorithms for identifying indicative minimum requirements for conservation reserves. *Biological Conservation*, 80:207-219.
- Reed, R.A., Peet R.K., Palmer M.W., & P.S. White. 1993. Scale dependence of vegetation-environment correlations: a case study of a North-Carolina piedmont woodland. *Journal of Vegetation Science*, 4(3):329-340.
- Ricklefs, R.E. 1987. Community diversity: relative roles of local and regional processes. *Science*, 235:167-171.
- Ricketts. T.H. 2001. The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *The American Naturalist*, 158:87-99.
- Sanderson. E.W., Redford K.H., Vedder A., Coppolillo P.B., & S.E., Ward. 2002. A conceptual model for conservation planning based on landscape species requirements. *Landscape and Urban Planning*, 58:41-56, en: Coppolillo P., Gomez H., Maisels F., & R. Wallace. 2004. Selection criteria for suites of landscape species as a basis for site-based conservation. *Biological Conservation*, 115:419-430.
- Santos-Moreno, A., Briones-Salas M., González-Pérez G., & T. de J. Ortiz. 2003. Noteworthy records of two rare mammals in Sierra Norte de Oaxaca, México. *The Southwestern Naturalist*, 48(2):312-313.
- Sarakinos, H., Nicholls A.O., Tubert A., Aggarwal A., Margules C.R., & S. Sarkar. 2001. Area prioritization for biodiversity conservation in Québec on the basis of species distributions: a preliminary analysis. *Biodiversity and Conservation*, 10:1419-1472.

- Sarkar, S. 2002. Defining "biodiversity"; assessing "biodiversity". *The Monist*, 85(1):131-155.
- Sarkar, S. 2004. Conservation Biology. *The Stanford Encyclopedia of Philosophy*. E.N. Zalta (Ed.), [URL]: <http://plato.stanford.edu/archives/win2004/entries/conservation-biology/>.
- Sarkar, S., Aggarwal A., Garson J., Margules Ch.R., & J. Zeidler. 2002. Place prioritization for biodiversity content. *Journal of Bioscience*, 27(4)2:339-346.
- Sarkar, S., & J. Garson. 2004. Multiple Criterion Synchronization (MCS) for Conservation Area Network Design: The use of Non-Dominated Alternative Sets. Preliminary draft. sarkar@mail.utexas.edu.
- Sarkar, S., & C. Margules. 2002. Operationalizing biodiversity for conservation planning. *Journal of Bioscience*, 27(4)2:299-308.
- Sierra-Huelsz, J.A., & J.A. Vargas-Contreras. 2002. Registros notables de *Lontra longicaudis annexens* (Carnivora: Mustelidae) en el Río Amacuzac en Morelos y Guerrero. *Revista Mexicana de Mastozoología*, 6:83-89.
- Sarakinos, H., Nicholls A.O., Tubert A., Aggarwal A., Margules C.R., & S. Sarkar. 2001. Area prioritization for biodiversity conservation in Québec on the basis of species distributions: a preliminary analysis. *Biodiversity Conservation*, 10:1419-1472.
- Tewksbury, J.J., Levey D.J., Haddad N.M., Sargent S., Orrock J.L., Weldon A., Danielson B.J., Brinkerhoff J., Damschen E.I., & P. Townsend. 2002. Corridors affect plants, animals, and their interactions in fragmented landscapes. *PNAS*, 99(20):12923-12926.
- Virolainen, K.M., Virola T., Suhonen J., Kuitunen M., Lammie A., & P. Siikamaki. 1999. Selecting networks of nature reserves: methods do affect the long term outcome. *Proceedings of the Royal Society of London Series B. Biological Sciences*, 266:1141-1146.

5.7. Cuadros y Figuras

Cuadro 5.1. IE instrumentales (*) y estructurales (**), y sus categorías indicadoras de condiciones no perturbadas del ecosistema ribereño, utilizados en el modelado de áreas potenciales de conservación, mediante el algoritmo ResNet Place Prioritization (RNPP). (+): Coberturas temáticas digitales del Estado de Morelos (1:50 000), (LISIG 2004); (++) : datos de campo de este trabajo; (+++): coberturas procesadas en el Sistema experto River Tools.

N° de Atributo	Indicador Ecológico	Conservación (categoría o atributo)
1	% de vegetación ribereña 1 ^a y 2 ^a (γ)(++)	> 50
2	Tipo vegetación dominante ribera (γ)(++)	ribereña 1 ^a -ribereña 2 ^a
3	Tipo vegetación y uso suelo entorno (γ)(++)	Sbc-ribereña 1 ^a
4	Permanencia del río (γ)(*)	permanente
5	Presencia de pozas (γ)(*)	Sí
6	Profundidad estimada del río (cm) (γ)(*)	>=50
7	Temp. mín. absoluta (T°C) (γ)(*)	>=10
8	Ancho del río (m) (γ)(*)	>7
9	Orden de Strahler (γ)(+++)	3-4-5-6-7
10	Características riberas izquierda y derecha (γ)(++)	bloques rocas - raíces - barranca barro - playas
11	Pendiente riberas izquierda y derecha (γ)(++)	Alta-alta/alta-media/ media-media
12	ANP (γ)(*)	Sí
13	Tipo de vegetación y uso del suelo 2000 (γ)(*)	bosques - sbc
14	Lagos (γ)(*)	Agua
15	Pseudo-probabilidad presencia potencial <i>L.l.annectens</i> *: HART (γ)(++)	3-4-5
16	Pseudo-probabilidad presencia potencial <i>L.l.annectens</i> *: HAsoloamb (γ)(++)	3-4-5

Cuadro 5.2. IE instrumentales (*) y estructurales (**), y sus categorías indicadoras de condiciones de perturbación del ecosistema ribereño, utilizados en el modelado de áreas potenciales de restauración ecológica, mediante el algoritmo ResNet Place Prioritization (RNPP). (+): Coberturas temáticas digitales del Estado de Morelos (1:50 000), (LISIG 2004); (++) : datos de campo de este trabajo; (+++): coberturas procesadas en el Sistema experto River Tools. (+): Coberturas temáticas digitales del Estado de Morelos, escala 1:50 000 (LISIG 2004); (++) : datos de campo de este trabajo; (+++): coberturas procesadas en el Sistema experto River Tools.

N° de Atributo	Indicador Ecológico	Restauración ecológica (categoría o atributo)
1	% de vegetación ribereña 1ª y 2ª (X ⁺⁺)	< 50
2	Tipo vegetación dominante ribera (X ⁺⁺)	cultivos - pastizal inducido - potrero-urbano
3	Tipo vegetación y uso suelo entorno (X ⁺⁺)	cultivos - pastizal inducido - urbano - ribereña 2ª - potrero
4	Permanencia del río (X ⁺)	Permanente
5	Presencia de pozas (X ⁺)	sí (media-profunda)
6	Profundidad estimada del río (cm) (X ⁺)	>=50
7	Temp. mín. absoluta (T°C) (X ⁺)	>=10
8	Ancho del río (m) (X ⁺)	>7
9	Orden de Strahler (RTools) (X ⁺⁺⁺)	1-2-3
10	Características riberas izquierda y derecha (X ⁺⁺)	bloques rocas - raíces - barranca barro - playas - represa - aplanado
11	Pendiente riberas izquierda y derecha (X ⁺⁺)	nula-nula/nula-baja/baja-baja
12	ANP (X ⁺)	No
13	Tipo de vegetación y uso del suelo 2000 (X ⁺)	agrícola - sin vegetación -pastizal inducido - urbano -vegetación secundaria
14	Lagos (X ⁺)	Agua
15	Probabilidad presencia potencial <i>L.l.annectens</i> *: HART (X ⁺⁺)	1-2
16	Probabilidad presencia potencial <i>L.l.annectens</i> *: HART (X ⁺⁺⁺)	3-4-5
17	Probabilidad presencia potencial <i>L.l.annectens</i> *: HASoloambiental (X ⁺⁺)	1-2
18	Probabilidad presencia potencial <i>L.l.annectens</i> *: HASoloambiental (X ⁺⁺)	3-4-5

Diagrama 5.A. Se muestran las combinaciones analizadas con el algoritmo ResNet Place Prioritization, entre los modelos de distribución potencial (GARP; ver Cap.3), y de hábitat/nicho ecológico de *Lontra longicaudis annectens*, para la identificación de áreas de conservación (C) y restauración ecológica (R). En los proyectos 2 (R) y 3 (C), se evaluó únicamente la influencia de los IE del modelo de hábitat/nicho. En los proyectos 1 (R) y 4 (C), se incorporó la influencia de las pseudo-probabilidades de presencia de la nutria de río. Para ambos objetivos (R y C), se incorporó la influencia de: Proy.1.A: todas las coberturas hidrológicas y ambientales generales (HART: Fig. 3.i); Proy.1B: coberturas ambientales

generales (HASoloamb: Fig. 3.j). A su vez, para los análisis jerárquicos de priorización de áreas de R, se subdividieron las pseudo-probabilidades de presencia en dos categorías de probabilidad (menor: 1-2 y mayor: 3-4-5), representados en los proyectos 1Ai, 1Bi y 1Aii, 1Bii, respectivamente. Para C, solamente se analizaron los casos con mayor pseudo-probabilidad de presencia de la especie: Proyectos 4A y 4B. En todos los casos se generaron los modelos de priorización de áreas para el 10% de representación del área total.

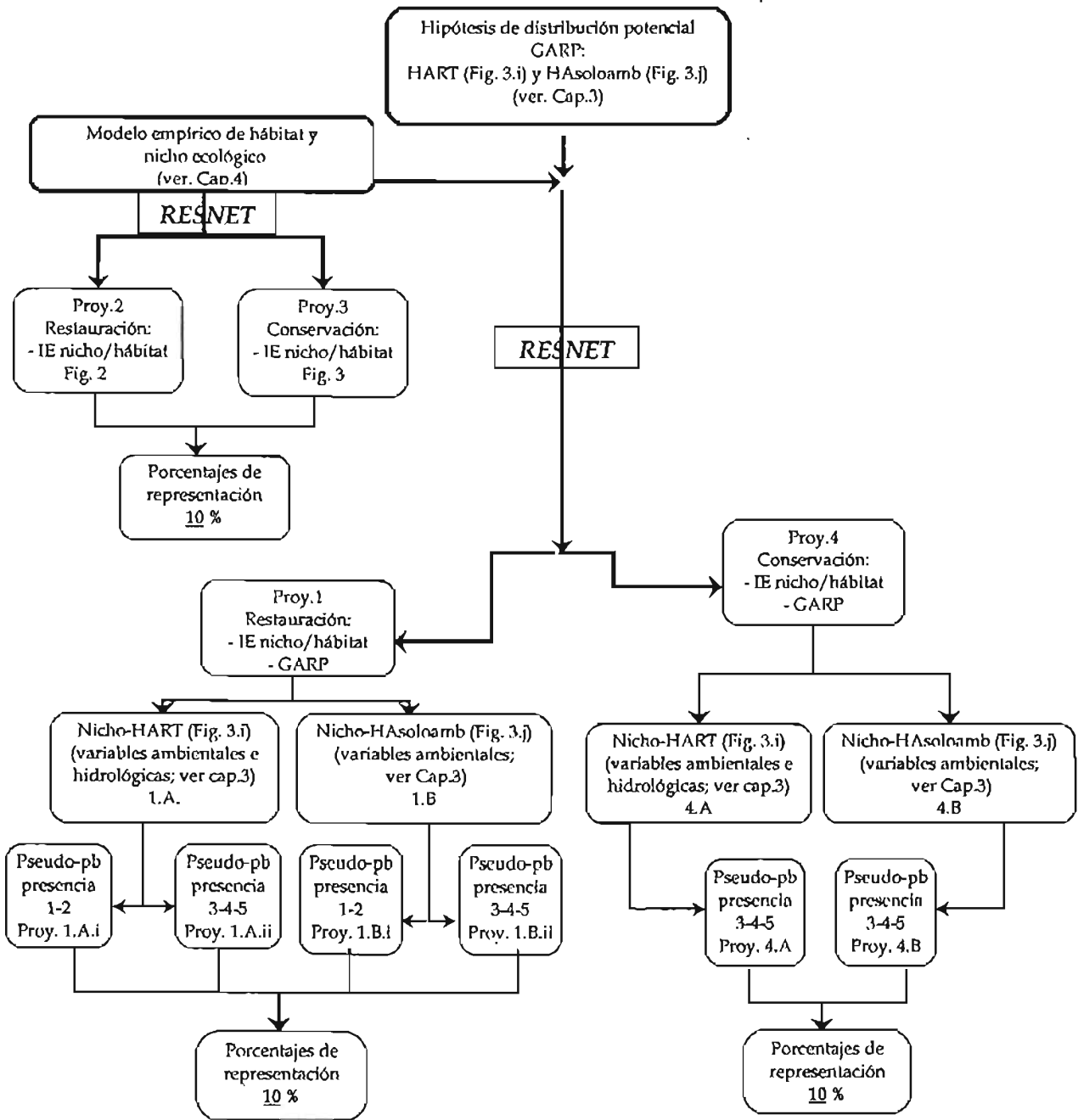


Diagrama 5.B. Comparaciones planteadas para analizar la influencia de las diferentes situaciones ambientales procedentes de los modelos de distribución potencial GARP (HDP), y de los IE del modelo de detalle de hábitat y nicho ecológico (modelo empírico). Se indican los mapas resultantes de las comparaciones realizadas: Figuras: a - h.

1) Variaciones causadas por la influencia de los modelos empíricos, vs. las HDP.

- Proy.2 vs. $\left\{ \begin{array}{l} \text{Proy.1.A.ii} \longrightarrow \text{Fig 5.a} \\ \text{Proy.1.B.ii} \longrightarrow \text{Fig. 5. b} \end{array} \right.$
- Proy.3 vs. $\left\{ \begin{array}{l} \text{Proy.4.A} \longrightarrow \text{Fig. 5.c} \\ \text{Proy.4.B} \longrightarrow \text{Fig. 5.d} \end{array} \right.$

2) Influencia de las diferentes hipótesis de distribución potencial GARP (3.i vs. 3.j).

- Proy.1.A.ii vs. Proy.1.B.ii \longrightarrow Fig. 5.b
- Proy.4.A vs. Proy.4.B \longrightarrow Fig. 5.d

3) Diferencias de disposición espacial y complementariedad entre áreas de distintas jerarquías para restauración ecológica (1-2 vs. 3-4-5 establecidas según la pseudo-probabilidad de presencia potencial de la especie).

- Proy.1.A.i vs. Proy.1.A.ii \longrightarrow Fig. 5.e
- Proy.1.B.i vs. Proy.1.B.ii \longrightarrow Fig. 5.f

4) Diferencias en la disposición espacial entre áreas de conservación y restauración.

- Proy.1.A.ii vs. Proy.4.A \longrightarrow Fig. 5.g
- Proy.1.B.ii vs. Proy.4.B \longrightarrow Fig. 5.h

Figuras 5. Comparaciones entre las áreas priorizadas de restauración y/o conservación, generadas bajo diferentes situaciones ambientales y representadas en las hipótesis de distribución potencial GARP y el modelo empírico de nicho. Figs.5. a-d: Variaciones causadas por la influencia de los modelos empíricos vs. las HDP (hipótesis de distribución potencial); Figs. 5. b, d: Influencia de las diferentes HDP (3.i vs. 3.j). 0-5: Categorías de pseudo-probabilidad de presencia (consenso). Los proyectos 2 y 3 fueron generados evitando la utilización de los modelos GARP.

Fig. 5.a. Áreas priorizadas de Restauración. Comparación Proy.2 vs. Proy.1.A.ii

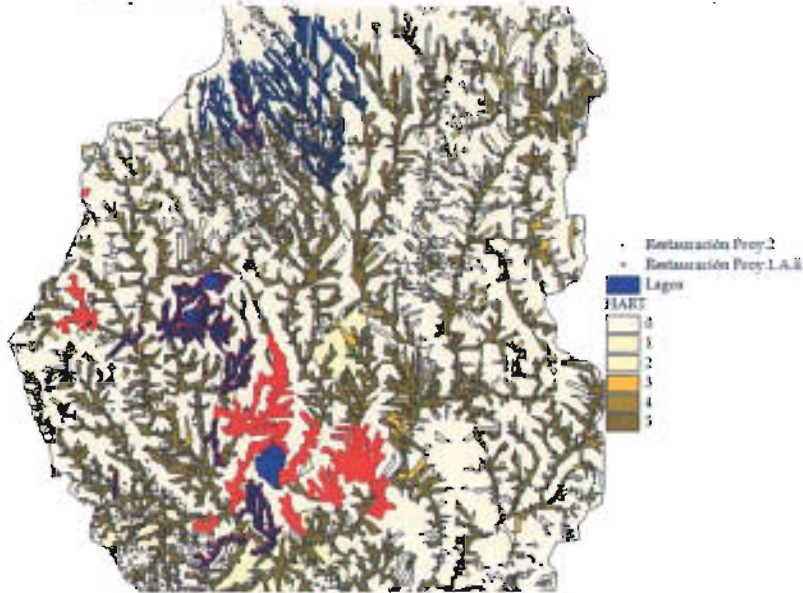


Fig. 5.b. Áreas priorizadas de Restauración. Comparación Proy.2, Proy.1.A.ii vs. Proy.1.B.ii

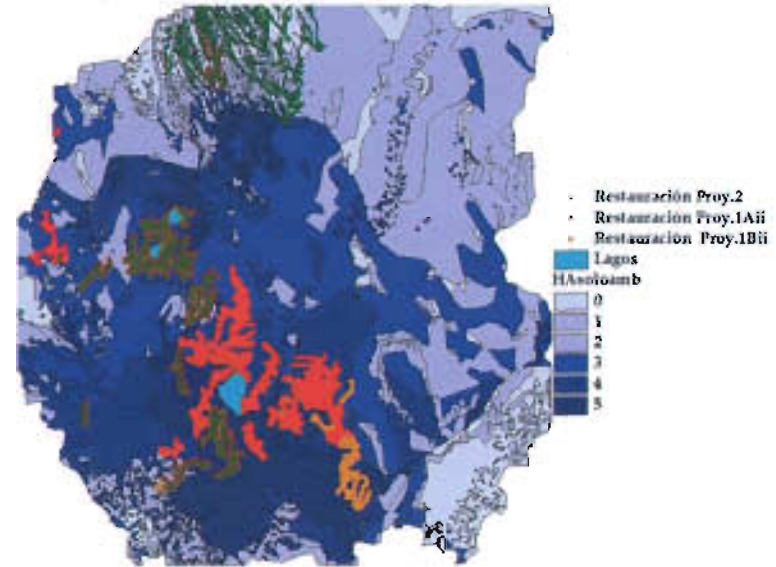


Fig. 5.c. Áreas priorizadas de Conservación. Comparación Proy.3 vs. Proy.4.A

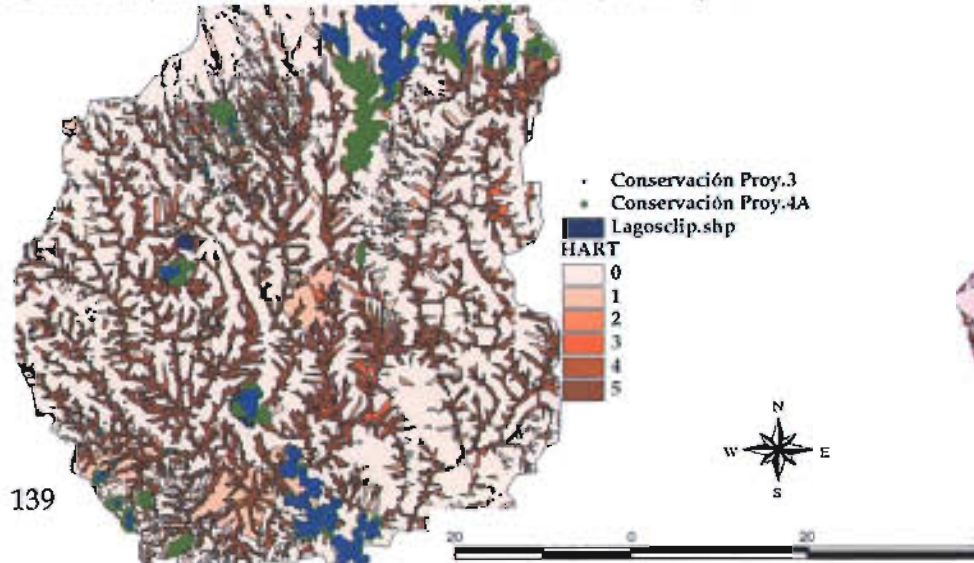
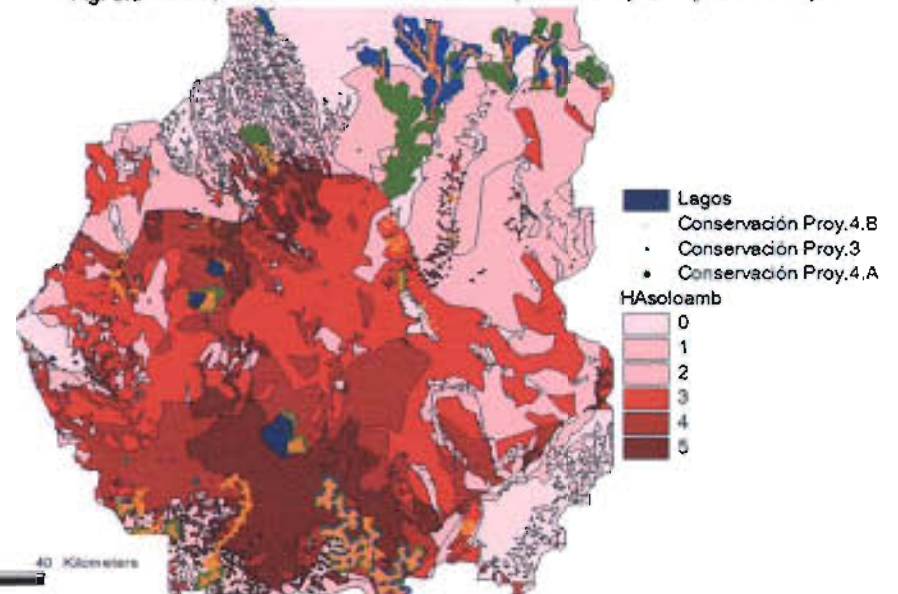


Fig. 5.d. Áreas priorizadas de Conservación. Comparación Proy.3, Proy.4.b vs. Proy.4.a



Figuras 5. Comparaciones entre las áreas priorizadas de restauración y/o conservación, generadas bajo diferentes situaciones ambientales y representadas en las hipótesis de distribución potencial GARP y los modelos empíricos de nicho. Figs. 5. e, f: Diferencias de disposición espacial y complementariedad entre áreas de distintas jerarquías para restauración ecológica (1-2 vs. 3-4-5, establecidas según la pseudo-probabilidad de presencia potencial de la especie); Figs. 5. g, h: Diferencias en la disposición espacial entre áreas de conservación y restauración.

Fig. 5.e. Áreas priorizadas de Restauración. Comparación Proy.1.A.i vs. Proy.1.A.ii

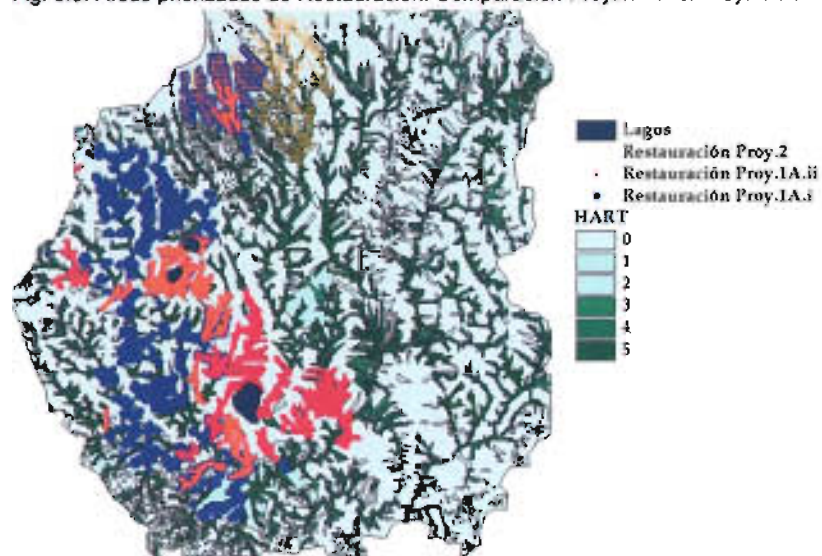


Fig. 5.f. Áreas priorizadas de Restauración. Comparación Proy.2, Proy.1.B.i vs. Proy.1.B.ii

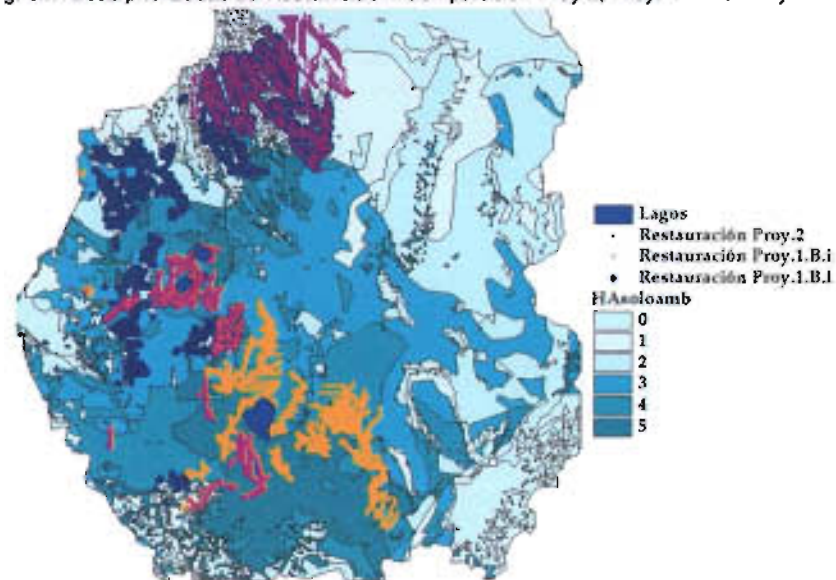


Fig. 5.g. Áreas priorizadas de Conservación y Restauración. Comparación Proy.4.A vs. Proy.1.A.ii

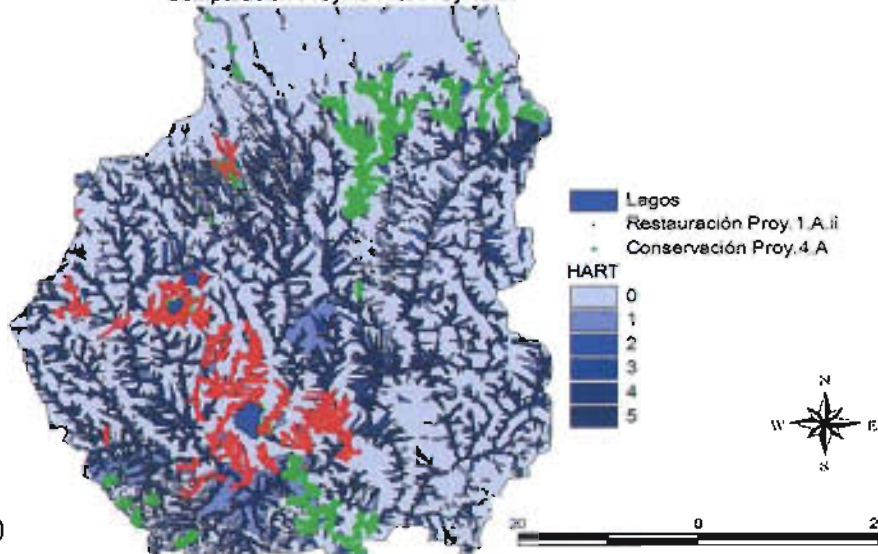
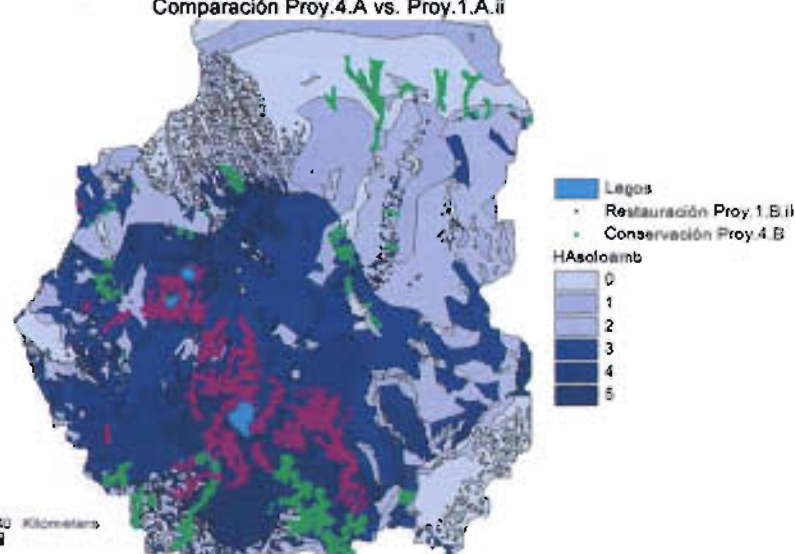


Fig. 5.h. Áreas priorizadas de Conservación y Restauración. Comparación Proy.4.A vs. Proy.1.A.ii



6. Discusión general

¿Por qué utilizar un enfoque que involucra el uso de herramientas generalmente aplicadas en la conservación de la biodiversidad a grandes escalas ecológicas, para restaurar una sola especie a escala local o de paisaje? Los métodos usados en esta tesis, GARP y ResNet Place Prioritization, son herramientas robustas en la exploración de los patrones espaciales de especies y, a la vez, son algoritmos flexibles, por lo cual pueden ser refinados integrando información general sobre el nicho ecológico de las especies, y del estado de conservación del ecosistema considerado, en relación al paisaje o matriz en el que se inserta, favoreciendo la combinación de la información a distintas escalas espaciales.

La integración secuencial de estos métodos heurísticos espaciales y un modelo empírico del nicho ecológico de la nutria de río, permitió detectar el estado de perturbación del ecosistema ribereño y realizar una selección de áreas preliminares óptimas y sub-óptimas susceptibles de ser restauradas o conservadas a escalas local y de paisaje. Establecer este tipo de metodologías es relevante para especies como la nutria de río, con requisitos especializados de hábitat y cuyos ecosistemas se encuentran particularmente perturbados. Además, son de gran utilidad en el análisis de modelos experimentales aplicables a corto y mediano plazos, pues permite el análisis rápido y la interpretación biológica de los resultados.

La presencia de la especie en el área de estudio, permitió establecer una relación directa con las condiciones de conservación/perturbación evidenciadas en el ecosistema ribereño, y expresadas a través de variables ecológicas indicadoras (IE) que fueron seleccionadas como estimadores del indicador real de biodiversidad, en este caso la nutria de río. El uso de IE relacionados con los requerimientos ecológicos de la especie, permitió refinar los modelos de nicho ecológico generados con GARP, obteniéndose hipótesis de distribución geográfica detalladas, a escalas de paisaje y local, estrechamente asociadas con los requisitos de nicho ecológico de la especie. El hecho de que las distribuciones potenciales reflejen la influencia diferencial del tipo de información utilizada, permite realizar inferencias sobre los modelos de nicho ecológico generados. Así, la influencia de las variables ambientales generales de gran escala, se observó a través de la representación espacial de extensas áreas de distribución potencial que indicarían patrones de distribución potencial a escalas regionales y, que podrían interpretarse como el reflejo de modelos de nicho con una *tendencia* hacia la descripción del nicho fundamental. Mientras que las variables e indicadores ecológicos que se expresan a escalas ecológicas menores reflejarían interacciones biológicas y de uso del suelo, relacionadas

con el nicho realizado. De esta manera, las hipótesis de distribución geográfica pueden ser refinadas sobre la base de patrones explicativos de la presencia de la especie, y a su vez podrían evaluarse las áreas de sub-predicción con parámetros ajustados del nicho; por otro lado, podría explorarse una parte de la sobre-predicción causada por un efecto de escala propio del algoritmo y relacionado con el detalle de la información espacial utilizada.

El análisis de los IE en relación con la presencia de la especie, permitió identificar requisitos elementales del nicho ecológico y del hábitat de la nutria de río, que definen condiciones umbrales para la presencia de la especie. Así, fue posible establecer las condiciones de base para realizar comparaciones entre áreas ribereñas que aún conservan características óptimas para mantener poblaciones de la especie, y áreas no aptas con evidencias de perturbación; las primeras podrían contemplarse como áreas potenciales a conservar, mientras que las segundas requieren alguna acción de restauración ecológica relacionada con el grado de deterioro.

En este trabajo, el algoritmo ResNet Place Prioritization, ha probado ser una robusta herramienta dentro del marco conceptual de la restauración ecológica, y para la selección, diferenciación y priorización simultánea de áreas potenciales de conservación y restauración. Dado lo novedoso y robusto de esta metodología, merece ser explorada en profundidad. En particular, la influencia de las hipótesis de distribución geográfica, el modelo empírico de nicho ecológico y, las coberturas temáticas utilizadas, sobre la priorización de las áreas, destaca la necesidad de examinar con detalle las relaciones entre los requisitos de hábitat de las especies y la información espacial utilizada para la definición y refinación de las áreas de interés. Las consideraciones realizadas sobre el nicho ecológico de las especies, favorecieron la selección consistente de grupos de áreas diferenciadas a los fines de la aplicación de planes de conservación y restauración ecológica.

7. Conclusión final

El avance conceptual y empírico de la ecología del paisaje y el manejo de ecosistemas han favorecido la integración de objetivos de conservación de la biodiversidad y del desarrollo, que permiten generar ámbitos de acción integrados estructural y funcionalmente y, dentro de los cuales pueden establecerse planes de manejo adaptativo y ordenamiento del territorio. La combinación de metodologías desarrollada en este estudio avanza en tal sentido encarando la necesidad de plantear la realización simultánea de objetivos múltiples y considerando su

con el nicho realizado. De esta manera, las hipótesis de distribución geográfica pueden ser refinadas sobre la base de patrones explicativos de la presencia de la especie, y a su vez podrían evaluarse las áreas de sub-predicción con parámetros ajustados del nicho; por otro lado, podría explorarse una parte de la sobre-predicción causada por un efecto de escala propio del algoritmo y relacionado con el detalle de la información espacial utilizada.

El análisis de los IE en relación con la presencia de la especie, permitió identificar requisitos elementales del nicho ecológico y del hábitat de la nutria de río, que definen condiciones umbrales para la presencia de la especie. Así, fue posible establecer las condiciones de base para realizar comparaciones entre áreas ribereñas que aún conservan características óptimas para mantener poblaciones de la especie, y áreas no aptas con evidencias de perturbación; las primeras podrían contemplarse como áreas potenciales a conservar, mientras que las segundas requieren alguna acción de restauración ecológica relacionada con el grado de deterioro.

En este trabajo, el algoritmo ResNet Place Prioritization, ha probado ser una robusta herramienta dentro del marco conceptual de la restauración ecológica, y para la selección, diferenciación y priorización simultánea de áreas potenciales de conservación y restauración. Dado lo novedoso y robusto de esta metodología, merece ser explorada en profundidad. En particular, la influencia de las hipótesis de distribución geográfica, el modelo empírico de nicho ecológico y, las coberturas temáticas utilizadas, sobre la priorización de las áreas, destaca la necesidad de examinar con detalle las relaciones entre los requisitos de hábitat de las especies y la información espacial utilizada para la definición y refinación de las áreas de interés. Las consideraciones realizadas sobre el nicho ecológico de las especies, favorecieron la selección consistente de grupos de áreas diferenciadas a los fines de la aplicación de planes de conservación y restauración ecológica.

7. Conclusión final

El avance conceptual y empírico de la ecología del paisaje y el manejo de ecosistemas han favorecido la integración de objetivos de conservación de la biodiversidad y del desarrollo, que permiten generar ámbitos de acción integrados estructural y funcionalmente y, dentro de los cuales pueden establecerse planes de manejo adaptativo y ordenamiento del territorio. La combinación de metodologías desarrollada en este estudio avanza en tal sentido encarando la necesidad de plantear la realización simultánea de objetivos múltiples y considerando su

integración a escalas locales, de paisaje y regionales. De esta forma, se considera que comparaciones conjuntas con objetivos de conservación y restauración facilitan el análisis basado en características de perturbación y requisitos de las especies, que pueden resolver problemas concretos de especies de alto riesgo y que permitirán explorar más de cerca la viabilidad de las áreas priorizadas para conservación y no solamente su contenido biológico.

Bajo distintos escenarios de perturbación y uso del suelo, partir de una situación sesgada donde las áreas de referencia reflejan situaciones actuales de perturbación, puede conducir a errores sobre las condiciones de referencia del ecosistema y sobre los objetivos a alcanzar. Así, resultados modelados bajo condiciones de referencia erróneas, pueden llevar a la toma de decisiones sesgadas implicando potenciales riesgos para las especies y un cálculo equivocado de los costos (tiempo, dinero y esfuerzo invertidos) en áreas sujetas a restauración, manejo o conservación. En este sentido, este trabajo planteó un análisis detallado del hábitat donde la selección de indicadores ecológicos y la identificación de umbrales o condiciones mínimas de hábitat para la presencia de la nutria de río, fue la base para la identificación integrada de áreas de restauración y conservación. Así, una aproximación cautelosa en la definición de los umbrales ambientales que soportaría la especie, permitirá cierto margen de error que podría asegurar la presencia de la especie. Esto permitirá identificar factores causales de la perturbación y utilizarlos como base para establecer acciones de control, físicas y biológicas, por modificación directa sobre el ecosistema, o por eliminación o cambio de factores de presión/perturbación y como primer paso para minimizar el esfuerzo invertido.

PLACE PRIORITIZATION FOR BIODIVERSITY REPRESENTATION USING SPECIES' ECOLOGICAL NICHE MODELING

Víctor Sánchez-Cordero¹, Verónica Cirelli¹, Mariana Munguía¹ and Sahotra Sarkar²

¹ *Departamento de Zoología, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Apartado Postal 70-153, México, D. F. 04510, México*

² *Section of Integrative Biology and Department of Philosophy, University of Texas at Austin, Waggener 316, University of Texas at Austin, Austin, TX 78712 -1180, USA*

Abstract.—Place prioritization for biodiversity representation is essential for conservation planning, particularly in megadiverse countries where high deforestation threatens biodiversity. Given the collecting biases and uneven sampling of biological inventories, there is a need to develop robust models of species' distributions. By modeling species' ecological niches using point occurrence data and digitized environmental feature maps, we can predict potential and extant distributions of species in untransformed landscapes, as well as in those transformed by vegetation change (including deforestation). Such distributional predictions provide a framework for use of species as biodiversity surrogates in place prioritization procedures such as those based on rarity and complementarity. Beyond biodiversity conservation, these predictions can also be used for place prioritization for ecological restoration under current conditions and under future scenarios of habitat change (e.g., deforestation) scenarios. To illustrate these points, we (1) predict distributions under current and future deforestation scenarios for the Mexican endemic mammal *Dipodomys phillipsii*, and show how areas for restoration may be selected; and (2) propose conservation areas by combining nonvolant mammal distributional predictions as biodiversity surrogates with place prioritization procedures, to connect decreed natural protected areas in a region holding exceptional biodiversity: the Transvolcanic Belt in central Mexico.

Key words: biodiversity content, conservation, deforestation, ecological niche, endemic mammals, Mexico, place prioritization, restoration.

Resumen

La selección de áreas prioritarias de conservación es fundamental en la planeación sistemática de la conservación, particularmente en países de mega-diversidad, en donde la alta deforestación es una de las amenazas a la biodiversidad. Debido a los sesgos taxonómicos y geográficos de colecta de los inventarios biológicos, es indispensable generar modelos robustos de distribución de especies. Al modelar el nicho ecológico de especies usando localidades de colecta, mapas digitales de variables ambientales y sistemas de información geográficos, se proyecta las distribuciones potencial y actual en hábitat transformados y no transformados por la deforestación. Estas hipótesis de distribución proveen un marco teórico para predecir presencia y ausencia de especies, como indicadores de la biodiversidad existente en áreas prioritarias seleccionadas con base en los principios de rareza y complementariedad. Para ilustrar esto, se muestran dos ejemplos; (1) se modeló el nicho ecológico de un roedor endémico *Dipodomys phillipsii*, proyectando su distribución en escenarios de deforestación actuales y a futuro. La predicción de la distribución de especies puede ser útil en la selección de áreas prioritarias para la conservación y la restauración, bajo escenarios actuales y futuros de deforestación, permitiendo una planeación sistemática adecuada de la conservación de la biodiversidad, y (2) proponer áreas de conservación, usando predicciones de distribuciones de mamíferos no voladores y procedimientos de selección de áreas prioritarias, como corredores que conecten las áreas naturales prioritarias decretadas en el Eje Neovolcánico, una región de alta biodiversidad.

Palabras clave: áreas prioritarias, contenido de biodiversidad, deforestación, mamíferos endémicos, México, nicho ecológico, restauración.

An emerging goal of conservation biology is to prioritize places for conservation and management on the basis of biodiversity value (Margules and Pressey 2000; Sarkar and Margules 2002). Traditionally, priority areas for conservation have involved natural protected areas (NPAs), which have usually been decreed in regions where no previous rigorous quantitative place prioritization was performed (Pressey et al. 1996a; Sarkar 1999). This is particularly the case for most countries holding exceptionally rich biodiversity, where use of criteria such as scenic value, wilderness quality, or mere availability leads to the practice of *ad hoc* reservation (Alcérreca et al. 1989; Pressey 1994).

Recent efforts involve adding new areas to NPA systems to improve biodiversity conservation, including worldwide (Rodriguez et al. 2004), continental (Andelman and Willig 2004), national and regional approaches (Pressey et al. 1993, 1996b). Selection of priority conservation areas uses large occurrence data sets for particular biological groups of conservation interest. For example, Williams et al. (1996) identified priority areas for bird conservation in the United Kingdom, based on an exhaustive database of species distribution of more than 170,000 records. They proposed areas holding high species richness (richness hotspots), endemism (rarity hotspots), and sets of areas showing maximal species representation for birds in the United Kingdom (Williams et al. 1996). Further steps for selection of priority areas for biodiversity conservation require inclusion of as many floristic and faunistic groups as possible, given that richness and rarity hotspots do not necessarily coincide geographically between such groups (Saetersdal et al. 1993; Williams 1998; Egbert et al. 1999; Peterson et al. 2000). Recent studies proposing networks of conservation areas for improving biodiversity conservation include plants and birds in Norway (Saetersdal et al. 1993), plants (Willis et al. 1996), and birds (Godown and Peterson 2000; Fairbanks et al. 2001) in South Africa and the United States, and terrestrial vertebrates in the United States (Csuti et al. 1997).

More complex approaches include probabilistic methods to identify reserve networks representing greatest expected numbers of species (Polasky et al. 2000; Sarkar et al. 2004), and incorporation of optimization procedures such as flexibility (ability to incorporate crucial information on real conservation problems), efficiency (ability to

maximize species richness at the minimum cost), and accountability (solution transparency), identified as key attributes for prioritizing areas for biodiversity conservation (Nichols and Margules 1993; Pressey et al. 1996a; Williams 1998; Rodrigues et al. 2004; Sarkar et al. 2004). Further noteworthy efforts for multi-taxa selection of priority areas for biodiversity conservation involve both governmental and academic participation. For example, the Mexican National Commission for the Conservation and Use of Biodiversity (CONABIO) has launched one of the most prominent efforts for prioritization and regionalization of areas for conservation in conjunction with decreed NPAs at the national level, where taxonomic experts play a major role in identifying richness and rarity hotspots for a wide range of biological groups for terrestrial and marine environments (Arriaga et al. 2000a,b; Challenger 1998; CONABIO 1998; CONABIO and SEMARNAT 2000).

Recently, Margules and Pressey (2000) proposed a synthetic framework for systematic conservation planning which involves place prioritization as one of its central goals; this framework was extended by Sarkar (2004). It consists of a number of stages starting from compilation of information about biodiversity distribution and explicit conservation goals for a region. To achieve this, four problems for biodiversity planning and management must be solved (Sarkar et al. 2002; Sarkar 2004):

- (i) *Surrogate selection*: surrogates form the explicit focus of conservation (species, vegetation types, ecosystem types, etc.), and the task of finding adequate surrogates is referred to as the “surrogacy problem”. The most common surrogates are distributions of well-known species, and environmental parameters such as average rainfall, average temperature, and soil type, since these are often the only data available (Margules et al. 1995; Nix et al. 2000). However, if total species diversity is the explicit conservation goal, whether or not these surrogates are adequate indicators or good predictors has not been solved theoretically (Sarkar et al. 2002; Sarkar 2004). This is particularly relevant and challenging for regions holding exceptionally high diversity, such as the so-called megadiverse countries;
- (ii) *Place prioritization*: once surrogates have been chosen, selected places are ordered hierarchically according to their biodiversity

content; this is referred to as the “place prioritization problem” and is discussed in more detail below;

- (iii) *Viability of biota at prioritized places*: for each place selected, projected future scenarios for biological entities (populations, species, communities, ecosystems) must be taken into account. This is usually referred as the “viability problem,” and is perhaps the most difficult stage of the planning protocol to execute in practice. Viable areas must be estimated for all surrogates selected *and* the broader biota for which they are surrogates (Sarkar et al. 2002; Sarkar 2004). Such analyses will result in re-ordering of prioritized areas, taking into account degrees of future viability. Selected areas with low viabilities are ranked lower in the place prioritization than those with high viability; place prioritization for restoration requires further analyses. It should be emphasized that such a priority ranking of selected places must reflect their biodiversity value, a primary goal for place prioritization. There are a number of methodologies for estimating viabilities of these biological entities, from conducting stochastic population viability analysis (PVA) for small and restricted populations (Boyce 1992; Burgman et al. 1993), to estimating viability of selected places based on risk of habitat conversion particularly into agrosystems (Pressey et al. 1996a);
- (iv) *Final selection of appropriate places for management plan implementation*: selection of appropriate places for management practices and sustainable use of natural resources should presumably start with those areas with highest biodiversity value. Subsequently, socioeconomic, social, and political factors central to launching adequate management practices must also be incorporated into a conservation plan. This is usually referred as the “feasibility problem.”

It should be noted that the solution of the last two problems requires reliable and frequent feedback, given that management practices can alter significantly the viability of biotas at selected places. Human-induced changes in land use and viability of biota at selected places must be considered in the context of overall conservation and management practices and policies for entire regions.

Deforestation threatens biodiversity conservation and increasing human pressure for land conversion to agrosystems and urban settlements results in fewer extensive areas

potentially devoted to biodiversity conservation. Consequently, urgent action for conservation planning based on systematic place prioritization criteria is urgently needed. In particular, deforestation can impact biodiversity distributions significantly (Sánchez-Cordero et al. 2004), requiring proper adjustment or re-analysis of management plans. Such “adaptive management” involves recurrent evaluation of place prioritizations for conservation content (Meffe and Carroll 1997; Sarkar et al. 2002; Sarkar 2004).

In this contribution, we will focus only on the surrogacy and place prioritization problems. We propose the use of ecological niche modeling, by which presences or absences of species are interpreted into potential distributional areas. These modeled distributions provide a theoretical framework for use of species as surrogates for overall biodiversity content. We describe a place prioritization protocol, emphasizing selection of places containing rare surrogates (the principle of “rarity”) and places that add as many underrepresented surrogates as possible to a set of selected places (the principle of “complementarity”), and discuss fruitful options not only for systematic conservation, but also for restoration planning. This protocol combines ecological niche modeling with place prioritization for biodiversity representation under current and future deforestation scenarios.

MODELING SPECIES' ECOLOGICAL NICHES

Natural history museum collections store massive amounts of information on biodiversity, containing primary information on species' geographic occurrences for documenting biodiversity worldwide. This information can be compiled into databases containing species' records and georeferenced collecting localities gathered from national and international institutions (Soberón 1999). However, given the uneven and biased taxonomical and geographical nature of museum collections, tools for extrapolating from what is *known* to a more general prediction of species' distributions are necessary.

Several efforts have advocated modeling species' ecological niches, based on a Grinnellian geographic niche concept (Grinnell 1917; MacArthur 1972), which are then projected as potential distributional maps (Peterson et al. 1999; Sánchez-Cordero et al. 2001, 2004). One such

approach is based on use of a genetic algorithm, in combination with occurrence data sets and digitized maps of environmental features. In particular, the Genetic Algorithm for Rule-set Prediction (GARP¹, Stockwell and Peters 1999) uses an evolutionary computing approach to compute niche models that can be projected as potential geographic distributions of species (Peterson et al. 1999; Stockwell and Peters 1999). GARP has proven a robust method for modeling species' ecological niches for large numbers of taxa (Peterson 2001; Peterson et al. 1999; Peterson and Kluza 2003; Illofódi-Rangel et al. 2004; Sánchez-Cordero et al. 2004).

While ecological niche modeling predicts potential geographic distributions of species, certain areas may not be occupied currently, given effects of other factors external to the model, such as historical constraints, species interactions, and changes in land use patterns (Anderson et al. 2003; Peterson et al. 1999; Sánchez-Cordero et al. 2001, 2004). One such factor is deforestation, which leads to reduction and fragmentation of natural habitats, limiting species' realized distributions to subsets of their potential distributions. We can quantify reductions of species' distributions by constructing potential niche models based on climate, topography, and reference vegetation maps, and then overlaying these maps on actual land use/land cover maps. Extant distributions of species are taken as areas holding untransformed natural habitats *within* potential distributions, assuming that deforested areas probably constitute inviable ecological conditions (Sánchez-Cordero et al. 2004). Our approach to modeling species' extant distributions based on current land-use patterns provides a testable framework for predicting where species are present, as well as regions in which populations are reduced or extirpated by loss of natural habitats. Predictions of potential and actual distributions of species serve to indicate effects of scenarios of habitat transformation on biodiversity; these distributions can then be used to plan for conservation and restoration.

To illustrate this approach, we show potential scenarios of changes in species' distributions due to deforestation. The heteromyid rodent *Dipodomys phillipsii* is an endemic rodent associated with arid and semi-arid habitats and occurring on the Mexican Plateau, the

Transvolcanic Belt and Oaxaca (Hall 1981). We modeled the ecological niche of *D. phillipsii* using GARP, point occurrence data georeferenced to the nearest 0.01° of longitude and latitude for each locality using 1:250,000 topographic maps (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO 1998²), and 10 environmental data layers (0.04 × 0.04° pixel resolution), including potential vegetation type (Rzedowski 1986); elevation, slope, and aspect (from the U.S. Geological Survey's Hydro-1K data set³); and climatic parameters including mean annual precipitation, mean daily precipitation, maximum daily precipitation, minimum and maximum daily temperature, and mean annual temperature (CONABIO 1998). We then overlaid transformed areas due to human-induced habitat conversion, based on satellite imagery resulting in a land use/land cover map for 1980 and 2000 (Velázquez et al. 2001).

All point occurrence data from collecting localities ($N = 73$) for this species are dated before 1970 (Hall 1981); as such, specimens were collected in natural habitats prior to the 1980 land use habitat transformation within its range (Hall 1981). Transformed areas converted into agrosystems and urban areas are presumed to represent non-viable ecological conditions for this rodent (Sánchez-Cordero et al. 2004). This assumption based on hypotheses of general niche conservatism tested for diverse taxa in Mexico (Peterson et al. 1999; Peterson and Holt 2003) assumes that rapid adaptation to new environments produced by human-induced habitat transformation is unlikely, particularly without recurrent immigration from adjacent natural habitats (Peterson and Holt 2003). These hypotheses are particularly likely to hold for locally-adapted endemic species.

We found extensive transformed areas, particularly in the Transvolcanic Belt (TVB), as well as in the northwestern and southern portions of the distribution of this species (Figure 1). Moreover, habitat conversion from untransformed to transformed uses, when the species' potential and actual distributions are compared (based on the Inventario Nacional Forestal 1980 and 2000, respectively), showed that areas already fragmented are more likely to suffer additional reduction due to human-induced habitat

¹ <http://www.lifemapper.org/desktopgarp>.

² <http://www.conabio.gob.mx>.

³ <http://www.usgs.gov>.

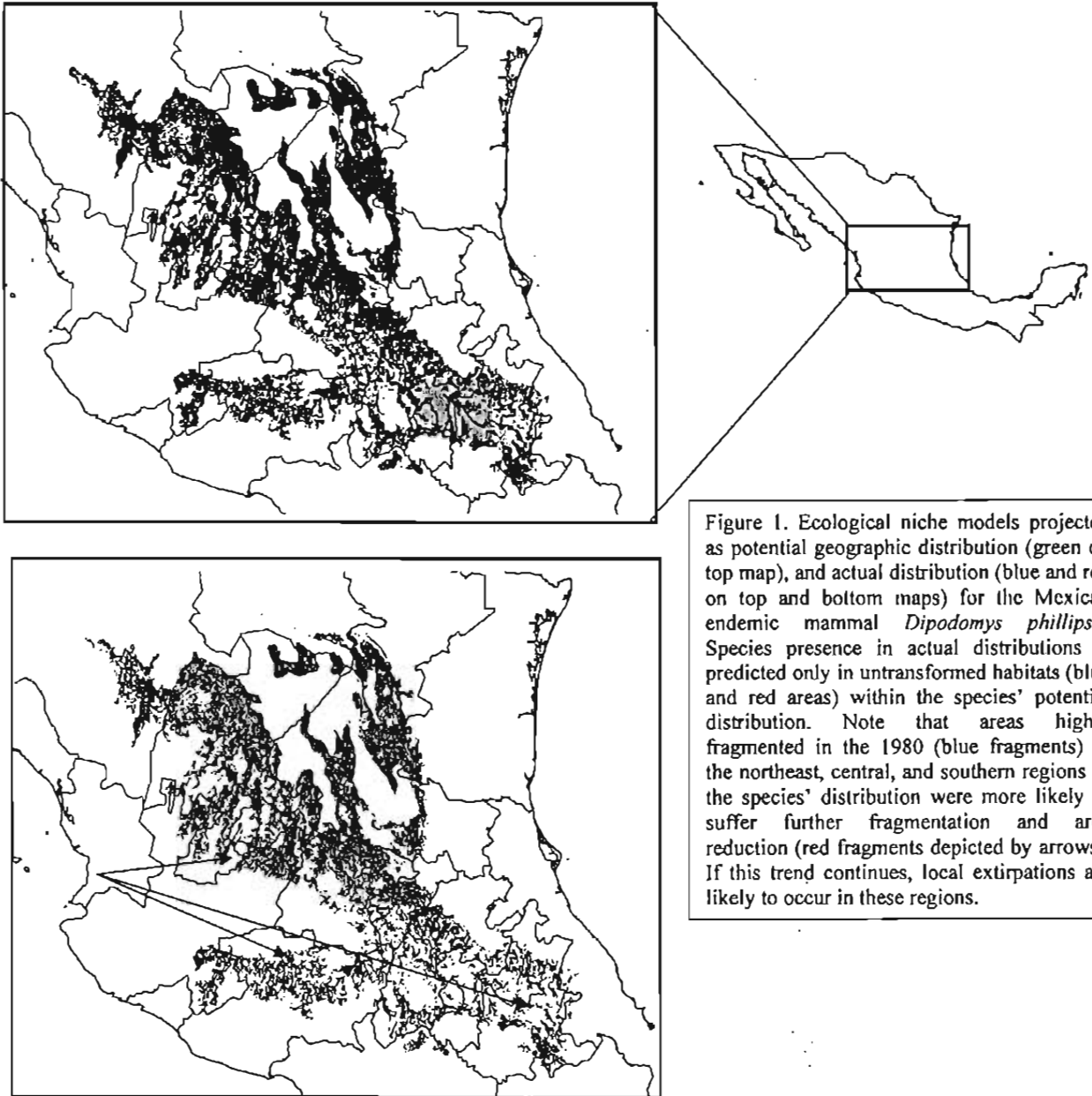


Figure 1. Ecological niche models projected as potential geographic distribution (green on top map), and actual distribution (blue and red on top and bottom maps) for the Mexican endemic mammal *Dipodomys phillipsii*. Species presence in actual distributions is predicted only in untransformed habitats (blue and red areas) within the species' potential distribution. Note that areas highly fragmented in the 1980 (blue fragments) in the northeast, central, and southern regions of the species' distribution were more likely to suffer further fragmentation and area reduction (red fragments depicted by arrows). If this trend continues, local extirpations are likely to occur in these regions.

degradation (Figure 1). If such a trend continues, fragments remaining in the TVB, and in the northwestern and southern parts of the species' range will suffer further severe reductions or will simply disappear. As a consequence, these areas are predicted at being of high risk of population extirpations, and should be selected for restoration. (Obviously, such distributional scenarios should first be validated in the field.)

PLACE PRIORITIZATION PROCEDURES

We will briefly discuss the place prioritization procedures incorporated in the ResNet software package⁴ (Sarkar et al. 2002; Aggarwal et al. 2000). Algorithms in ResNet belong to the family of algorithms introduced by Margules et al. (1988; Nicholls and Margules 1993), but add a novel dynamic memory allocation scheme that results in no constraints on size of the data set. Several recent studies of regional planning for conservation purposes use ResNet (Sarakinis et al. 2001; Sarkar et al. 2004; Tognelli, in press).

The operational procedure starts when a region is divided into a set of places on the basis of geographical coordinates, ecoregions, or biogeographic regions, and the algorithm orders those places by their biodiversity content. The algorithm assumes either that an explicit target has been set for adequate representation of each surrogate (e.g., number of selected places at which a surrogate must be present), or that a maximum allowed area or a maximum allowed cost of a proposed set of priority places has been specified. The goal of all such algorithms is to achieve the target as economically as possible, by selecting as few places as possible for reaching the conservation goal (Margules et al. 1988; Sarkar et al. 2004).

Three rules are incorporated into the algorithms of ResNet: (i) *Rarity*: surrogates are first ordered inversely by their frequency of appearance in the data set. Then, places are ordered according to whether they contain the rarest surrogate, the next rarest surrogate, and so on, iteratively. (ii) *Complementarity*: places are ordered based on numbers of surrogates that have not met their targeted representation. (iii) *Richness*: places are ordered based on number of surrogates present; however, richness is used only in initial step (selecting the first place), since it has been shown previously that reliance on richness results in

inefficient place selection (Williams et al. 1996; Csuti et al. 1997). In ResNet, three criteria may be used to initialize the prioritization procedure: rarity, richness, or from a set of pre-selected places (e.g., existing protected areas). For both initialization and iterative place selection, ties are broken arbitrarily by selecting the first place on the list, so a unique place is chosen. Further refinement of place prioritization can be achieved by introducing adjacency considerations, by which areas neighboring already-selected areas are given preference over others, resulting in larger and more contiguous areas. Iterations continue until the target is met—that is, that all surrogates are adequately represented or the maximum allowed area or cost is exceeded. If no explicit target is set, the procedure continues until all places are selected (Sarkar et al. 2002). The order in which places are selected produces a ranking of places based on their biodiversity content. Biodiversity content is thus implicitly defined by the algorithm, and the intuition behind this approach is that diversity is adequately captured by rarity and complementarity (Sarkar 2002; Sarkar and Margules 2002). As expected, depending on initialization and iteration criteria chosen, a number of different solutions can be achieved (Sarkar et al. 2002).

CURRENT CHALLENGES AND AN EXAMPLE

The two techniques—ecological niche modeling and place prioritization—merge to form a synthetic protocol in the emerging field of biodiversity informatics, with potentially extensive applicability to conservation planning. Ecological niche modeling facilitates inclusion of more taxa than would otherwise be possible, providing a framework for incorporation of large numbers of species, including those with high conservation priority, as biodiversity surrogates (Egbert et al. 1999; Peterson et al. 2000; Rojas-Soto et al. 2004). This is particularly true in megadiverse countries, despite controversies about whether the surrogates commonly employed are true indicators of biodiversity (Margules and Pressey 2000; Sarkar et al. 2002). As a consequence, place prioritization for biodiversity content using criteria of rarity and complementarity can be implemented readily based on robust models of species' geographic distributions. We envision a challenging research program for applying these approaches to prioritization challenges in megadiverse countries worldwide (Rodrigues et al. 2004). Current

⁴ <http://uts.cc.utexas.edu/~philsci/sarkar/main.html>.

proposals from international conservation organizations such as IUCN and World Park Commission⁵ encourage governments worldwide to include at least 10% of their land into reserves for launching conservation programs; these potential natural protected areas can be selected following methodologies described herein and elsewhere (Margules and Pressey 2000; Sarkar et al. 2002). Recent studies using ecological niche modeling of multiple taxa, and place prioritization procedures hold promising for identifying additional areas devoted for conservation (Egbert et al. 1999; Peterson et al. 2000).

Deforestation ranks among the major threats to biodiversity conservation worldwide, making place prioritization for biodiversity content urgent. In many countries, institutional and governmental efforts on bioinformatics are making available massive amounts of information from natural history museum specimens and digital environmental data on the Internet (CONABIO, INBIO⁶, MaNIS⁷). Modeling ecological niches projected as potential and actual distributional hypotheses provide a framework for understanding species' distributions across current untransformed and transformed landscapes (Sánchez-Cordero et al. 2001, 2004), useful for assigning probabilities of presence of surrogates in place prioritization procedures for biodiversity content. Species' actual distributions based on ecological niche models where only untransformed habitats are included can be further used as baseline distribution hypotheses for inclusion in place prioritization procedures (Figure 1) (Munguía 2003; Sánchez-Cordero et al. 2004).

We illustrate this point by combining species' actual distributions (e.g., Figure 1, bottom panel) with place prioritization procedures using terrestrial nonvolant mammals in the TVB as biodiversity surrogates to identify priority areas for connecting decreed natural protected areas (NPAs; Fig. 2; see Munguía 2003; Munguía et al. in prep.). This region holds exceptionally rich biodiversity, but rampant deforestation threatens its conservation. Conversely, the TVB holds many decreed NPAs, including 39 NPAs of 1000 ha or more (Munguía 2003; Sánchez-Cordero et al. 2004; Fuller et al. submitted).

Searching among already-existing areas, we selected 13 priority areas based on endemism, species richness, and complementarity: Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, Parque Nacional Volcán Nevado de Colima, Parque Nacional La Primavera, and Parque Nacional Sierra de Quila, in the western region; Reserva de la Biosfera Corredor Biológico Chichinautzin, Parque Nacional El Tepozteco-Zempoala, Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca, and Parque Nacional El Cimatario, in the central region; and Parque Nacional La Malinche, Reserva de la Biosfera Valle de Tehuacán-Cuicatlán, and Parque Nacional Cofre de Perote, in the eastern region, of the TVB (Figure 2). We then proposed connecting these NPAs by choosing remnant untransformed habitats, based on the 2000 land use/land cover map (CONABIO), lying along straight paths, as follows: for the western region, corridors connected Sierra de Manantlán with Volcán de Colima, Sierra de Quila, and La Primavera; for the central region, corridors connected Izta-Popo with Corredor Biológico Chichinautzin, El Tepozteco-Zempoala, Mariposa Monarca, and El Cimatario; for the eastern region, corridors connected La Malinche with Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Pico de Orizaba, and Cofre de Perote (Fig. 2) (Munguía 2003; Munguía et al. in prep.). A further refinement of this analysis using actual distributions of 99 terrestrial nonvolant mammals as biodiversity surrogates, place prioritization procedures, and graph theory for identifying priority areas in the TVB is presented elsewhere (Fuller et al. submitted).

Future projections of deforestation can also be incorporated into the niche modeling framework to generate predictions of potential distributional areas under forecasts of habitat transformation scenarios. Such distributional models can be used as surrogates in place prioritization procedures to identify priority areas under current and future scenarios of deforestation (Sánchez-Cordero et al. 2001, 2004). Deforestation has major impacts on species' distributions (Sánchez-Cordero et al. 2004), so efforts to combine niche modelling with place prioritization procedures offer an extremely useful tool for planning current and future conservation strategies in megadiverse countries.

Place prioritization for biodiversity content also enables inclusion of selection of areas for habitat restoration based on comparison of potential and actual distributions in transformed and

⁵ <http://www.iucn.org>.

⁶ <http://www.inbio.ac.cr>.

⁷ <http://elib.cs.berkeley.edu/manis/>.

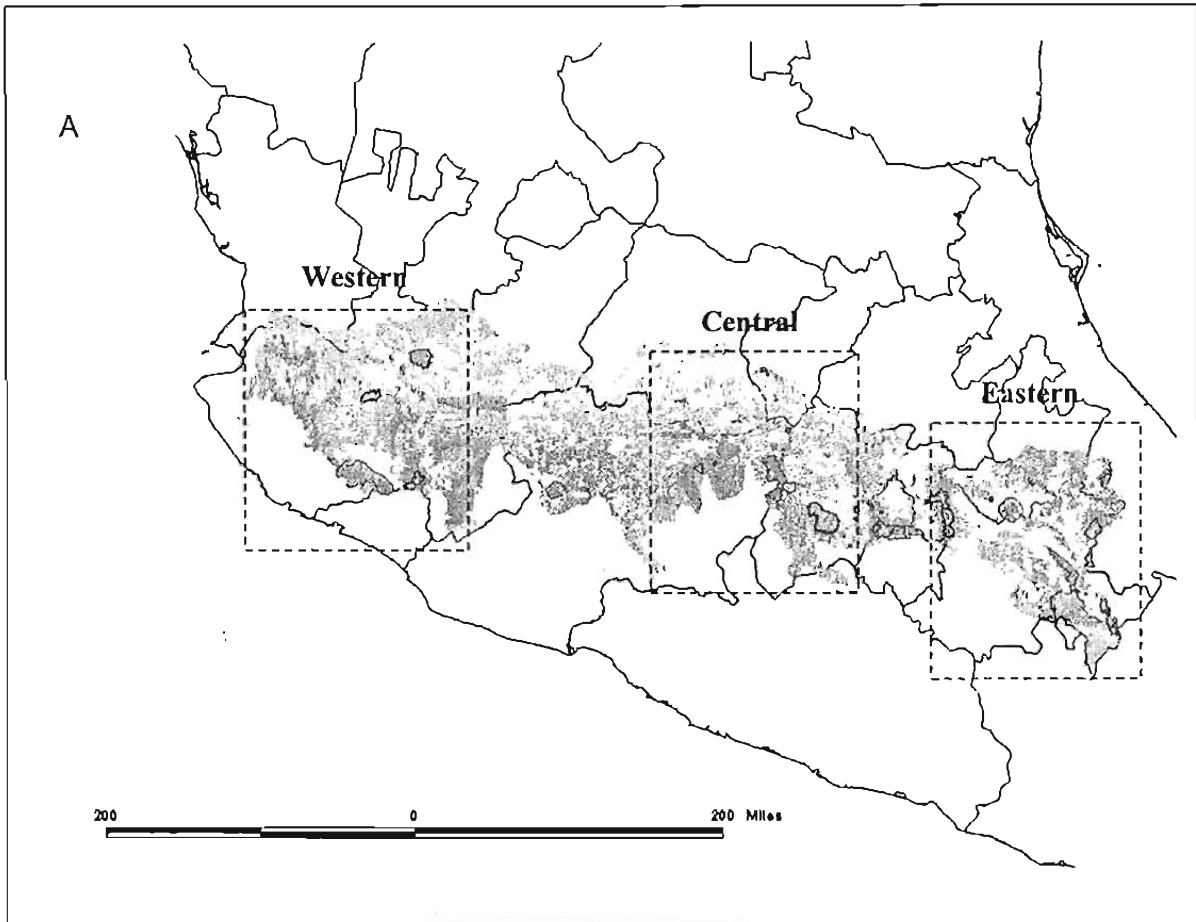
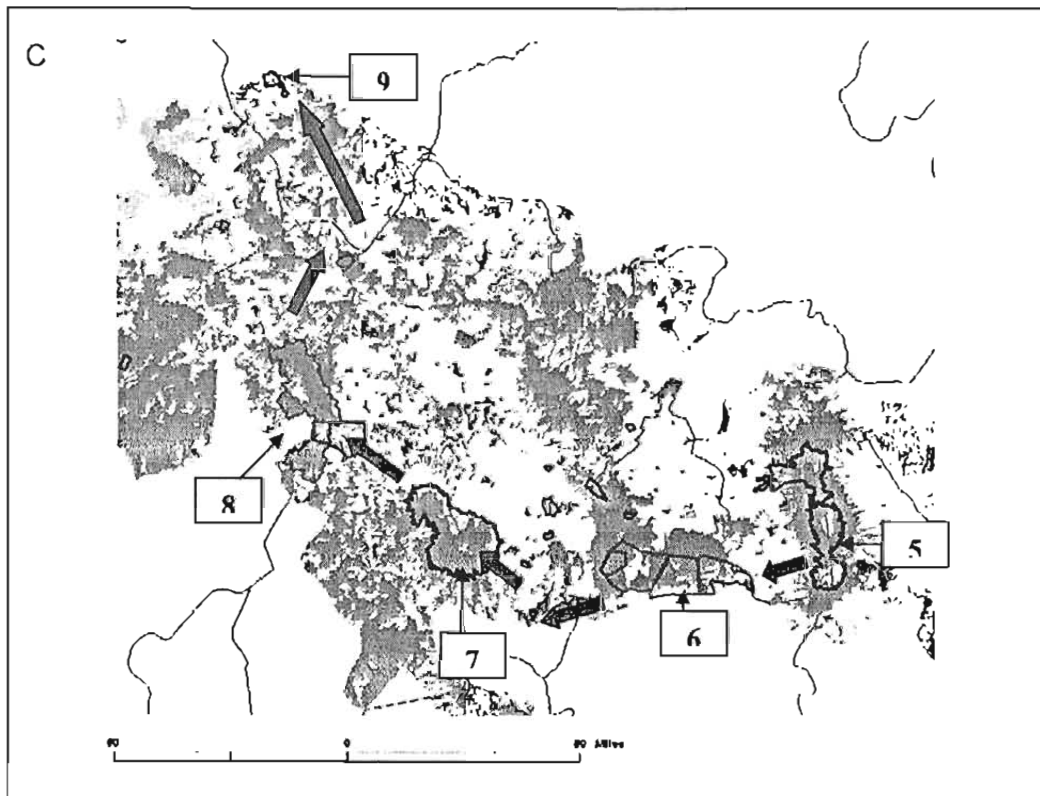
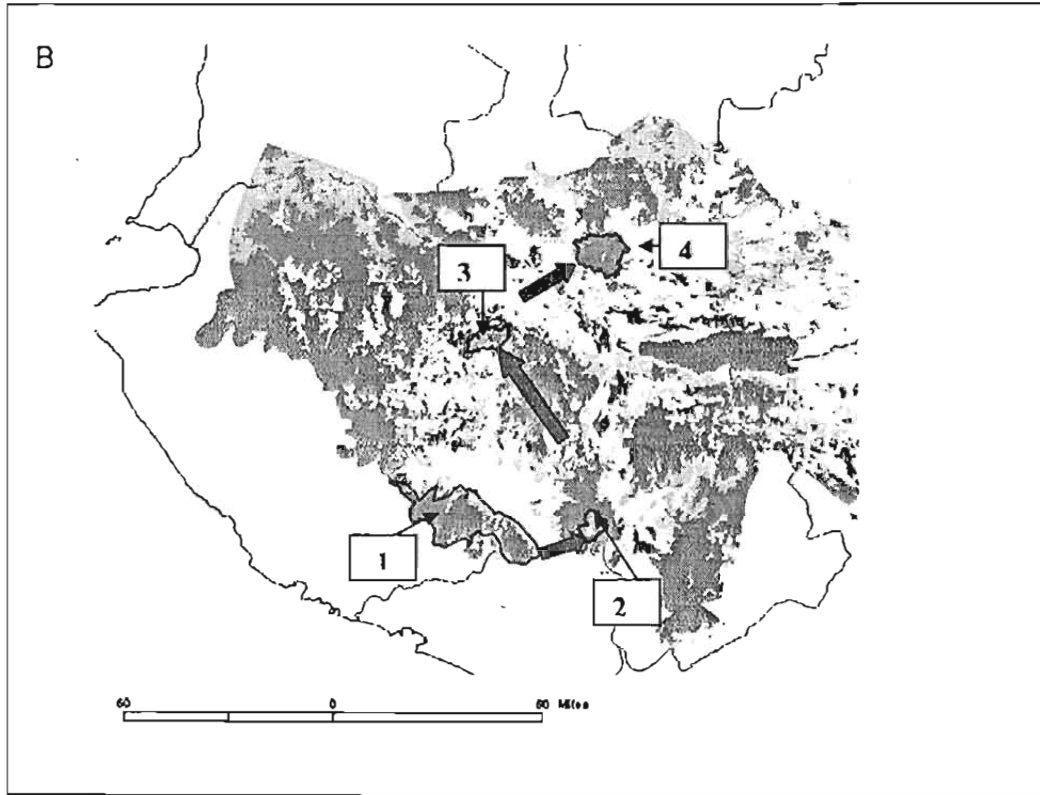
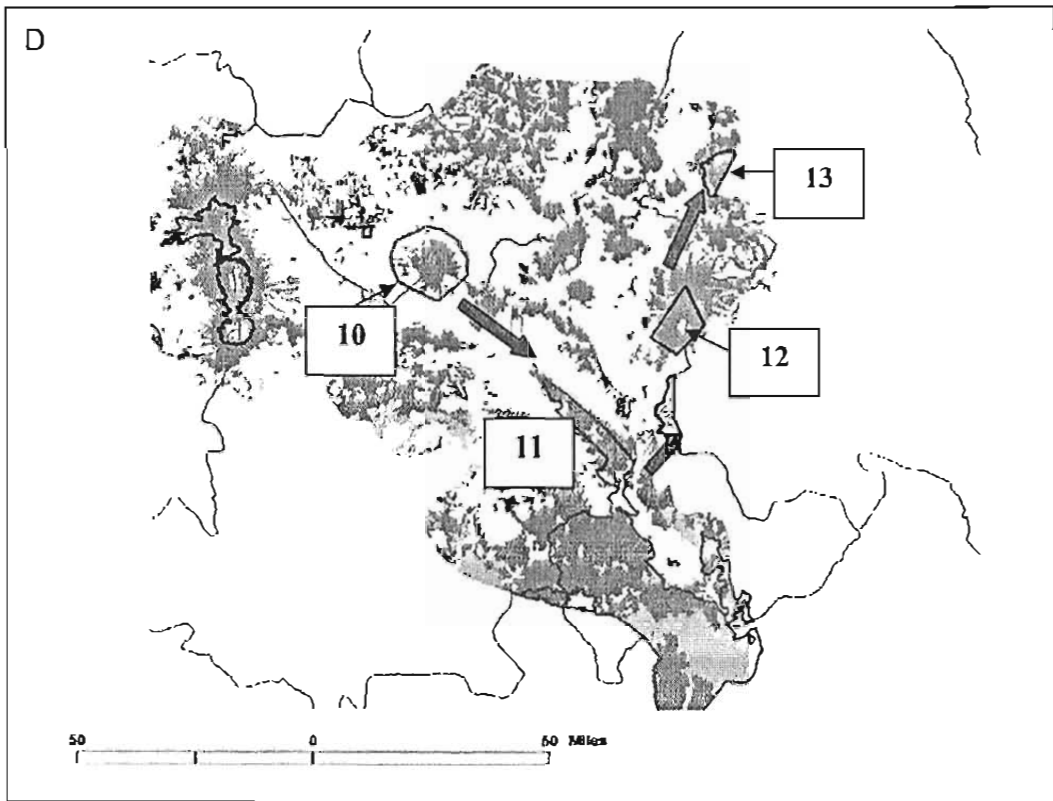


Figure 2. Proposed areas connecting decreed priority natural protected areas (NPAs) in the Transvolcanic Belt of central Mexico, a region of exceptional biodiversity. Priority NPAs were selected based on richness of endemism, species richness, and complementarity (Munguía 2004; Munguía et al, in prep.). (A) Overview of the TVB, depicting remnant untransformed natural habitats based on 2000 land use/land cover map (green area), and selected priority decreed NPAs (delineated polygons). (B) Selected areas identified as corridors (see arrows) of remnant untransformed habitat connecting priority NPAs for the western, central, and eastern regions of the TVB. Priority NPAs shown are: (1) Reserva de la Biósfera Sierra de Manantlán, (2) Parque Nacional Nevado de Colima, (3) Parque Nacional La Primavera (4) Parque Nacional Sierra de Quila, (5) Parque Nacional Izta-Popo, (6) Reserva de la Biosfera Corredore Biológico Chichinautzin, (7) Parque Nacional El Tepozteco-Zempoala, (8) Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca, (9) Parque Nacional El Cimatario, (10) Parque Nacional la Malinche, (11) Reserva de la Biosfera Valle de Tehuacan-Cuicatlán, (12) Parque Nacional Pico de Orizaba, and (13) Parque Nacional Cofre de Perote. (3 pages)





untransformed landscapes (Fuller et al. submitted). Our distributional models computing potential and actual distributions in untransformed and transformed landscapes can provide baseline information for selection of priority areas for restoration. For example, transformed areas within the potential distributions of priority species are potential areas for restoration from transformed habitats to the original untransformed natural habitat. The above approaches of ecological niche modelling, reconstructing actual distributions, and incorporation into place prioritization procedures results in robust analytical tools for improving systematic conservation planning protocols for conservation and restoration sites (Margules and Pressey 2000; Sarkar 2004).

ACKNOWLEDGMENTS

We thank A. T. Peterson for his invitation to participate in this electronic journal. A. T. Peterson, M. F. Figueroa, T. Escalante, and two anonymous reviewers provided useful comments to an earlier version of the manuscript. Environmental digital maps and specimen data were provided by CONABIO. The following museum collections were consulted to build the mammal database: Colección Nacional de Mamíferos, Universidad Nacional Autónoma de México; Colección de Mamíferos, Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa; Centro Interdisciplinario de Investigación y Desarrollo Regional de Oaxaca; University of Kansas Natural History Museum; American Museum of Natural History, New York; National Museum of Natural History, Washington, D.C.; Field Museum, Chicago, Illinois; Museum of Zoology, University of Michigan, Ann Arbor; Michigan State University Museum, East Lansing; Museum of Vertebrate Zoology, University of California, Berkeley; Texas Tech University Museum, Lubbock; Texas Cooperative Wildlife Collections, Texas A&M University, College Station, and collections served by MaNIS⁸, including *****. This work was partially funded by the Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales and the Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (SEMARNAT-CONACyT project 2002-C01-314-A1 to VS-C). V. Cirelli was supported by a Packard Foundation scholarship for the masters program on Biología Ambiental (Restauración Ecológica), and the graduate program at the

National Autonomous University of Mexico (UNAM) to visit the University of Texas at Austin. M. Munguía was supported by the Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (project CONACyT 2001-35472-V to VS-C) for her bachelor's thesis.

REFERENCES

- Alcérreca, C., J. Consejo, O. Flores, D. Gutiérrez, E. Hentschel, M. Herzig, R. Pérez-Gil, J. M. Reyes, and V. Sánchez-Cordero. 1989. Fauna silvestre y áreas naturales protegidas. Universo Veintiuno. México, D. F.
- Andelman, S., and M. Willig. 2003. Present patterns and future prospects for biodiversity in the Western Hemisphere. *Ecology Letters* 6:1-7.
- Anderson, R. P., D. Lew, and A.T. Peterson. 2003. Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecological Modelling* 162:211-232.
- Arriaga, L., J. M. Espinosa-Rodríguez, C. Aguilar-Zúñiga, E. Martínez-Romero, L. Gómez-Mendoza, and E. Loa Loza. 2000a. Regiones prioritarias terrestres de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, D. F.
- Arriaga, L., V. Aguilar Sierra, and J. Alcocer Durand. 2000b. Aguas continentales y diversidad biológica de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Mexico, D.F.
- Aggarwal, A., J. Garson, C. R. Margules, A. O. Nicholls, and S. Sarkar. 2000. ResNet Ver 1.1 Manual. Report. Biodiversity and Biocultural Conservation Laboratory, University of Texas.
- Boyce, M. S. 1992. Population viability analysis. *Annual Review of Ecology and Systematics* 23:481-506.
- Burgman, M., S. Ferson, and H. R. Akçakaya. 1993. Risk assessment in conservation biology. New York: Chapman and Hall.
- Challenger, A. 1998. Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México: Pasado, presente y futuro. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, y Sierra Madre. México D.F.
- Comisión Nacional Para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). 1998. La diversidad biológica de México: Estudio de país. CONABIO, Mexico
- Comisión Nacional Para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) and Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAP). 2000. Estrategia nacional sobre biodiversidad de México. CONABIO, Mexico

⁸ <http://elib.cs.berkeley.edu/manis>.

- Csuti, B., S. Polasky, P. H. Williams, R. L. Pressey, J. D. Camm, M. Kershaw, A. R. Kiester, B. Downs, R. Hamilton, M. Huso, and K. Sahr. 1997. A comparison of reserve selection algorithms using data on terrestrial vertebrates in Oregon. *Biological Conservation* 80:83-97.
- Egbert, S. L., A. T. Peterson, V. Sánchez-Cordero, & K. Price. 1999. Modeling conservation priorities in Veracruz, Mexico. Pp. 141-150. In: *GIS Solutions in Natural Resource Management*. (S. Morain, ed.). OnWord Press, Santa Fe, New Mexico.
- Fuller, T., M. Munguía, M. Mayfield, V. Sánchez-Cordero, and S. Sarkar. Submitted. Using connectivity to integrate conservation and restoration planning: A case study from central Mexico. *Conservation Biology*.
- Grinnell, J. 1917. The niche-relationship of the California thrasher. *Auk* 43:427-433.
- Godown, M., and A. T. Peterson. 2000. Preliminary distributional analysis of UD endangered bird species. *Biodiversity and Conservation* 9:1313-1322.
- Hall, E. R. 1981. *The Mammals of North America*. Vol. I & II. Ronald Press, New York.
- Iloldi-Rangel, P., V. Sánchez-Cordero, and A. T. Peterson. 2004. Predicting distributions of Mexican mammals using ecological niche modeling. *Journal of Mammalogy* 85:658-662.
- MacArthur, R. H. 1972. *Geographical Ecology*. Harper and Row, Princeton, New Jersey.
- Margules, C. R., A. O. Nicholls, and R. L. Pressey. 1988. Selecting networks of reserves to maximize biological diversity. *Biological Conservation* 43:63-76.
- Margules, C. R. and R. L. Pressey. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405:242-253.
- Margules, C. R., T. D. Redhead, D. P. Faith, and M. F. Hutchinson. 1995. *Guidelines for Using the BioRap Methodology and Tools*. CSIRO, Canberra.
- Meffe, G. K., and C. R. Carroll. 1997. *Principles of Conservation Biology*. Second Edition. Ed: Sinauer Associates, Inc., Publishers. Sunderland, Massachusetts.
- Munguía, M. 2004. Representatividad mastofaunística en áreas naturales protegidas y regiones terrestres prioritarias en el Eje Neovolcánico: Un modelo de conservación. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Nicholls, A. O., and C. R. Margules. 1993. An upgraded reserve selection algorithm. *Biological Conservation* 64:165-169.
- Nix, H. A., D. P. Faith, M. F. Hutchinson, C. R. Margules, J. West, A. Allison, J. L. Kesteven, G. Natera, W. Slater, J. L. Stein, and P. Walker. 2000. The BioRap toolbox: A national study of biodiversity assessment and planning for Papua New Guinea. Canberra: Centre for Resource and Environmental Studies, Australian National University.
- Peterson, A. T. 2001. Predicting species geographic distributions based on ecological niche modeling. *Condor* 103:599-605.
- Peterson, A. T., J. Soberón, and V. Sánchez-Cordero. 1999. Conservatism of ecological niches in evolutionary time. *Science* 285:1265-1267.
- Peterson, T., S. L. Egbert, V. Sánchez-Cordero, & K. V. Price. 2000. Geographic analysis of conservation priorities for biodiversity: a case study of endemic birds and mammals in Veracruz, Mexico. *Biological Conservation* 93:85-94.
- Peterson, A. T., and D. Kluza. 2003. New distributional modeling approaches for gap analysis. *Animal Conservation* 6:47-54.
- Peterson, A. T., R. D. Holt. 2003. Niche differentiation in Mexican birds: Using point occurrences to detect ecological innovation. *Ecology Letters* 6:774-782.
- Pressey, R. L. 1994. *Ad hoc* reservations: Forward of backward steps in developing representative reserve systems. *Conservation Biology* 8:662-668.
- Pressey, R. L., C. J. Humphries, C. R. Margules, R. I. Vane-Wright, and P. H. Williams. 1993. Beyond opportunism: Key principles for systematic reserve selection. *Trends in Ecology and Evolution* 8:124-128.
- Pressey, R. L. and A. O. Nicholls. 1989. Efficiency in conservation evaluation: Scoring versus iterative approaches. *Biological Conservation* 50:199-218.
- Pressey, R. L., H. P. Possingham, and C. R. Margules. 1996a. Optimality in reserve selection algorithms: When does it matter and how much? *Biological Conservation* 76:259-267.
- Pressey, R. L., S. Ferrier, T. C. Hager, C. A. Woods, S. L. Tully, and K. M. Weinman. 1996b. How well protected are the forests of North-Eastern New South Wales? Analyses of forest environments in relation to tenure, formal protection measures and vulnerability to clearing. *Forest Ecology and Management* 85:311-333.
- Rodrigues, A., S. L., S. J. Andeman, M. I. Bakarr, L. Boitani, T. M. Brooks, R. M. Cowling, L. D. C. Fishpool, G. A. B. da Fonseca, K. J. Gaston, M. I. Hoffmann, J. S. Long, P. A. Marquet, J. D. Pilgrim, R. L. Pressey, J. Schipper, W. Sechrest, S. N. Stuart, L. G. Underhill, R. W. Waller, Watts, E. J. Matthew. 2004. Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature* 428:640-643.
- Rojas-Soto, O. R., O. Alcántara-Ayala y A. G. Navarro. 2003. Regionalization of the avifauna of the Baja California Peninsula, Mexico: a parsimony analysis of endemism and distributional modeling approach. *Journal of Biogeography* 30:449-461.

- Sánchez-Cordero, V., A. T. Peterson, and P. Pliego-Escalante. 2001. Modelado de la distribución de especies y conservación de la diversidad biológica. Pp. 359-379. in *Enfoques Contemporáneos en el Estudio de la Diversidad Biológica*. Instituto de Biología, UNAM y Academia Mexicana de Ciencias, A.C., Mexico, D.F.
- Sánchez-Cordero, V., M. Munguía, and A. T. Peterson. 2004. GIS-based predictive biogeography in the context of conservation. Chapter 16. in *Frontiers in Biogeography*. M. Lomolino and L. Heaney, eds. Sinauer Press, Sunderland, Mass.
- Sarakinos, H., A. O. Nicholls, A. Tubert, A. Aggarwal, C. R. Margules, and S. Sarkar. 2001. Area prioritization for biodiversity conservation in Québec on the basis of species distributions: A preliminary analysis. *Biodiversity and Conservation* 10:1419-1472.
- Sarkar, S. 1999. Wilderness preservation and biodiversity conservation-keeping divergent goals distinct. *BioScience* 49:405-412.
- Sarkar, S. 2002. Defining "Biodiversity": Assessing Biodiversity. *Monist* 85:131-155.
- Sarkar, S. 2004. Conservation Biology. The Stanford Encyclopedia of Philosophy (Summer 2004 Edition), E.N. Zalta (ed.) <http://plato.stanford.edu/archives/sum2004/entries/conservation-biology/>.
- Sarkar, S., A. Aggarwal, J. Garson, C. R. Margules, and J. Zeidler. 2002. Place prioritization for biodiversity content. *Journal of Biosciences* 27(S2):339-346.
- Sarkar, S., and C. R. Margules. 2002. Operationalizing biodiversity for conservation planning. *Journal of Biosciences* 27(S2):299-308.
- Sarkar, S., C. Pappas, J. Garson, A. Aggarwal, and S. Cameron. 2004. Place prioritization for biodiversity conservation using probabilistic surrogate distribution data. *Diversity and Distributions* 10:125-133.
- Society for Ecological Restoration (SER). 2002. The SER Primer on ecological restoration. Science and Policy Group. April 2002:1-9.
- Soberón, J. 1999. Linking biodiversity information sources. *Trends in Ecology and Evolution* 14:291.
- Stockwell, D. R. B., D. Peters. 1999. The GARP modeling system: problems and solutions to automated spatial prediction. *International Journal of Geographical Information Science* 13:143-158.
- Tognelli, M. 2004. Assessing the utility of surrogate groups for the conservation of South American terrestrial mammals. *Biological Conservation*. In press.
- Velázquez, A., J. F. Mas, J. R. Díaz-Gallegos, R. Mayorga-Saucedo, P. C. Alcantara, R. Castro, T. Fernández, G. Bocco, E. Escurra, and J. L. Palacios. 2001. Patrones y tasas de cambio de uso de suelo en México. *Gaceta ecológica nueva época* No. 62. Instituto Nacional de Ecología y Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, México D.F., México.
- Williams, P., D. Gibbons, C. R. Margules, A. Rebelo, C. Humphries, and R. Pressey. 1996. A comparison of richness hotspots, rarity hotspots, and complementary areas for conserving diversity of British Birds. *Conservation Biology* 10:155-174.