



CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS
DEL NOROESTE, S.C.

Programa de Estudios de Posgrado

LAS AVES RAPACES COMO INDICADORES DE LA
BIODIVERSIDAD EN UN ECOSISTEMA ÁRIDO: LA
PENÍNSULA DE BAJA CALIFORNIA

TESIS

Que para obtener el grado de

Doctor en Ciencias

Uso, Manejo y Preservación de los Recursos Naturales
(Orientación Ecología)

Presenta

CHRISTIAN GIOVANNI ESTRADA HERNÁNDEZ

La Paz, Baja California Sur, Junio de 2016

ACTA DE LIBERACIÓN DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B. C. S., siendo las 12 horas del día 23 del Mes de Mayo del 2016, se procedió por los abajo firmantes, miembros de la Comisión Revisora de Tesis avalada por la Dirección de Estudios de Posgrado y Formación de Recursos Humanos del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C., a liberar la Tesis de Grado titulada:

"Las aves rapaces como indicadores de biodiversidad en un ecosistema árido: La península de Baja California"

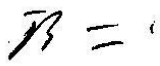
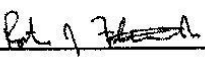

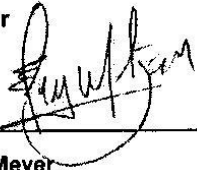

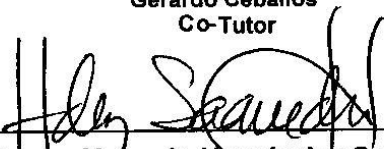
Presentada por el alumno:

Christian Giovanni Estrada Hernández

Aspirante al Grado de DOCTOR EN CIENCIAS EN EL USO, MANEJO Y PRESERVACIÓN DE LOS RECURSOS NATURALES CON ORIENTACIÓN EN ECOLOGÍA DE ZONAS ÁRIDAS

Después de intercambiar opiniones los miembros de la Comisión manifestaron su **APROBACIÓN DE LA TESIS**, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes.

LA COMISIÓN REVISORA

 _____ Ricardo Rodríguez-Estrella Director de Tesis	 _____ Robert Fletcher Co-Tutor
 _____ Fabrizio Sergio Co-Tutor	 _____ Enrique Martínez-Meyer Co-Tutor
 _____ Gerardo Ceballos Co-Tutor	
 _____ Dra. Norma Yolanda Hernández Saavedra, Directora de Estudios de Posgrado y Formación de Recursos Humanos	

COMITÉ TUTORAL Y REVISOR DE TESIS

Dr. Ricardo Rodríguez Estrella, Director de Tesis
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste

Dr. Robert Fletcher, Asesor
University of Florida

Dr. Fabrizio Sergio, Asesor
Estación Biológica Doñana, CSIC

Dr. Enrique Martínez Meyer, Asesor
Instituto de Biología, UNAM

Dr. Gerardo Ceballos, Asesor
Instituto de Ecología UNAM

JURADO DE EXAMEN DE GRADO

Dr. Ricardo Rodríguez Estrella Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste

Dr. Robert Fletcher University of Florida

Dr. Fabrizio Sergio Estación Biológica Doñana, CSIC

Dr. Enrique Martínez Meyer Instituto de Biología, UNAM

Dr. Gerardo Ceballos Instituto de Ecología UNAM

SUPLENTES

Dr. Pedro Peña Garcillan Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste

Dra. María Luisa Jiménez Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste

RESUMEN

La biodiversidad existente en un área particular puede llegar a ser tan grande que es muy difícil medirla de manera completa. Si a esto le agregamos el problema de medición a distintas escalas, su medición se complica aún más y que, existe un alto número de factores que inciden en la cantidad de biodiversidad en una región determinada. La conservación de la biodiversidad requiere cada de la priorización de sitios en base a múltiples criterios. Es por esto que la riqueza de especies es utilizada frecuentemente como indicador de la biodiversidad. Dadas las dificultades para estimar la biodiversidad total de los sitios, se ha recurrido a considerar especies sustitutas para estimar la biodiversidad. La riqueza de especies de taxa seleccionados a menudo es utilizada como un sustituto de la riqueza de otros taxa. Algunos estudios han demostrado que utilizando especies sustitutas se puede representar la diversidad de otros taxa. Sin embargo la efectividad de los taxa sustitutos rara vez se ha validado empíricamente. Los modelos basados en las distribuciones de especies pueden proporcionar la información para determinar las especies sustitutas, los sitios relevantes para la conservación y para guiar planes de conservación a las escalas y dentro de regiones. Los hallazgos generalmente han sido difíciles de extrapolar a otras regiones o escalas, por lo que es importante replicar este tipo de estudios en diferentes regiones. Evidencia previa, sugiere que los depredadores tope pueden ser indicadores de alta riqueza, aunque hay una controversia porque no siempre se corroboran estas tendencias en distintas áreas. Existe evidencia de que los depredadores tope promueven la riqueza de especies o que están asociados espacio-temporalmente a dicha riqueza por seis razones causales o no causales: facilitación de recursos, cascadas tróficas, dependencia de la productividad de los ecosistemas, sensibilidad a la pérdida de funcionamiento, selección de sitios heterogéneos y ligados a múltiples componentes de los ecosistemas. En esta tesis el análisis se enfocó en un método que utiliza la riqueza medida de taxa sustitutos que permita representar la máxima riqueza de otros taxa objetivos. El objetivo principal fue el determinar las especies de depredadores tope que pueden funcionar como especies sustitutas de alta biodiversidad en el desierto de Baja California Sur y se evaluó su factibilidad a usarse en determinación de áreas relevantes para la conservación.

Palabras Clave: especies subrogadas, biodiversidad, depredadores

ABSTRACT

Predators have been considered to be good surrogates for measuring biodiversity, and raptors, in particular, have been proposed and used as biodiversity surrogates. Based on the general idea of concordance between two taxonomic groups that showed a similar spatial/temporal structure. If a surrogate can be identified, then inferences can be made and conservation strategies can be established about the other. Assemblage concordance measures the degree of relationship between the composition patterns shown by two groups of organisms. In this study, we evaluated the effect of spatial and environmental variability on the degree of assemblage concordance between top-order predators (i.e. raptors), as the surrogate group, and vascular plants, reptiles, birds and mammals, as target groups. We also examined the potential causes of assemblage concordance and the degree to which the surrogate assemblage can predict community structure in the desert of southern Baja California Peninsula. Levels of assemblage concordance varied in all cross-taxon comparisons. We found that the concordance between raptors and birds may be due a combination of their similar responses to environmental gradients and trophic interactions, whereas other patterns of assemblage concordance are more likely derived from interactions between groups. We found low predictability and that no particular taxonomic group significantly predicted all the other groups. The low and shifting levels of assemblage concordance, in terms of environmental and spatial variables, suggest that raptors are poor biodiversity surrogates in this desert ecosystem. The use of surrogates provides an appealing shortcut to monitoring biodiversity because it can enable efficient use of limited resources. Here we test if the surrogacy of a community of raptor species as a functional group is more efficient to represent the diffuse complexity of an ecosystem rather than a single species approach. Most comparisons between taxa showed some degree of correlation. Even so, most comparisons between individual raptor species against taxonomic groups failed to show consistent correlations. As a functional group, raptors cover a very large range of prey size they predate on, then of biodiversity, then improving the surrogacy complementarity. We did not find any group (taxonomic or functional) or single raptor species that can be used as an efficient surrogate to all of the other groups. The efficiency in surrogacy must be balanced against the increased uncertainty about the underlying process or community. To solve this uncertainty, we propose to follow the functional approach, which seems to be a more holistic way to represent the diffuse complexity of an ecosystem.

Keywords: surrogate species, biodiversity, top predators

AGRADECIMIENTOS

Al Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, en especial al Laboratorio de Ecología Espacial. A Ricardo Rodríguez Estrella por aceptarme como su alumno y por prestarme apoyo incondicional tanto académico como económico, y sobre todo por su amistad. Gracias a la valiosa asistencia en el campo de Gustavo Ruano, Abelino Cota y Franco Cota. Agradezco también a los miembros de comité de tesis por compartir su tiempo, su experiencia, sus comentarios críticos y sugerencias durante el transcurso de elaboración de esta tesis. Agradezco especialmente a Fabrizio Sergio y a Joaquín Hortal por acogerme en sus instituciones, la Estación Biológica Doñana y Museo de Historia Natural de Madrid respectivamente. A Sergio Ticul Álvarez por compartir importantes conjuntos de datos de mamíferos. Este trabajo fue apoyado por la subvención SEP-CONACYT México (155,956) a los fondos CIBNOR y propios de Ricardo Rodríguez Estrella. Así también, esta tesis no hubiera sido posible sin el apoyo de CONACYT México a través de la beca de doctorado (329.819).

CONTENIDO

1.	INTRODUCCIÓN	1
2.	ANTECEDENTES	9
2.1.	Conservación y planeación del uso del territorio.....	9
2.2.	Distribución de la biodiversidad	11
2.3.	Depredadores y biodiversidad	14
2.4.	Especies indicadoras o subrogadas de la biodiversidad.....	18
2.5.	Subrogadas, de especies individuales a grupos	19
2.6.	Efecto de los factores ambientales y espaciales en la composición	20
3.	JUSTIFICACIÓN	21
4.	HIPOTESIS	23
5.	OBJETIVOS	24
5.1.	General	24
5.2.	Específicos.....	24
6.	MATERIALES Y METODOS	25
6.1.	Área de Estudio	25
6.2.	Recolección de datos.....	27
6.3.	Análisis de datos.....	29
6.3.1.	Concordancia de grupos	29
6.4.1.	Distribución espacial de la riqueza.....	32
6.4.2.	Efecto de los factores ambientales y espaciales en la composición	33
6.4.3.	Delimitación de identidades naturales (Comunidades)	37
7.	RESULTADOS.....	39

7.1.	Especies de rapaces y grupos objetivo.....	39
7.2.	Concordancia de grupos.....	40
7.3.	Distribucion espacial de la riqueza.....	44
7.4.	Efecto de los factores ambientales y espaciales enla composición	48
7.5.	Delimitacion de identidades naturales.....	49
7.6.	Impacto de actividades humanas.....	52
8.	DISCUSIÓN	54
8.1.	Implicaciones para la conservación	74
9.	CONCLUSIONES.....	79
10.	LITERATURA CITADA.....	82
11.	ANEXOS	111

Lista de Figuras

Figura 1. Sur de la península de Baja California en donde se muestran la localización de los sitios e muestreo.	26
Figura 2. Esquema del análisis aplicado a las bases de datos de presencia/ausencia de los cuatro grupos taxonómicos.	32
Figura 3. Diagramas de Venn representando las particiones en la varianza explicada en los modelos.	36
Figura 4. Riqueza relativa de los cuatro grupos taxonómicos muestreados más las Rapaces diurnas a lo largo del sur de la península de Baja California.	44
Figura 5. Patrones de distribución de riqueza de especies para cada uno de los taxa estudiados.	46
Figura 6. Variación latitudinal y longitudinal de la precipitación y la temperatura mínima en los puntos de muestreo.	47
Figura 7. Contribución relativa de los factores ambientales, espaciales y de para los grupos biológicos considerados.	48
Figura 8. Representación esquemática de la península de Baja California donde de la localización geográfica de las cuatro comunidades distintas resultantes del análisis de clúster por <i>K-means</i> .	49
Figura 9. Dendrograma (a) y gráfico de puntos (b) mostrando la relación de los grupos jerárquicos construidos a través del método de Ward y evaluadas con <i>K-means</i> .	50
Figura 10. Distribución geográfica y su relación con la topografía de las agrupaciones jerárquicas construidas a través del método de Ward y evaluadas con <i>K-means</i> a partir de la presencia de las especies de todos los taxa combinados.	51

Figura 11. Distribución geográfica del coeficiente de determinación (r^2) del modelo WGR de la relación entre la riqueza de especies y la variabilidad ambiental para cada localidad de muestreo.	52
Figura 12. Efecto de las variables indicadoras de impacto (origen humano) en la presencia de las especies de rapaces estudiadas.	53

Lista de Tablas

Tabla I. Variables ambientales utilizadas en la predicción de la biodiversidad de vertebrados terrestres y vegetación el extreme sur de la península de Baja California.	29
Tabla II. Coeficientes de correlación de Mantel entre las matrices de distancia derivadas de las comunidades biológicas y las variables ambientales (EV) o Geográficas (GD)	39
Tabla III. Coeficientes de correlación de Mantel entre las matrices de distancia derivadas de las comunidades biológicas controlando las variables ambientales (EV) o Geográficas (GD)	40
Tabla IV. Coeficientes de correlación de Mantel entre las matrices de distancia derivadas de la presencia de especies individuales frente a comunidades biológicas.	42
Tabla V. Ajuste de validación cruzada§ de los ejes significativos del CO-CA predictivo ($P < 0.05$) entre ensamblajes.	43

1. INTRODUCCIÓN

La diversidad biológica o biodiversidad engloba todas las variedades de vida en todos sus niveles de organización clasificadas ya sea en criterios evolutivos (filogenia) y ecológicos (funcional) (Colwell, 2009). La biodiversidad es importante para la humanidad ya que son los recursos de los cuales dependen las familias, comunidades, naciones y futuras generaciones. Son las relaciones entre todos los organismos del planeta, uniéndolos a todos en un ecosistema interdependiente, en el cual cada especie tiene su función. La biodiversidad es el catalizador que captura la energía y materiales para producir entre otras cosas, alimento, combustible, fibras y medicinas. Las especies que integran la biodiversidad reciclan los desechos, crean agua pura, conducen los ciclos biogeoquímicos y crean y mantienen la atmósfera aeróbica, regulan el clima global, generan la fertilidad del suelo y proveen de otros bienes y servicios ecosistémicos (Daily, 1997).

Sin embargo, en los últimos tiempos se ha registrado una pérdida dramática de la biodiversidad en todos los ecosistemas alrededor del mundo (Lawron y May, 1995; Eldredge, 1998; McCallum, 2007). Una gran cantidad de especies han sido declaradas como amenazadas y han sido registradas altas tasas de extinción en todos los grupos animales y vegetales, las cuales se estiman hasta en 10,000 veces más altas a las tasas históricas del planeta (Ehrlich y Pringle, 2008; Barnoski *et al.*, 2011). Las principales causas de esta pérdida de biodiversidad han sido principalmente la pérdida y fragmentación del hábitat (Wilcove *et al.*, 1998; Fahrig,

2003) como resultado del incremento de la población humana, provocando mayores presiones por el cambio del uso del suelo (principalmente para uso urbano y agricultura). Actualmente existe evidencia inequívoca de que la pérdida de biodiversidad reduce la eficiencia en la cual las comunidades biológicas realizan los servicios ecosistémicos (Cardinale *et al.*, 2012).

Uno de los primeros pasos para poder conservar la diversidad biológica de un sitio, una región o un ecosistema es el conocer que elementos conforman esta diversidad. Estudios anteriores han sugerido que la riqueza total de especies en un área debiera de ser la medida más adecuada para acercarse a conocer la biodiversidad (Gotelli y Colwell, 2001; Hunter y Gibbs, 2007; Magurran, 2004). Por lo tanto, la riqueza de especies es frecuentemente utilizada como un indicador de los niveles de biodiversidad (Noss *et al.*, 1996). Sin embargo, en la práctica, el determinar o estimar la biodiversidad total en una región es una meta casi imposible de alcanzar (Magurran, 2004; Hunter y Gibbs, 2007). Con la excepción de muy pocos grupos bien conocidos en lugares muy estudiados, la biodiversidad debe de ser estimada. Incluso en grupos muy conocidos no todas las especies son igualmente detectables (Colwell, 2008). Entre las estrategias utilizadas para solventar este problema, la evaluación de patrones de concordancia entre grupos biológicos parece ser una herramienta apropiada en la biología de la conservación. La idea se basa en que si varios grupos taxonómicos/tróficos presentan patrones espaciales/temporales similares, entonces solo uno de ellos podría ser utilizado como indicador en esfuerzos de conservación y evaluaciones ecológicas. Debido a que la

disponibilidad de inventarios, dinero y tiempo son siempre limitadas, la medición directa de la biodiversidad se convierte extremadamente difícil, especialmente en áreas con alta biodiversidad (Lawton *et al.*, 1998), por esto es especialmente importante el desarrollar métodos efectivos para su medición y monitoreo y de esta manera poder evaluar efectivamente los progresos en conservación (The Real Society, 2003).

Mientras un grupo determinado presente mayor concordancia con más grupos, éste sería un mejor subrogado o indicador de la biodiversidad. Durante los últimos años las especies indicadoras o subrogadas han sido utilizadas para estimar la biodiversidad en diferentes regiones y escalas, (Shrader-Frechettes y McCoy, 1993; Cox *et al.*, 1994; Moore *et al.*, 2003; Fleishman *et al.*, 2005; Sergio *et al.*, 2008; Wiens *et al.*, 2008). Sin embargo, aún existe un aireado debate en cuanto a la utilidad y eficiencia de esta estrategia de conservación, esto principalmente a la escasa validación empírica y poca representación de ecosistemas estudiados (Grantham *et al.*, 2010; Kati, 2004; Landeiro *et al.*, 2012). En este sentido, la riqueza de especies ha sido comúnmente utilizada como el subrogado de la riqueza de otros taxa (Noss, 1990). Recientemente se ha propuesto a la concordancia entre ensamblajes como estrategia para evaluar la eficacia de los indicadores de la biodiversidad (Padial *et al.*, 2012; Heino *et al.*, 2005, 2009; Heino, 2010). En la concordancia de ensamblajes se mide la intensidad en la que diferentes grupos de organismos, los cuales generalmente se definen en términos taxonómicos o tróficos,

presentan patrones espaciales o temporales similares en la variación de la riqueza de especies o en la similitud en composición (Jackson y Harvey, 1993). Uno de los mecanismos responsables de la concordancia de ensamblajes es una similar, pero independiente respuesta de los diferentes grupos a los gradientes ambientales (Allen *et al.*, 1999; Paszkowski y Tonn, 2000; Grenouillet *et al.*, 2008). Por lo que se espera niveles altos de concordancia entre especies con requerimientos ambientales parecidos (Allen *et al.*, 1999; Grenouillet *et al.*, 2008). Sin embargo, las interacciones biológicas fuertes (ej. las relaciones tróficas o estructuración espacial) pueden también generar concordancia entre distintos grupos biológicos (Paine, 1980), y esta es la explicación más plausible cuando los grupos biológicos bajo estudio responden de diferente manera a los condicionantes ecológicos (Grenouillet *et al.*, 2008). Los niveles altos de concordancia de ensamblajes permitiría entonces el utilizar grupos indicadores para la planeación ambiental y el monitoreo ecológico (Heino *et al.*, 2005, 2009; Heino 2010).

Los depredadores tope, y entre estos particularmente las aves rapaces, han sido considerados como grupos potencialmente confiables como indicadores de la biodiversidad (Gregory *et al.*, 2005). Se ha propuesto que la correlación entre depredadores y biodiversidad permite que estos sean utilizados en estrategias de conservación incluso si estos no son los causantes directos de los altos niveles en biodiversidad (Sergio *et al.*, 2008a). Los depredadores tope pueden ser usados como indicadores de la biodiversidad debido a que:

1) están espacio/temporalmente asociados con altos niveles de biodiversidad. Varios estudios han mostrado que las rapaces, carnívoros, y depredadores marinos a menudo están correlacionados con indicadores de la productividad del ecosistema; 2) generalmente son sensibles a disfunciones mayores en el ecosistema (Ward *et al.*, 1999), y 3) seleccionan aéreas con alta complejidad geográfica, de hábitas y vegetación (ver revisión en Sergio *et al.*, 2008b). Aun así, existen pocos casos empíricos donde se haya determinado la asociación positiva entre los depredadores tope y la biodiversidad. Similares estudios deben hacerse en otras regiones a manera de determinar si las rapaces efectivamente son buenos indicadores de la biodiversidad en diferentes ecosistemas.

Para considerar a las especies o grupos de especies como buenos indicadores de la biodiversidad se debe de asumir que estos grupos presentan alta concordancia con la distribución espacial de los otros grupos. Varios estudios se han enfocado en la concordancia de grupos indicadores relacionados con las mismas variables ambientales principalmente (Heino *et al.*, 2005; Soininen *et al.*, 2009), pero aún existe una completa comprensión del papel de las variables ambientales en los patrones de concordancia en los ecosistemas terrestres. Hasta ahora no se ha determinado la relación entre el ambiente y los ensamblajes de especies para todos los ecosistemas, siendo principalmente estudiados los ecosistemas de acuáticos y los ecosistemas terrestres templados (ej. Worm *et al.*, 2003; Heino 2005, 2009; Padial, 2012; Qian, 2007).

Es ampliamente aceptado que la riqueza de especies vegetales influencia la riqueza de especies (Hutchinson, 1959). De hecho se han observado correlaciones fuerte y positivas (Currie 1991; Qian 2007; Qian y Ricklefs 2008; Jetz *et al.*, 2009); aunque estas riquezas pueden estar respondiendo similarmente a las mismas condiciones ambientales (Hawkins y Porter 2003; Jetz *et al.*, 2009), la congruencia entre los ensamblajes puede no estar reflejando la verdadera influencia de las plantas sobre la riqueza de los grupos animales debido a que esta congruencia puede estar conformada por una combinación de respuestas similares al ambiente e interacciones tróficas. Los resultados de estudios previos acerca de la relación entre taxa y niveles tróficos han sido muy variables. Hawkins y Porter (2003) encontraron que la riqueza de plantas y mariposas estaba positivamente correlacionada, pero esta relación desapareció al controlar los factores ambientales derivados de temperatura y precipitación. Similarmente Hawkins y Pausas (2004) con mamíferos y plantas, y Jetz *et al.*, (2009) con plantas y reptiles consumidores, encontraron que la variación era independiente al tomar en cuenta los factores ambientales. En contraste, Qian (2007) encontró que la riqueza de plantas explicaba en gran medida la variación en riqueza de los vertebrados terrestres en China, aún después de controlar los factores ambientales. Kisslin (2008) también encontró esta asociación en aves en Kenia. Aunque varios estudios han examinado las relaciones en riqueza de especies entre taxa en general, la influencia de las plantas sobre los ensamblajes animales aún siguen siendo poco entendidos debido principalmente a que no se aíslan los efectos compartidos del ambientales y/o espaciales de las interacciones biológicas entre especies.

Aumentando esta complejidad, se ha identificado que las actividades humanas pueden modificar estas relaciones entre especies y sus ecosistemas. Ya que los factores que controlan la biodiversidad (disponibilidad de energía y heterogeneidad ambiental) pueden ser modificados por las actividades humanas, estas generalmente conducen a fragmentación y pérdida del hábitat, sobre-extracción y contaminación (Wilcove *et al.*, 1986).

Las aves rapaces debido a sus características biológicas y facilidad de muestreo entre los depredadores tope (Rodríguez-Estrella y Bojórquez-Tapia, 2004; Sergio *et al.*, 2008) y por constituir los depredadores tope en nuestra región de estudio, fueron consideradas como los modelos ideales para el estudio de la subrogación en comunidades biológicas.

Así entonces, el objetivo de esta investigación fue: el evaluar la eficiencia de las aves rapaces diurnas como especies subrogadas de la biodiversidad, y determinar cuando este grupo subrogado puede ser considerado como un indicador eficiente de la biodiversidad. Esta evaluación se basó en la medición de la concordancia de ensamblajes de este grupo con otros grupos biológicos. Para lo cual, en esta tesis,

1. Se evaluó el nivel de subrogación entre las rapaces como grupo indicador de otros grupos taxonómicos/tróficos.
2. Se comparó la eficacia de subrogación de dos estrategias: 1. especies individuales y 2. grupos funcionales para representar la diversidad total del

ecosistema. Tercero, se controlaron explícitamente los efectos de las variables ambientales y espaciales y su correlación simultánea para identificar el origen de la concordancia (Genouillet *et al.*, 2008). Cuarto, se evaluaron las concordancias de grupos interactivos para los cuales la información ecológica sugiere relaciones biológicas fuertes entre grupos. Quinto, se identificaron las contribuciones relativas del ambiente, el espacio y las actividades humanas en la variación observada en los patrones de riqueza de las comunidades estudiadas.

A través de este análisis se espera contribuir al debate actual acerca de la eficiencia de los depredadores tome como indicadores de la biodiversidad, validando empíricamente la subrogación en el poco estudiado ecosistema desértico árido y como esta eficiencia puede verse modificada por los efectos de las actividades humanas.

2. ANTECEDENTES

2.1. Conservación y planeación del uso del territorio

En muchas áreas del mundo se carece de información detallada de la abundancia y distribución para la mayoría de especies de interés para la conservación. Sin embargo, la decisión acerca de donde realizar conservación no puede ser pospuesta hasta que más información esté disponible, aunque es cierto que con mayor cantidad de datos se puede facilitar la identificación de sistemas de reservas más eficientes y complementarias (Balmford y Gaston, 1999; Howard *et al.*, 1998; Meir *et al.*, 2004). En las condiciones actuales de tiempo y recursos limitados, la conservación debe encontrar “atajos” efectivos para conservar la biodiversidad. Uno de estos atajos es planear los esfuerzos de conservación en un número relativamente bajo de especies focales o subrogadas (Faith y Walker, 1996; Simberloff, 1998). Una de las principales premisas de esta estrategia es asumir que si protegemos estas especies subrogadas se protegerá de una manera adecuada también a mucha de la biota regional.

Tres clases de especies subrogadas son prevalentes: (i) bandera, especies carismáticas que atraen el apoyo popular; (ii) sombrilla, especies que requieren extensiones de hábitat tan grandes que su protección automáticamente protege a otras especies; e (iii) indicadores de la biodiversidad, grupos de especies o taxa que su presencia indica áreas de alta riqueza de especies (Simberloff, 1998; Caro y

O'Doherty, 1999). Aunque las especies subrogadas son a menudo usadas para definir las prioridades de conservación (Shrader-Frechette y McCoy, 1993; Cox *et al.*, 1994), la selección de estas especies subrogadas ha sido generalmente *ad hoc* (Landres *et al.*, 1988), teniendo generalmente supuestos implícitos mas no explícitos. Pocos de los análisis de patrones de co-ocurrencia y riqueza de especies (Schall y Pianka, 1978; Prendergast *et al.*, 1993; Beccaloni y Gaston, 1994; Flather *et al.*, 1997; Kerr, 1997; Carroll y Pearson, 1998), de taxa sombrilla (Ryti, 1992) y de complementariedad entre taxa (van Jaarsveld *et al.*, 1998; Lund *et al.*, 2002) en una variedad de escalas geográficas, han evaluado sistemáticamente la efectividad ecológica de estas estrategias de identificar las especies subrogadas (Lewandowski *et al.*, 2010).

Tradicionalmente la selección de un tipo de reservas naturales, sobre todo parques, ha sido guiada por la estética y la recreación ya que las personas gustan de visitar lugares espectaculares. Algunos otros lugares han sido protegidos debido a que albergan una diversidad y abundancia inusual de vida silvestre o alguna especie que es poco común o espectacular, lo que es el caso de reservas de la Biosfera. Algunas reservas incluso están enfocadas a especies poco comunes pero no espectaculares. Sin embargo, cada vez más se reconoce que el objetivo primordial deberá de ser el proteger los ecosistemas como una estrategia para el mantenimiento de múltiples especies; también, poco a poco se está entendiendo que es importante el mantener los procesos ecológicos y evolutivos, especialmente a largo plazo, es decir mantener sistemas funcionales (Cowling y Pressey, 2001).

2.2. Distribución de la biodiversidad

Una de las características más notables de la biodiversidad es que no se distribuye de manera homogénea, por lo que los patrones espaciales de la diversidad de especies y los procesos asociados a las mismas han sido objeto de estudio desde hace mucho tiempo y desde diferentes escalas y enfoques, tales como la ecología de comunidades (Krebs, 1978; Begon *et al.*, 2006), la biogeografía (Rapoport, 1975; Pielou, 1979; Simberloff, 1983; Murguía, 2005) y más recientemente desde la perspectiva de la macroecología (Brown, 1995; Gaston y Blackburn, 2000), e integrando varios enfoques (Magurran, 1988; Rosenzweig, 1995). El denominador común en todos estos estudios finalmente subyace en el conocimiento de las áreas de distribución y abundancia de las especies y su arreglo espacial, que es tema central en la Ecología.

Existen algunos lugares obvios de gran acumulación de especies, llamados “*hotspots*”. Otros lugares pueden ser considerados *hotspots* ya que contienen gran riqueza de especies endémicas. Dado esto, muchos grupos dedicados a la conservación de la biodiversidad consideran que estos lugares de alta riqueza de especies o grandes cantidades de endemismos deberían de ser de la mayor prioridad para el establecimiento de reservas (Myers, 1990; Ryti, 1992; Myers *et al.*, 2000; Moritz *et al.*, 2001; Mittermeier *et al.*, 2004), especialmente en regiones que están experimentando pérdidas severas de ecosistemas. Los taxónomos pueden proveer de una idea general de dónde pueden existir estos centros de riqueza o endemismo, pero el explorar ésto de una manera sistemática requiere

indudablemente de un sistema de información geográfica (SIG) en el cual se puedan asimilar múltiples capas de información en mapas compuestos de temáticas distintas (Groves *et al.*, 2000; Groves, 2002). Los SIG, sensores remotos y tecnologías relacionadas han brindado la oportunidad de desarrollar varias técnicas cuantitativas para la selección de reservas. Particularmente, para identificar el menor traslape de especies con el fin de conservar la mayor cantidad de especies al menor costo posible (Williams *et al.*, 2006; Margules y Pressey, 2000).

El uso extensivo de los SIG ha revelado también algunas deficiencias en el concepto de *hotspots*, porque se ha encontrado que existe relativamente poco traslape entre *hotspots* ricos en especies, especies amenazadas y endémicas (ver Orme *et al.*, 2005 y Stohlgren *et al.*, 2005). Más problemático aún es que se ha observado que *hotspots* en riqueza de especies no coinciden entre diferentes grupos taxonómicos (Prendergast *et al.*, 1993; Gaston, 2000; Oertli *et al.*, 2005), lo que sugiere que pocos taxa bien conocidos generalmente no son buenos subrogados de la biodiversidad en general. Por otra parte, algunos estudios han encontrado patrones similares de riqueza de especies para diferentes grupos taxonómicos (Reyers *et al.*, 2000; Su *et al.*, 2004), lo que alimenta el debate entre si es factible o no el uso de subrogados de la biodiversidad.

La modelación en sistemas de información geográfica (SIG) tiene una cualidad seductiva con sus resultados en mapas vívidos y apariencia de objetividad, lo cual les da un sentido de realidad (Syartinilia y Tsuyuki, 2008). Predecir la ocurrencia de

especies y su abundancia a través del modelado en SIG es actualmente una herramienta metodológica común y útil. Más recientemente, con la creciente disponibilidad de datos de percepción remota, software SIG y los avances en la estadística computacional han permitido el desarrollo de técnicas más poderosas en el modelado (Bailey *et al.*, 2002; Gibson *et al.*, 2004; López-López *et al.*, 2005). Entre éstas, hay varias técnicas estadísticas para predecir la distribución, abundancia y diversidad potencial de las especies a través de relacionar la distribución conocida con la distribución de variables ambientales (Guisan y Zimmermann, 2000; Zaniwski *et al.*, 2002). Los modelos estadísticos implementados dentro de un SIG pueden ser utilizados para predecir dichas preferencias de sitios o variables ambientales por las especies (Guisan y Zimmermann, 2000; Zaniwski *et al.*, 2002; Engler *et al.*, 2004). Sin embargo, estos modelos pueden incluir variables que tengan poca o ninguna relevancia con las variables respuesta (Betts *et al.*, 2006). Este problema puede solucionarse además de seleccionando variables que tengan una significancia ecológica, incorporando la autocorrelación espacial (autocovariables) dentro de los mismos modelos de regresión logística lo cual incrementará su precisión y versatilidad (Legendre, 1993; Augustin *et al.*, 1996; Koutsias, 2003; Betts *et al.*, 2006; Piorecky y Prescott, 2006). Los modelos actuales tienen la ventaja de hacer uso de propiedades estadísticas conocidas para la selección de funciones enlace y en las distribuciones de error, las cuales se pueden incorporar a través de distintas operaciones SIG (Rodríguez-Estrella y Bojórquez-Tapia, 2004).

2.3. Depredadores y biodiversidad

Los depredadores tope, entre estos particularmente las aves rapaces, han sido considerados como grupos potencialmente confiables como indicadores de la biodiversidad. Se ha propuesto que la correlación entre depredadores y biodiversidad permite que éstos sean utilizados en estrategias de conservación incluso si éstos no son los causantes directos de los diferentes niveles en biodiversidad (Sergio *et al.*, 2008). A menudo se han utilizado a los depredadores tope como subrogados de la biodiversidad, en donde simplemente se les asume como tales, debido principalmente a que los depredadores de este tipo necesitan áreas relativamente grandes para mantener sus poblaciones, por lo que en teoría puede contener más individuos de las especies con que co-ocurren (Roberbe y Angelstam, 2004). En términos de conservación también son importantes porque muchas especies son sensibles a actividad humana, aun así otras también se ven beneficiadas (Rodríguez-Estrella *et al.*, 1998). La medida en que otros elementos de la biodiversidad se benefician de la atención hacia los depredadores tope depende de las características biogeográficas de la región y del grado en que el hábitat de los depredadores se traslapa con áreas que son ricas en biodiversidad (Noss *et al.*, 1996). Hasta hora, se ha acumulado poca evidencia empírica a este respecto, por lo que aún existe un debate intenso sobre su utilidad práctica. Varios estudios han concluido que la asociación de hábitat de los depredadores tope no es particularmente congruente con, áreas de endemismos (Noss *et al.*, 1996), hábitat para otros taxa (Kerr, 1997), y o especies de interés (Andelman y Fagan, 2000).

Por otra parte, existe también evidencia que sustenta que sitios ocupados por depredadores tope poseen consistentemente niveles de biodiversidad más altos (Reyers *et al.*, 2000; Sergio *et al.*, 2004, 2005, 2006; Su *et al.*, 2004). Además, estos sitios ocupados por depredadores tope también contienen mayores densidades de otros taxa frente a sitios control (Sergio *et al.*, 2008). Sin embargo, el supuesto de sustitución requiere de un testeo riguroso antes de su implementación. Para ello hay que identificar el grado en que los patrones espaciales de la riqueza de especies coinciden entre diferentes taxa (Prendergast *et al.*, 1993; Lombard 1995; Gaston, 1996; Flather *et al.*, 1997). También importante y menos estudiado, es el efecto de las actividades humanas en distintos niveles de la biodiversidad, más allá de la presencia o riqueza de especies. Algunos estudios indican que las actividades humanas no siempre afectan negativamente a la riqueza, por lo que estudios donde también se evalúe aspectos como la abundancia o equidad son importantes (Rodríguez-Estrella *et al.*, 1998; Rodríguez-Estrella, 2007).

A diferencia de otros grupos, donde la sustitución taxonómica carece de un fundamento teórico y ecológico claro (ej. pajaros carpinteros) (Drever *et al.*, 2008; Sætersdal y Gjerde, 2011), existen numerosas razones ecológicas y metodológicas por las cuales los depredadores tope pueden estar asociados a altos valores de biodiversidad. Sergio *et al.* (2008) los resumen de esta manera:

- 1) Los depredadores seleccionan dichas áreas, al ser estos dependientes de la productividad del ecosistema en general, por lo que les afecta directamente su disponibilidad de alimento (Newton *et al.*, 1977; Carroll *et al.*, 2001; Sergio *et al.*, 2003).
- 2) Los depredadores tope son, a menudo, especies clave ya que su impacto desciende a través del ecosistema y al final afecta los niveles de estructura y biodiversidad (Terborgh *et al.*, 1999; Schmitz *et al.*, 2000; Berger *et al.*, 2001; Duffy, 2002).
- 3) Sus requerimientos de áreas grandes para habitar los hacen especies sombrilla (Newton, 1979; Gittleman *et al.*, 2001), ya que las áreas capaces de soportar poblaciones viables de depredadores automáticamente serán capaces de mantener poblaciones de especies con menores demandas de territorio.
- 4) Los depredadores son a menudo sensibles a las perturbaciones en la función del ecosistema, como contaminación química, alteración del hábitat y otros disturbios de origen humano (Newton, 1979, 1998; Thiollay, 1993; Sergio *et al.*, 2004b).

- 5) Los depredadores, a menudo, seleccionan áreas con una alta complejidad topográfica y ambiental (Sergio *et al.*, 2004a, 2004b), lo cual generalmente también promueve la alta biodiversidad (Rosenweig, 1995; Gaston, 1996).
- 6) La mayoría de depredadores tienen dietas dominadas por relativamente pocas presas principales, pero a la vez incluyen un gran número de especies de presas alternativas; las comunidades de presas más ricas permitirían a los depredadores el intercambio de presas en periodos en que las presas principales son escasas (Steenhof y Kochert, 1988).
- 7) Los depredadores tope pueden proveer de refugios espaciales y/o temporales a otras especies al atacar selectivamente o asustar a posibles depredadores o competidores de dichas especies (Bogliani *et al.*, 1999; Quinn y Kokorev, 2002).
- 8) Los depredadores tope pueden de proveer indirectamente de recursos a otras especies (Wilmers *et al.*, 2003).

Todas estas relaciones causales o indirectas contribuyen a justificar que los depredadores tope representen sintéticamente los ecosistemas que los acogen. Específicamente, para nuestra región de estudio, los depredadores tope son las aves rapaces e indican ser apropiadas en la planeación para la conservación ya

que: 1. Son bien conocidas a nivel mundial, se han hecho diversos estudios sobre su dieta y ecología en general; 2. Hay especies que pertenecen a distintos grupos funcionales, de diferentes gremios; su rango de dieta los hace complementarios en estudios funcionales; 3. Los hay especialistas y generalistas de hábitat y de dieta; 4. Son sensibles a las actividades humanas; 5. Son relativamente fáciles de muestrear con lo que existen metodologías para determinar correctamente su presencia y abundancia. Además existe disponibilidad de datos para el modelado en SIG y sus respuestas a los cambios ambientales. Estudios de la biología de las rapaces han mostrado respuestas numéricas y funcionales respecto a la variabilidad espacial y temporal del medio y a la selectividad del hábitat (Rodríguez-Estrella y Bojórquez-Tapia, 2004).

2.4. Especies indicadoras o subrogadas de la biodiversidad

Para considerar a especies o grupos de especies como buenos indicadores de la biodiversidad se debe de asumir que estos grupos presentan alta concordancia con la distribución espacial de los otros grupos. Varios estudios se han enfocado en la concordancia de grupos indicadores relacionados con las mismas variables ambientales (Heino *et al.*, 2005; Soininen *et al.*, 2009), pero aún existe una falta en la comprensión del papel de las variables ambientales en los patrones de concordancia en los ecosistemas terrestres. Hasta ahora no se ha determinado

la relación entre el ambiente y los ensamblajes de especies en el ecosistema desértico árido de Baja California.

2.5. Subrogadas, de especies individuales a grupos

Las especies indicadoras o subrogadas han sido utilizadas para representar a otras especies o determinados aspectos del ecosistema. Han sido utilizadas exhaustivamente en planeación para la conservación que permite la inclusión de múltiples especies y hábitats dentro de un área o paisaje determinado.

Las especies subrogadas individuales pueden ser utilizadas para representar conjuntos más amplios de especies dentro de estrategias de conservación o manejo cuando el objetivo es el proveer las condiciones ecológicas apropiadas para el conjunto completo de especies características de un área (Lambeck, 1997). En algunas situaciones, es conveniente dividir el grupo total de especies bajo consideración en varios grupos de especies, cada uno de los cuales puede ser posteriormente representado por especies subrogadas. Alternativamente, los grupos de especies mismos pueden ser utilizados para representar todas las especies en el conjunto total de especies.

Las estrategias llamadas de filtro grueso, con tipos de vegetación, comunidades ecológicas, o ecosistemas como objetivos de conservación o manejo, son una consolidación en el cual los sistemas ecológicos enteros sirven como subrogados de los ensamblajes de especies en un área (Groves, 2003). Sin embargo, los

fundamentos conceptuales del uso de estas estrategias han generado crítica sustancial (e.g. Verner, 1984; Landres *et al.*, 1988; Simberloff, 1998; Andelman y Fagan, 2000; Lindenmayer *et al.*, 2002; Roberge y Angelstam, 2004). No obstante este criticismo, el uso de subrogados puede ser útil (o una necesidad pragmática) para alcanzar los objetivos de situaciones de manejo específicas (Raphael *et al.*, 2007).

2.6. Efecto de los factores ambientales y espaciales en la composición de ensamblajes

Elucidar los procesos que determinan la estructura de las comunidades naturales es uno de los objetivos principales en ecología (Chase y Leibold, 2002; Cottenie *et al.*, 2003; Cottenie, 2005). Por décadas se ha observado que los patrones en la estructura de las comunidades están controlados principalmente por los factores ambientales y las diferencias de nicho entre las especies (ver Tokeshi, 1999). Más recientemente, la teoría neutral de la biodiversidad (Hubbell, 2001) complementa esta visión, al proponer que las especies que interactúan son equivalentes y que las dinámicas poblacionales están dirigidas por la variación aleatoria en nacimientos, muertes y dispersión estocástica espacialmente restringida (Nabout *et al.*, 2009). Aunque no se discute directamente cada una de las visiones, en este estudio el análisis gira más en torno la visión de Tokeshi.

3. JUSTIFICACIÓN

Considerando el actual panorama de pérdida de la biodiversidad, la conservación requiere urgentemente de estrategias para la determinación de taxa, áreas y regiones prioritarias para conservar. Esta priorización debería de realizarse con base en múltiples criterios (Brooks *et al.*, 2006). Por otra parte, debido a que la biodiversidad en una zona determinada puede ser muy alta y la medición directa de ésta puede ser extremadamente difícil y los recursos son generalmente limitados es imperativo el desarrollar y validar estrategias eficientes de muestreo de la biodiversidad. Es también urgente el desarrollar métodos de medición efectivos para monitorear los cambios en la biodiversidad y medir objetivamente los progresos en los objetivos planteados bajo un principio adaptativo (The Royal Society, 2003). Para solventar estas necesidades, ha sido sugerido el emplear estrategias que involucran indicadores se puede reducir la inversión de tiempo y recursos en el estudio de múltiples grupos biológicos (Heino *et al.*, 2005; Moreno *et al.*, 2007; Bini *et al.*, 2008). Varios estudios se han enfocado en la concordancia de grupos indicadores relacionados con las mismas variables ambientales (Heino *et al.*, 2005; Soininen *et al.*, 2009), pero aún existe una falta de comprensión del papel de las variables ambientales, espaciales y actividades humanas en los patrones de concordancia en los ecosistemas terrestres. Hasta ahora no se ha determinado la relación entre el ambiente y los ensamblajes de especies en todos los ecosistemas. Se siguen requiriendo análisis que contribuyan al debate actual acerca de la eficiencia de los depredadores tome como indicadores de la biodiversidad,

especialmente validando empíricamente la subrogación en ecosistemas poco estudiados y evaluar como esta eficiencia puede verse modificada por los efectos de las actividades humanas.

4. HIPOTESIS

Dado que:

1. Los depredadores tope promueven una mayor biodiversidad y estabilidad trófica en un área. Las aves rapaces conforman los depredadores tope de la región.
2. Un grupo de especies complementario abarca una amplitud de nichos más extensa que una especie individual.
3. Un grupo funcional se define por el tipo de interacciones con las demás especies de su ecosistema.
4. La diversidad de la vegetación se relaciona la riqueza de especies de aves, mamíferos y reptiles.

Se esperaría, entonces, que en los sitios con mayor diversidad de aves rapaces se encuentren las zonas de mayor diversidad biológica de otros taxa.

Esta información proveería evidencia de la relación entre la utilidad estratégica de los depredadores tope y la conservación del ecosistema. Por lo que es posible utilizar este grupo como especies subrogadas de la biodiversidad a nivel de ecosistema.

5. OBJETIVOS

5.1. General

Generar evidencia empírica de la relación espacial de las especies de depredadores tope como subrogada de alta biodiversidad en el desierto del sur de la península de Baja California y evaluar su factibilidad a usarse en la determinación de áreas relevantes para la conservación.

Evaluar la relación espacial de las especies de depredadores tope y determinar si funcionan como subrogadas de alta biodiversidad en el desierto del sur de la península de Baja California.

5.2. Específicos

- a. Determinar especies particulares que puedan funcionar mejor como especies subrogadas de alta diversidad biológica.
- b. Evaluar los efectos de la actividad humana en la determinación de riqueza de taxa por especies subrogadas

6. MATERIALES Y METODOS

6.1. Área de Estudio

El estado de Baja California Sur (BCS) está localizado en el extremo sur de la península de Baja California en México (figura 1). Este estado tiene una longitud aproximada de 800 km y un ancho que va de los 30 a los 80 km. Se conforma principalmente de planicies costeras, cañones profundos, y montañas escarpadas. Cerca del 90% está constituido por vegetación de matorral xerofito, también se pueden encontrar áreas pequeñas de bosques de pino-encino y bosque deciduo subtropical (ambos en la reserva Sierra de la Laguna), vegetación costera y vegetación méstica en los oasis con palmas, carrizales y *Typha* (Rodríguez-Estrella, 2007). Las altitudes oscilan entre los 0 y 2080 msnm. Llanuras costeras, profundos cañones y montañas rugosas se pueden encontrar en todo el estado. El clima está caracterizado por un abaja precipitación (~150 mm), sin embargo la precipitación anual varía de 100 mm en el desierto del Vizcaíno a más de 765 mm en la Sierra de la Laguna, concentrada principalmente en los meses de verano. La temperatura media anual varía entre 22.1 °C y 23.4 °C (INEGI, 1981).

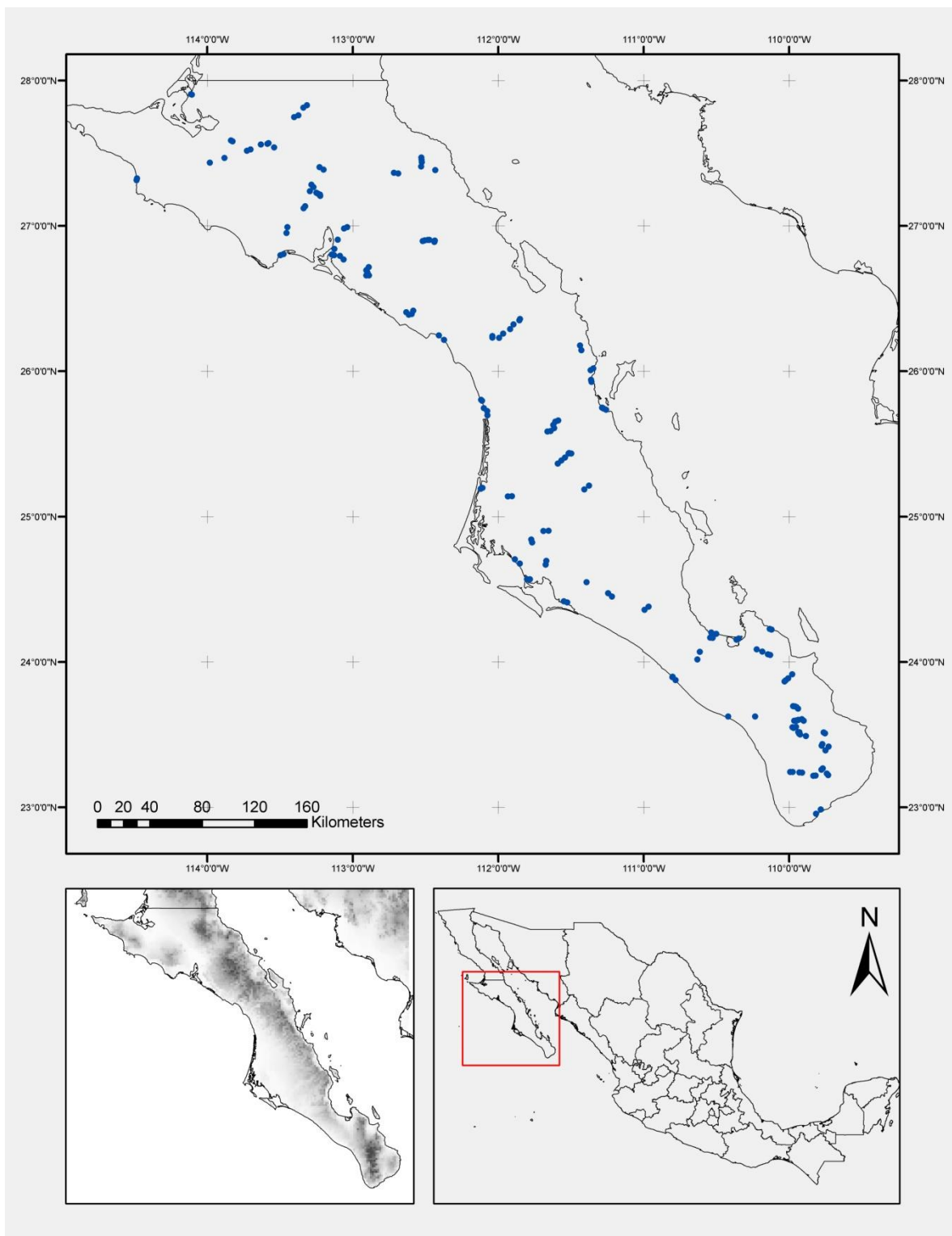


Figura 1. Sur de la península de Baja California en donde se muestran la localización de los sitios e muestreo. El sombreado en el panel izquierdo muestra la topografía y el derecho la localización del área de estudio con respecto a la República mexicana.

Actualmente, Baja California Sur presenta la densidad de población humana más baja de todo México (INEGI, 2011). La entidad está compuesta principalmente por pequeños pueblos y rancherías, dedicados principalmente a la ganadería y a la agricultura de irrigación, esparcidos por toda la región. Así, las tierras agrícolas representan pequeños claros con distribución de parches en la matriz de vegetación de arbustos xerofitos dominante.

6.2. Recolección de datos

Para realizar los análisis de concordancia se muestrearon cinco grupos biológicos: aves rapaces diurnas, reptiles diurnos, aves terrestres diurnas, mamíferos y plantas vasculares. Se emplearon metodologías de muestreo estándar para cada uno de los grupos como se describen a continuación: Para las aves, se efectuó conteo estacionario durante 15 minutos (puntos de conteo) en cada ubicación. Los observadores registraron el tiempo (al minuto más cercano) de la primera detección visual de cada especie dentro de un radio de 250 m del punto de muestreo (Reynolds *et al.*, 1980; Rodríguez-Estrella, 2007). Para los reptiles diurnos dos técnicos realizaron una búsqueda intensa durante 45 min a lo largo de transectos en las mismas áreas de muestreo (Conroy, 1999; Heyer *et al.*, 1994). Para los mamíferos, se emplearon 100 trampas Sherman colocadas en transectos de 2 kilómetros para capturar especies pequeñas; para las especies medianas y grandes también se registraron e identificaron los rastros presentes a lo largo de los mismos transectos (Jones *et al.*, 1996; Wilson *et al.*, 1996). Para las plantas vasculares

se registraron las especies leñosas y arbustivas presentes en 500 m² (dos parcelas en cuadrantes 50 x 5 m); sólo las plantas perennes más altas que 0,5 m se consideraron dentro del registro; el área de la muestra se determinó utilizando el método de área mínima (Mueller-Dombois y Ellenberg, 1974).

Se muestreó en un máximo de 400 localidades repartidas en el área de estudio (fig. 1) desde el nivel del mar hasta los 900 msnm, en todos los tipos de vegetación exceptuando los bosques de pino-encino. Se aplicó un método de muestreo estratificado a manera de muestrear proporcionalmente todos los tipos de vegetación, todo el rango de elevación y topografía presentes. Se registró la riqueza de especies en varios muestreos realizados entre 2008 y 2012, todos durante la época de reproducción de las rapaces, aves, reptiles y mamíferos (abril-junio)(Rivera-Rodríguez y Rodríguez-Estrella, 1998). Debido a que no se contaron con registros para algunos de los grupos en algunas localidades de muestreo o épocas, no todas las comparaciones entre taxa fueron realizadas con el mismo número de localidades. Un máximo de 70 de las localidades muestreadas contuvieron información de los cinco grupos de interés.

Se seleccionaron variables ambientales (tabla I) que se esperaban que tuvieran un alto potencial predictivo de la distribución de la diversidad según lo reportado por Rodríguez-Estrella (1997), debido a sus implicaciones biológicas, y que a la vez pudieran ser medidas de una manera sencilla en el campo o ser derivadas de mapas

convencionales, imágenes de satélite o mapas digitales con SIG. Para cada sitio de muestreo se obtuvieron las siguientes variables ambientales:

Tabla I. Variables ambientales utilizadas en la predicción de la biodiversidad de vertebrados terrestres y vegetación en el extremo sur de la península de Baja California.

Variable	Unidad	Fuente
Temperatura máxima	C°	Isotermas mapa digital, (INEGI, 1981)
Temperatura mínima	C°	Isotermas mapa digital, (INEGI, 1981)
Precipitación anual	mm	Isoyetas mapa digital, (INEGI, 1981)
Elevación	masl	Modelo Digital de Elevación (DEM), (INEGI, 1981)
Pendiente	%	Derivado de DEM, (INEGI, 1981)
Distancia a la costa	km	Derivado de Hoja cartográfica, (INEGI, 1981)
Distancia al arroyo más cercano	km	Derivado de Hoja cartográfica, (INEGI, 1981)
Distancia al cuerpo de agua permanente más cercano	Km	Derivado de Hoja cartográfica, (INEGI, 1981)
Uso de suelo	%	Usos de suelo
Índice de Vegetación	NDVI	Landsat MSS, NALC Pathfinder Project

6.3. Análisis de datos

6.3.1. Concordancia de grupos

La concordancia de ensamblajes ha sido utilizada para evaluar la subrogación en biodiversidad (Heino *et al.*, 2005, 2009; Heino, 2010; Landeiro *et al.*, 2012; Padial *et al.*, 2012). La concordancia es el grado en que don diferentes grupos de organismos presentan patrones similares den la variación espacial/temporal en la riqueza o composición (Jackson y Harvey, 1993). Para los datos de presencia/ausencia de las especies en cada localidad, primeramente se construyeron matrices de distancia utilizando el coeficiente de Sørensen. Estas consisten en una matriz simple que fue elaborada para cada grupo, con las localidades (filas) y las especies (columnas) (Sørensen, 1948). Para evaluar la concordancia con estas matrices se realizaron

pruebas de Mantel con el fin de cuantificar el valor y la significancia de la correlación entre las matrices de cada ensamblaje y las matrices (Mantel, 1967) conteniendo las distancias (Euclidianas) ambientales y las distancias geográficas (entre localidades de muestreo). Se aplicó esta aproximación con base en que si dos ensamblajes concordantes estaban simultáneamente relacionados a las distancias ambientales o geográficas, entonces esta concordancia debería deberse a la respuesta similar de las especies a estos factores (Grenouillet *et al.*, 2008). Cuando se encontraron ensamblajes significativamente concordantes con las variables ambientales y/o geográficas, utilizamos pruebas parciales de Mantel para evaluar si la concordancia permanecía significativa aún después de controlar el efecto de estas variables (Smouse *et al.*, 1986; Grenouillet *et al.*, 2008). Entonces, si el nivel de concordancia dejaba de ser significativa, la concordancia entre los ensamblajes podía ser explicada como que ambos ensamblajes presentaban una respuesta similar a los gradientes ambientales y/o geográficos. Por el contrario, si la significancia se mantiene, la concordancia entre los grupos se puede explicar debido a interacciones biológicas.

Cuando los grupos presentaban correlación simultánea con las variables espaciales y/o ambientales, se controlaron explícitamente estas variables (Grenouillet *et al.*, 2008). Además también se evaluaron las concordancias de los grupos interactivos para los cuales la información biológica conocida sugería que presentaban interacciones biológicas fuertes.

Para identificar los mecanismos responsables de la concordancia y considerando las relaciones entre los diferentes taxa que estructuran los ensamblajes, se aplicaron pruebas de Mantel para evaluar la concordancia considerando las interacciones biológicas entre los taxa. Se esperaba encontrar altos niveles de concordancia entre ensamblajes interactivos (por ejemplo, especies productoras deberían de ser más concordantes con consumidores primarios que con secundarios o terciarios respectivamente). En nuestro análisis, esperábamos encontrar relaciones más fuertes entre la vegetación y aves granívoras o roedores herbívoros, que con las aves rapaces.

Finalmente, para evaluar el desempeño de un grupo taxonómico en predecir la estructura de otro ensamblaje se utilizó un análisis de co-correspondencia predictiva (CO-CA predictivo). Se implementó una validación cruzada “dejando uno fuera” para calcular el porcentaje de ajuste predictivo. Para calcular la significancia en el ajuste de la validación cruzada se realizaron 1,000 permutaciones aleatorias. Se consideró todo poder predictivo (%) mayor que cero como significativo (para más detalles ver Braak y Schaffers, 2004) (ver esquema de análisis en figura 2).

Para la realización de estos análisis se utilizó el lenguaje de programación R (R Development Core Team, 2007), con los paquetes “vegan” (Oksanen *et al.*, 2008) y “ecodist” (Goslee y Urban, 2007) para ejecutar las pruebas de Mantel, y el paquete “cocorresp” (Simpson, 2005) para ejecutar los CO-CA.

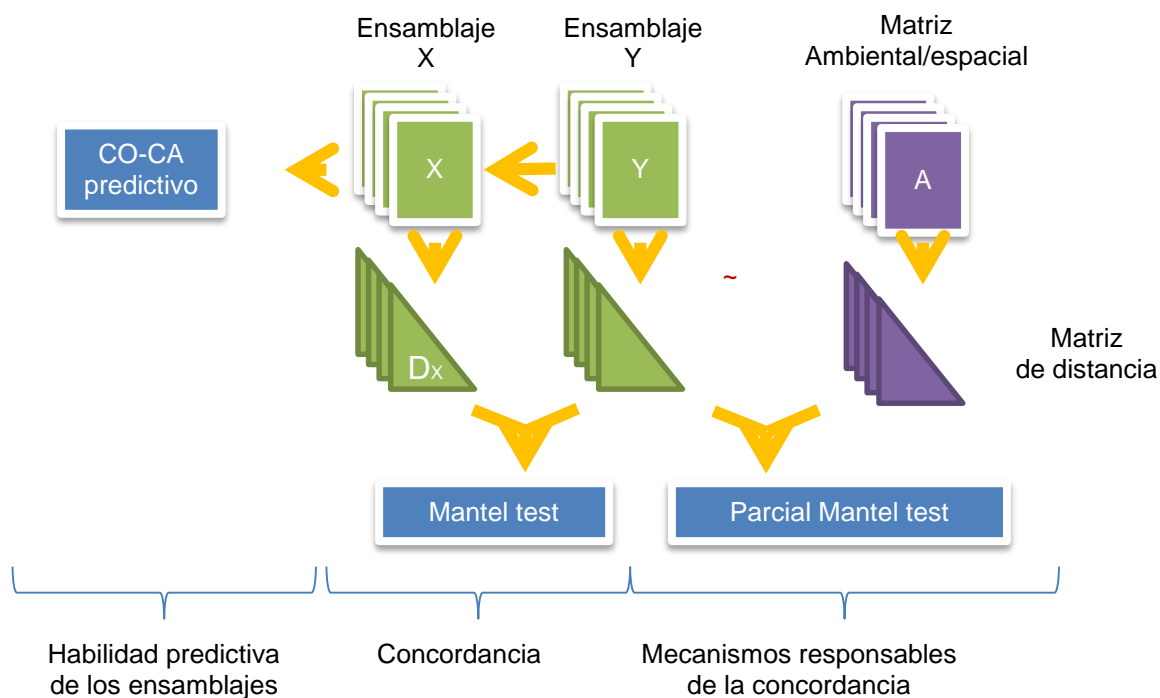


Figura 2. Esquema del análisis aplicado a las bases de datos de presencia/ausencia de los cuatro grupos taxonómicos (aves, mamíferos, reptiles y vegetación).

6.4.1. Distribución espacial de la riqueza

Para graficar la distribución espacial sobre el espacio geográfico, se utilizó una técnica de interpolación simple con el fin de mostrar los patrones de distribución de riqueza de cada uno de los taxa estudiados. Partiendo de la condicional que el valor de la riqueza de especies de una celda no es independiente del valor de la riqueza de especies de las celdas contiguas y en consecuencia tienen dependencia espacial, se utilizó el método *Kriging* ordinario de estimación de puntos. Este utiliza un modelo de variograma para la obtención de datos, donde se calculan los pesos que se darán a cada punto de referencia usado en la valoración. Esta técnica

de interpolación se basa en la premisa de que la variación espacial continúa con el mismo patrón en el área estudiada (Isaaks y Srivastava, 1989).

Los análisis geoestadísticos se realizaron con el software estadístico R (Bivand *et al.*, 2008; R Core Team, 2012). Para ello, se emplearon las librerías *rgdal*, *spdep* y *gstat*. La edición de los mapas se hizo en Quantum GIS 1.7.4 “Wroclaw”.

6.4.2. Efecto de los factores ambientales y espaciales en la composición de ensamblajes

Se utilizó una técnica de partición de la varianza para validar la contribución relativa de las variables ambientales y espaciales en la estructura de los grupos biológicos; en donde el porcentaje total de varianza explicada a través de un análisis de redundancia (RDA, Lambert *et al.*, 1988) se dividió en contribuciones compartidas y únicas del conjunto de variables ambientales y espaciales (Boccard *et al.*, 1992). Este análisis puede entenderse como una regresión múltiple, pero con múltiples variables de respuesta (especies que componen un ensamblaje determinado) (Graça y Pavanelli, 2007). El análisis utiliza primariamente un R^2 ajustado para evaluar las particiones explicadas de las cuatro matrices explicativas y sus combinaciones, es considerado como un método no sesgado (Perez-Neto *et al.*, 2006). Para este análisis se utilizó el paquete de ecología de comunidades “vegan” (Okasen *et al.*, 2003) en el software R (R Development Core Team, 2014).

La matriz de variables ambientales fue compuesta de las siguientes variables: Altitud (msnm), pendiente (%), precipitación (mm), Temperatura promedio anual (°C), temperatura máxima absoluta, temperatura máxima promedio, temperatura mínima absoluta, temperatura mínima promedio, distancia a arroyos (km) y distancia a arroyos principales. La matriz de variables geográficas estuvo compuesta por las distancias latitudinales y longitudinales en grados decimales entre localidades de colecta. La matriz de impacto humano fue compuesta por variables de distancia a actividades humanas presentes en la zona de estudio: Distancia a carreteras (km), distancia a caminos, distancia a cultivos, distancia a poblados pequeños (100-1000 habitantes), distancia a poblaciones mayores (<1000 habitantes).

Al utilizar tres matrices exploratorias (geográfica, ambiental e impacto), se generaron ocho componentes de variación (fig. 3) (Anderson y Gribble, 1998) como se describen a continuación:

[a] Geográfico puro; es la variación espacial que es independiente del ambiente o el impacto.

[b] Ambiental puro; es la variación ambiental que no está espacialmente estructurada ni relacionada con el impacto.

[c] Impacto puro; es la variación producida por las actividades humanas no espacialmente estructurada e independiente del ambiente.

[d] Ambiental espacialmente estructurado, como descrito en Borcard *et al.* (1992), la variación en el ambiente ligada a la variación espacial.

[e] Componente combinado ambiente/impacto, la variación espacial combinada de ambas variables.

[f] Impacto espacialmente estructurado; fracción de la variación combinada de ambas variables.

[g] Componente combinado espacio/ambiente/impacto; fracción de la variación explicada por la combinación de todas las variables analizadas.

[h] Residuales no explicados; Este componente es el residuo del análisis, es la variación que no puede ser atribuida a ninguna de las variables analizadas ni a ninguna de sus interacciones.

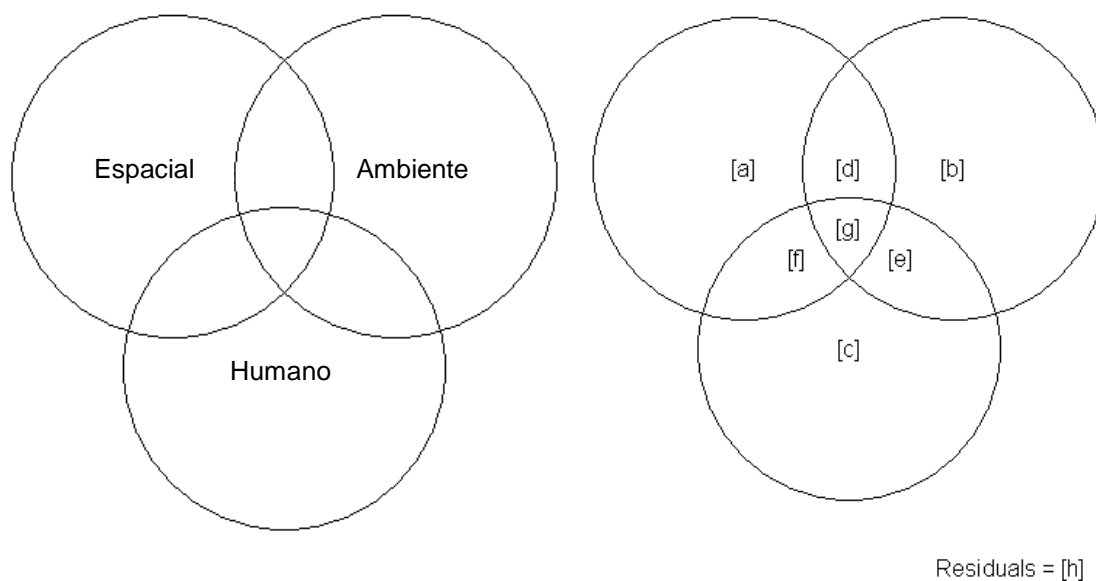


Figura 3. Diagramas de Venn representando las particiones en la varianza explicada en los modelos (Okasen *et al.*, 2003).

Las variaciones explicadas por cada componente descrito arriba fueron basadas en fracciones ajustadas. Las fracciones ajustadas son mejores estimadores pues toman en consideración el número total de predictores y el tamaño de la muestra (Peres-Neto *et al.*, 2006). La significancia de cada fracción fue evaluada utilizando pruebas de permutación con 999 aleatorizaciones. En este caso solamente los componentes [a], [b] y [c] son testables (figura 3) (Peres-Neto *et al.*, 2006).

Previamente a los análisis anteriores, los datos fueron sometidos a una transformación de Hellinger según lo recomendado por Legendre y Gallagher (2001) y Peres-Neto *et al.* (2006) para una mejor partición de la varianza basada en RDA. Los resultados fueron muy similares después de excluir las especies raras (las que

solo aparecieron en una unidad muestral), por lo que en los análisis se continuaron utilizando el total de los datos.

Debido a que la autocorrelación espacial incrementa el error estadístico Tipo I, se evaluó si los residuales del modelo estaban fuertemente correlacionados calculando *I* de Moran (Diniz-Filho *et al.*, 2003). El *I* de Moran varía entre -1 (perfecta dispersión) y 1 (perfecta correlación), valores de *I* positivos para una distancia dada indican que existe autocorrelación espacial para dicha distancia, valores 0 indican un modelo espacial aleatorio. Se calculó el *I* de Moran utilizando el programa SAM 4.0 (Rangel *et al.*, 2006).

6.4.3. Delimitación de identidades naturales (Comunidades)

Se evaluó si existe asociación de las distintas localidades de muestreo con base en la ocurrencia de cada una de las especies de todos los taxa. Se utilizó el método de Ward (recomendado en Legendre y Legendre, 1998) como regla de unión para obtener grupos jerárquicos. Un número de cuatro grupos fueron escogidos con el criterio de Calinski-Harabasz (Calinski y Harabasz, 1974) en el árbol jerárquico obtenido con el algoritmo *K-means*. El método de agrupamiento *K-means* es un método que tiene como objetivo la partición de un conjunto de *n* observaciones en *k* grupos en el que cada observación pertenece al grupo más cercano a la media. Se utilizó la transformación de Hellinger la cual ha sido sugerida para análisis con medidas Euclidianas y datos de comunidades (Okasen *et al.*, 2003).

Para evaluar la heterogeneidad espacial en la relación entre la riqueza de especies en cada uno de los ensamblajes y la variabilidad ambiental se utilizaron regresiones geográficamente ponderadas (*geographically weighted regression* GWR; Fotheringham *et al.*, 2002; ver también Cassemiro *et al.*, 2007; Svenning *et al.*, 2009). GWR calcula una regresión por cada localidad de colecta (punto focal), mientras que todas las localidades en un ancho de banda determinado son ponderadas de acuerdo a su distancia geográfica del punto focal, siguiendo una función determinada. Se asumió una función Gaussiana (Hortal *et al.*, 2011) para el decaimiento del peso por distancia. Para facilitar la comparación entre las distintas matrices de muestreo se utilizó un ancho de banda fijo, determinado utilizando el criterio de información de Akaike (AIC) (Burnham y Anderson, 2002) incluido en SAM 4.0 (Rangel *et al.*, 2010). Las variaciones en los coeficientes de regresión de GWR identifican regiones con diferentes intensidades en la relación entre riqueza y variabilidad climática y efecto humano. El límite entre estas regiones fue detectado por el cambio en la variación en la pendiente de la relación riqueza-clima/riqueza-impacto a través de la regresión linear seccionada (Hortal *et al.*, 2011). Los análisis GWR fueron realizados en SAM v4.0 (Diniz-Filho *et al.*, 2008; Rangel *et al.*, 2010).

7. RESULTADOS

7.1. Especies de rapaces y grupos objetivo

Como grupo subrogado, seleccionamos las siguientes seis especies de rapaces diurnas con suficientes registros para los análisis estadísticos, de las diez especies registradas en la zona durante el estudio:

halcón zona de cola (*Buteo albonotatus*),

halcón de cola roja (*Buteo jamaicensis*),

halcón peregrino (*Falco peregrinus*),

cernícalo americano (*Falco sparverius*),

caracara crestado norteño (*Caracara cheriway*)

halcón de Harris (*Parabuteo unicinctus*).

Como grupos objetivo para representar la biodiversidad local, se registró la presencia de 45 especies de aves no rapaces, 19 especies de Reptiles, 28 especies de mamíferos y 203 especies de Plantas (apéndices).

Tabla II. Coeficientes de correlación de Mantel entre las matrices de distancia derivadas de las comunidades biológicas y las variables ambientales (EV) o Geográficas (GD)

Comunidad	EV	P - valor	GD	P-valor
Aves	0.1817	0.0002	0.2325	0.0002
Reptiles	0.2098	0.0008	0.1917	0.0020
Mamíferos	0.1149	0.0438	0.1842	0.0002
Plantas	0.1504	0.0016	0.0617	0.0246
Rapaces presencia	0.1399	0.0002	0.1316	0.0002

Valores significativos ($p < 0.05$) presentados en negritas.

7.2. Concordancia de grupos

Las presencias de las rapaces estuvieron simultáneamente asociadas a las distancias ambientales y geográficas al igual que los otros ensamblajes (tabla II). Se identificaron distintos niveles significativos de concordancia para las comparaciones entre los taxa Aves, Plantas y Roedores y las rapaces (tabla III).

Tabla III. Coeficientes de correlación de Mantel entre las matrices de distancia derivadas de las comunidades biológicas controlando las variables ambientales (EV) o Geográficas (GD)

taxa	Mantel r	P- valor	EV control		GD control		N
			Mantel r	p-valor	Mantel-r	p-valor	
Aves-Reptiles	0.0917	0.0582	-	-	-	-	127
Aves-Plantas	0.4421	0.0002	0.4279	0.0002	0.1508	0.0012	184
Aves-Mamíferos	0.2614	0.0002	0.2707	0.0002	0.2478	0.0002	81
Reptiles-Plantas	0.0353	0.1604	-	-	-	-	184
Reptiles-Mamíferos	0.2065	0.0140	0.1891	0.0166	0.1909	0.0210	28
Mamíferos-Plantas	0.0687	0.0210	0.0416	0.0814	0.0654	0.0259	65
Rapaces-Aves	0.3222	0.0002	0.1279	0.0002	0.1297	0.0002	416
Rapaces-Plantas	0.1918	0.0002	0.1675	0.0002	0.1835	0.0002	184
Rapaces-Reptiles	0.0075	0.4183	-	-	-	-	127
Rapaces-Mamíferos	0.0815	0.0981	-	-	-	-	81
Rapaces-Roedores	0.0935	0.0485	0.0998	0.0449	0.0997	0.0445	81
Carnívoros-Roedores	0.0017	0.4413	-	-	-	-	82
Herb Mamíferos-Plantas	0.1286	0.0178	0.1288	0.0201	0.1283	0.0174	65
Herb Aves-Plantas	0.3313	0.0002	0.3354	0.0002	0.3786	0.0002	184
Carnívoros-Reptiles	-0.0719	0.8702	-	-	-	-	28
Rapaces-Reptiles	0.0075	0.4221	-	-	-	-	127

Valores significativos ($p < 0.05$) presentados en negritas. Cuando las pruebas de Mantel simple no fueron significativas no se realizaron pruebas parciales de Mantel.

Las pruebas de Mantel parciales controlando el efecto de las variables ambientales y geográficas se realizaron solo para los pares de ensamblajes que presentaban

niveles significativos de concordancia y estaban asociados simultáneamente con las distancias ambientales o geográficas. Las diferentes combinaciones de taxa respondieron de manera diferencial a la variabilidad ambiental y las relaciones biológicas fueron generalmente débiles (0.0687-0.4421) (ver coeficientes de correlación en tabla III).

De las seis especies de aves rapaces individuales, las siguientes cuatro especies: *B. jamaicensis*, *F. sparverius*, *P.* y *C. uncinctus cheriway*, presentaron correlaciones significativas con toda la comunidad de aves. *C. cheriway* también fue concordante con la comunidad de plantas y *B. jamaicensis* con la comunidad de roedores. Las comparaciones restantes no fueron estadísticamente concordantes (tabla IV).

En general, el análisis CO-CA mostró que la composición de cualquier ensamblaje dado tuvo poca o ninguna habilidad para predecir la composición del ensamblaje de otro grupo. Como se explicó anteriormente, se consideraba significativo todo valor predictivo (%) superior a cero (ter Braak y Schaffers 2004). Las predicciones de la vegetación sobre el grupo de aves tuvo el máximo valor predictivo (3.45%) de todas las comparaciones (tabla V), valor que es considerado bajo como para ser un indicador eficiente. De nuevo, no se encontró ningún ensamblaje particular que predijera significativamente todos los otros ensamblajes (tabla V).

Tabla IV. Coeficientes de correlación de Mantel entre las matrices de distancia derivadas de la presencia de especies individuales frente a comunidades biológicas.

Especie	Taxon	r	p
Buteo albonotatus	Aves	-0.0013	0.6759
Buteo jamaicensis	Aves	0.0747	0.0002
Falco peregrinus	Aves	0.0014	0.4531
Falco sparverius	Aves	0.1441	0.0002
Parabuteo unicinctus	Aves	0.0652	0.0016
Caracara cheriway	Aves	0.3296	0.0002
Buteo albonotatus	Reptiles	**	**
Buteo jamaicensis	Reptiles	-0.0132	0.6935
Falco peregrinus	Reptiles	0.0052	0.3797
Falco sparverius	Reptiles	-0.0431	0.8194
Parabuteo unicinctus	Reptiles	-0.0107	0.6451
Caracara cheriway	Reptiles	0.0539	0.1494
Buteo albonotatus	Mamíferos	**	**
Buteo jamaicensis	Mamíferos	0.0453	0.0865
Falco peregrinus	Mamíferos	**	**
Falco sparverius	Mamíferos	0.0106	0.3927
Parabuteo unicinctus	Mamíferos	0.0145	0.3023
Caracara cheriway	Mamíferos	0.0559	0.1444
Buteo albonotatus	Vegetación	**	**
Buteo jamaicensis	Vegetación	0.0349	0.0758
Falco peregrinus	Vegetación	-0.0059	0.6561
Falco sparverius	Vegetación	0.0219	0.226
Parabuteo unicinctus	Vegetación	0.0086	0.3059
Caracara cheriway	Vegetación	0.2206	0.0002
Buteo albonotatus	Roedores	**	**
Buteo jamaicensis	Roedores	0.0573	0.0407
Falco peregrinus	Roedores	**	**
Falco sparverius	Roedores	0.0092	0.4193
Parabuteo unicinctus	Roedores	0.0104	0.3653
Caracara cheriway	Roedores	0.0648	0.124

Valores significativos ($p < 0.05$) presentados en negritas. Cuando las pruebas de Mantel simple no fueron significativas no se realizaron pruebas parciales de Mantel.

Nuestros resultados muestran que la riqueza relativa de cada grupo taxonómico varía dependiendo del sitio de muestreo (figura 4). Por ejemplo, la riqueza relativa de especies de Plantas es la más alta en muchas de las localidades, pero también

pueden estar completamente ausentes de otras. La dominancia de ciertos grupos en ciertas localidades podría estar más relacionada a la habilidad de dichos grupos a adaptarse mejor a las condiciones más duras de las áreas de desierto donde habitan que a su interdependencia (interacciones) con otros grupos.

Tabla V. Ajuste de validación cruzada de los ejes significativos del CO-CA predictivo ($P < 0.05$) entre ensamblajes.

Predictores	Respuesta	% de ajuste
Aves	Reptiles	**
	Mamíferos	**
	Plantas	2.05
	Rapaces	2.21
Plantas	Aves	3.45
	Reptiles	**
	Mamíferos	**
	Rapaces	**
	Herbívoros	**
Mamíferos	Reptiles	0.13
	Aves	1.20
	Plantas	**
	Rapaces	**
Herbívoros	Plantas	0.18
Roedores	Rapaces	0.05
Rapaces	Aves	0.76
	Reptiles	**
	Mamíferos	0.22
	Plantas	**
	Roedores	3.32
Reptiles	Aves	1.44
	Mamíferos	**
	Rapaces	0.30
	Plantas	0.92

Este indicador no puede ser comparado con la variación explicada de los métodos exploratorios. En este caso cualquier valor predictivo (%) superior a cero es significativo (de acuerdo a ter Braak y Schaffers 2004).

7.3. Distribucion espacial de la riqueza

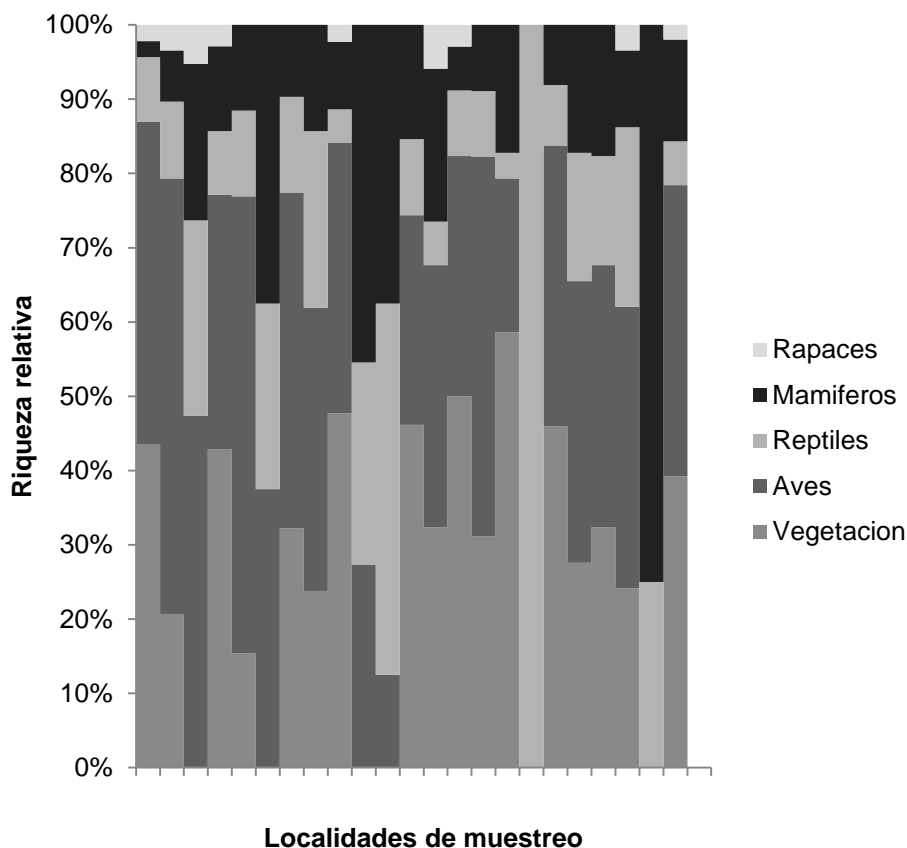


Figura 4. Riqueza relativa de los cuatro grupos taxonómicos muestreados más las Rapaces diurnas a lo largo del sur de la península de Baja California. Las localidades se muestran ordenadas en un gradiente latitudinal (norte a sur).

Todos los ensamblajes mostraron un marcado descenso en la riqueza de especies hacia el norte (fig. 5) Siguiendo una relación negativa con la altitud y negativa hacia las distancias a fuentes de agua (anexo 2). Sin embargo, el poder explicativo en todos los casos es relativamente bajo. Las localidades con menores valores de riqueza se ubican principalmente en el desierto del Vizcaíno. Las zonas con valores de riqueza intermedios se encuentran en las planicies costeras de la bahía

Magdalena, mientras que las localidades con mayor riqueza estimada se ubican en las sierras y la franja costera colindante con el golfo de California con matorral xerófilo o bosque estacionalmente seco.

Aunque de manera general se observa un patrón de riqueza similar para todos los taxa, a escalas más locales no se observa coincidencia geográfica de todas las áreas de alta riqueza de especies entre los distintos taxa (figura 5).

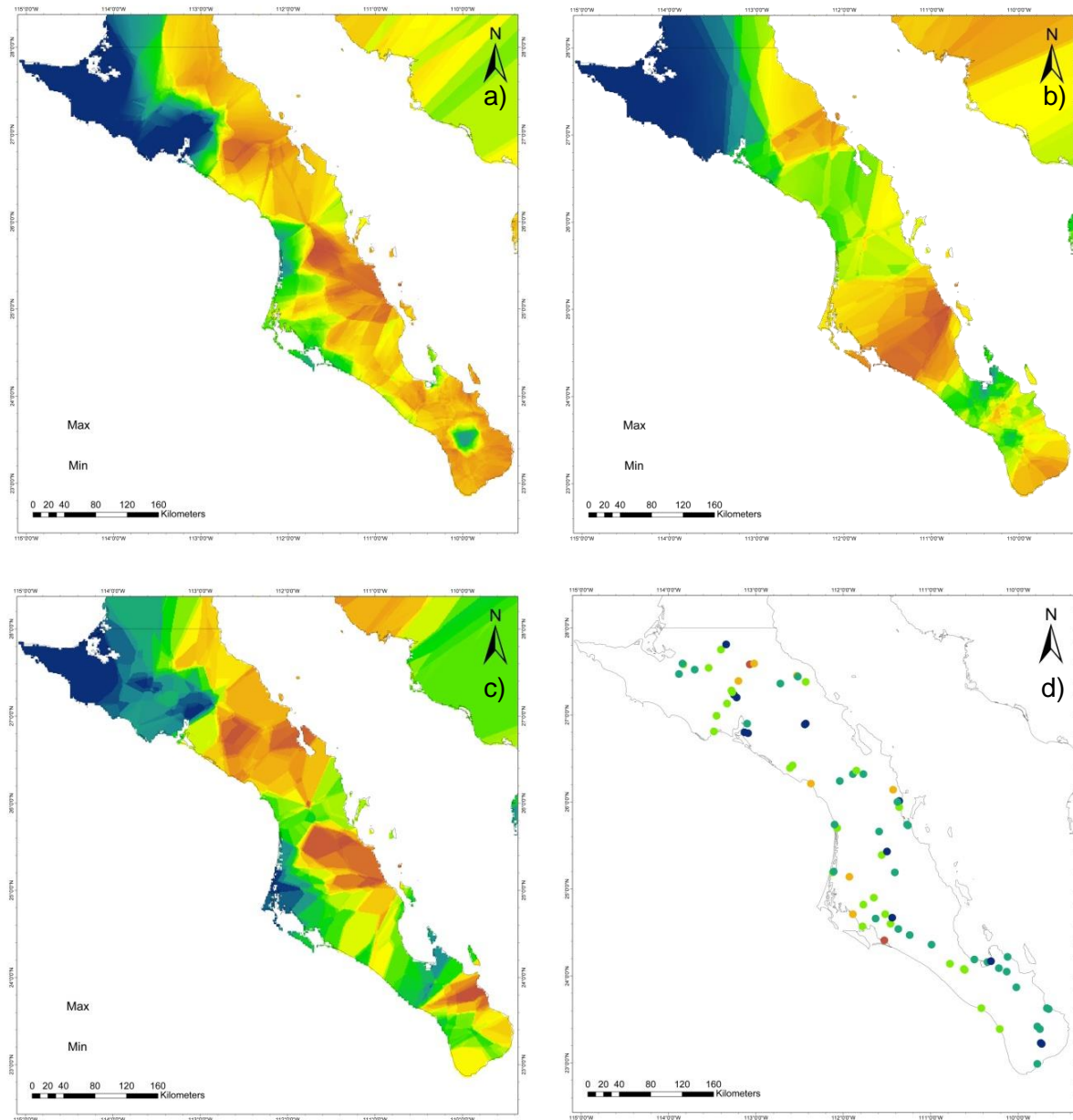


Figura 5. Patrones de distribución de riqueza de especies para cada uno de los taxa estudiados: a) aves, b) reptiles, c) vegetación y d) mamíferos. Los colores más cálidos indican una mayor riqueza. Nota: Debido al bajo N y bajo número de especies en las muestras de mamíferos, no se pudo realizar una interpolación satisfactoria. Se muestran los puntos focales de muestreo.

Las variables ambientales analizadas no presentaron una variabilidad extrema, sin embargo se pueden observar claros gradientes. Las más notorias fueron la variación latitudinal y longitudinal de la precipitación y la temperatura mínima; siendo las regiones más al sureste las más húmedas y más frías hacia el noroeste. Por lo que se identifican claramente las regiones del Vizcaíno como la zona más seca y fría, la región del Cabo como la más húmeda y cálida, las Sierras como las más húmedas y frías, y la región de la franja costera colindante con el golfo de California como la más cálida y seca (figura 6).

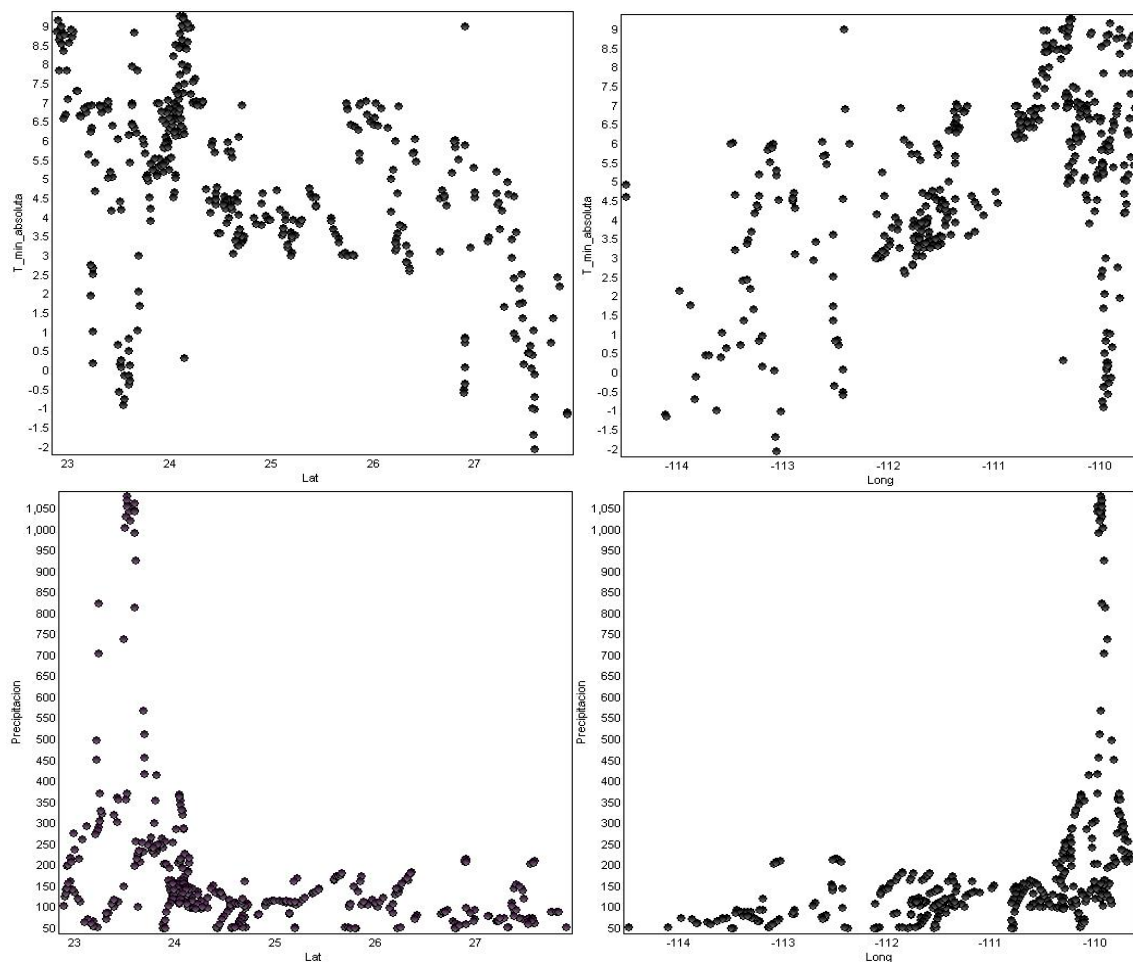


Figura 6. Variación latitudinal y longitudinal de la precipitación y la temperatura mínima en los puntos de muestreo.

7.4. Efecto de los factores ambientales y espaciales en la composición

La contribución relativa de los factores ambientales, espaciales y de impacto varió para cada grupo biológico considerado (Figura 7). El poder de predicción de las matrices explicativas fue siempre bajo y en algunos casos no significativo.

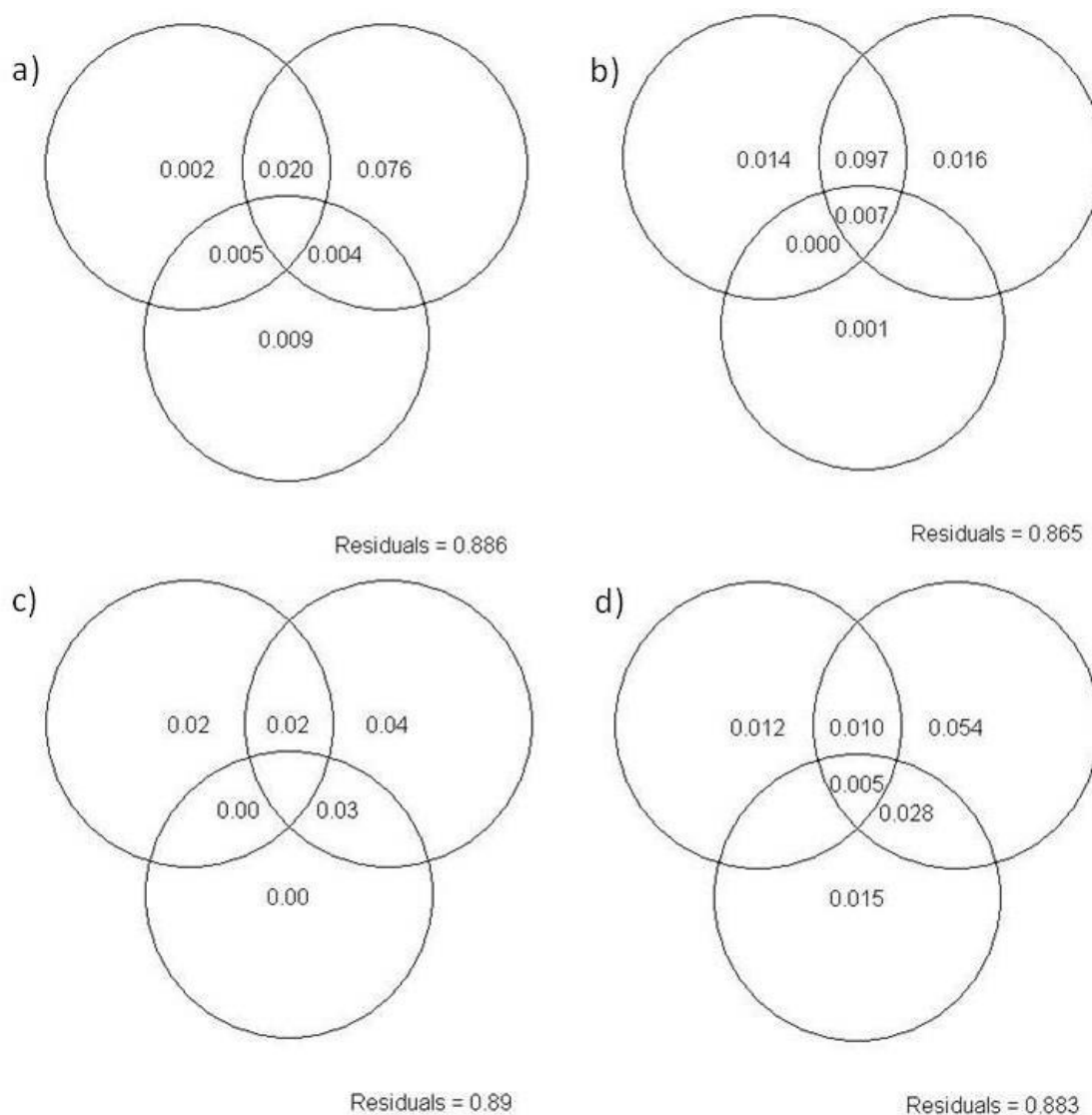


Figura 7. Contribución relativa de los factores ambientales, espaciales y humanos para los grupos biológicos considerados. a) Reptiles, b) Mamíferos, c) Aves, d) Vegetación.

7.5. Delimitación de identidades naturales

Para casi todos los casos, las variables ambientales puras siempre fueron las más importantes, excepto para los mamíferos, en donde de la variabilidad explicada fue mayor para la combinación de las variables geográficas y ambientales. Por el contrario, las actividades humanas siempre tuvieron poco poder explicativo en todos los ensamblajes.

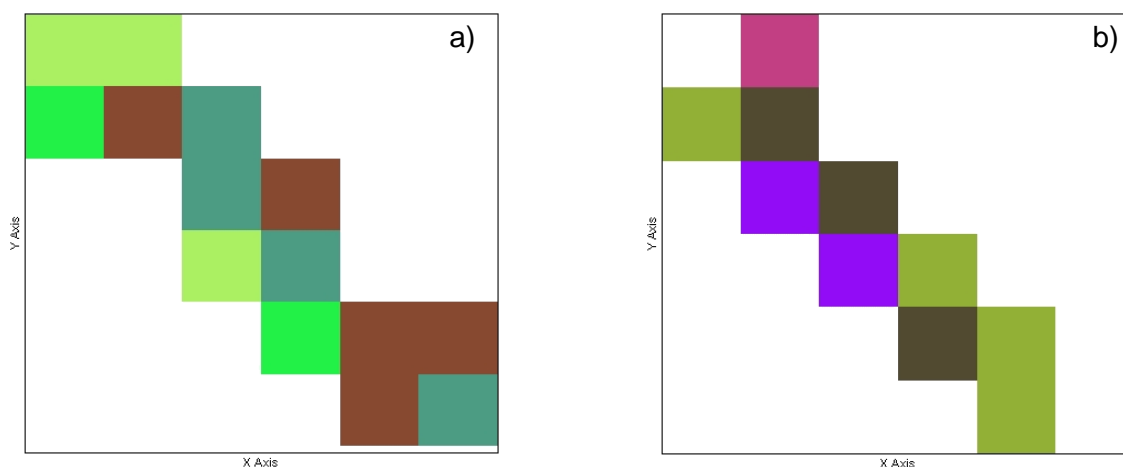


Figura 8. Representación esquemática de la península de Baja California donde de la localización geográfica de las cuatro comunidades distintas resultantes del análisis de clúster por *K-means*, utilizando: a) variables ambientales, b) riqueza de especies. Cada tonalidad indica una comunidad (grupo con características compartidas).

A través de los análisis de ordenación, se puede observar una fuerte agrupación de dos grupos principales y la relación de las 4 subunidades inferiores (figuras 8 y 9). Las agrupaciones están asociadas principalmente por la influencia con la precipitación y distancia al agua dulce superficial (arroyos), lo cual está influido a su vez por la topografía, tal y como se puede observar en la figura 10. Estos resultados indican que la interacción entre las agrupaciones de especies y las variables ambientales forman cuatro comunidades principales.

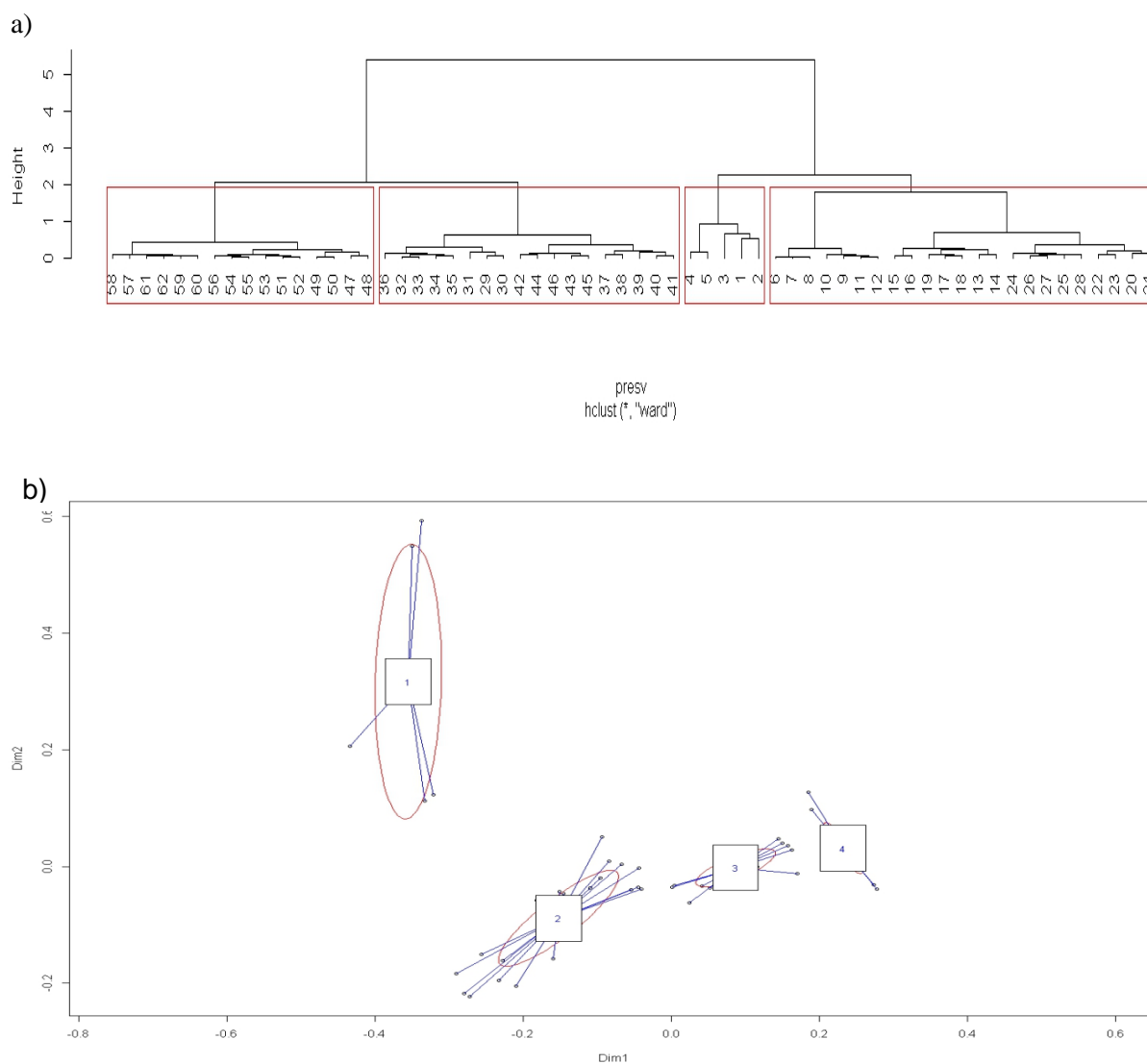


Figura 9. Relación entre grupos. Dendrograma (a) y gráfico de puntos (b) mostrando la relación de los grupos jerárquicos construidos a través del método de Ward y evaluados con *K-means*. Los recuadros y elipses rojas indican las cuatro entidades distintas (comunidades), las líneas divergentes en cada grupo en el gráfico (b) indican la relación de cada localidad al centroide de su grupo.

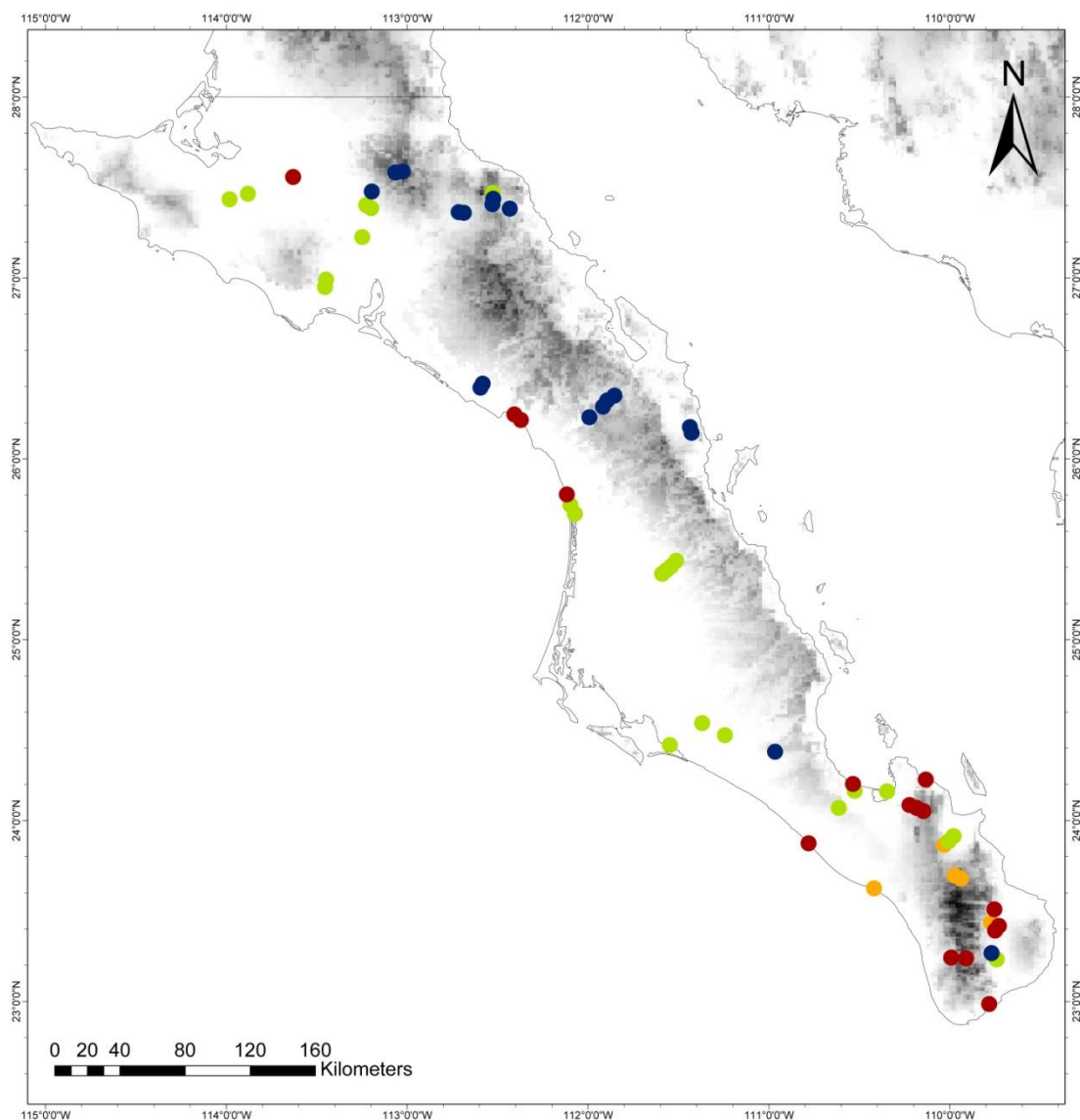


Figura 10. Distribución geográfica y su relación con la topografía de las agrupaciones jerárquicas construidas a través del método de Ward y evaluadas con *K-means* a partir de la presencia de las especies de todos los taxa combinados.

Se encontraron importantes variaciones en los coeficientes de regresión de GWR los cuales identifican regiones con diferentes intensidades en la relación entre riqueza y variabilidad climática. El límite entre estas regiones fue detectado por el cambio en la variación en pendiente de la relación riqueza-clima (R^2) (figura 11).

a)

b)

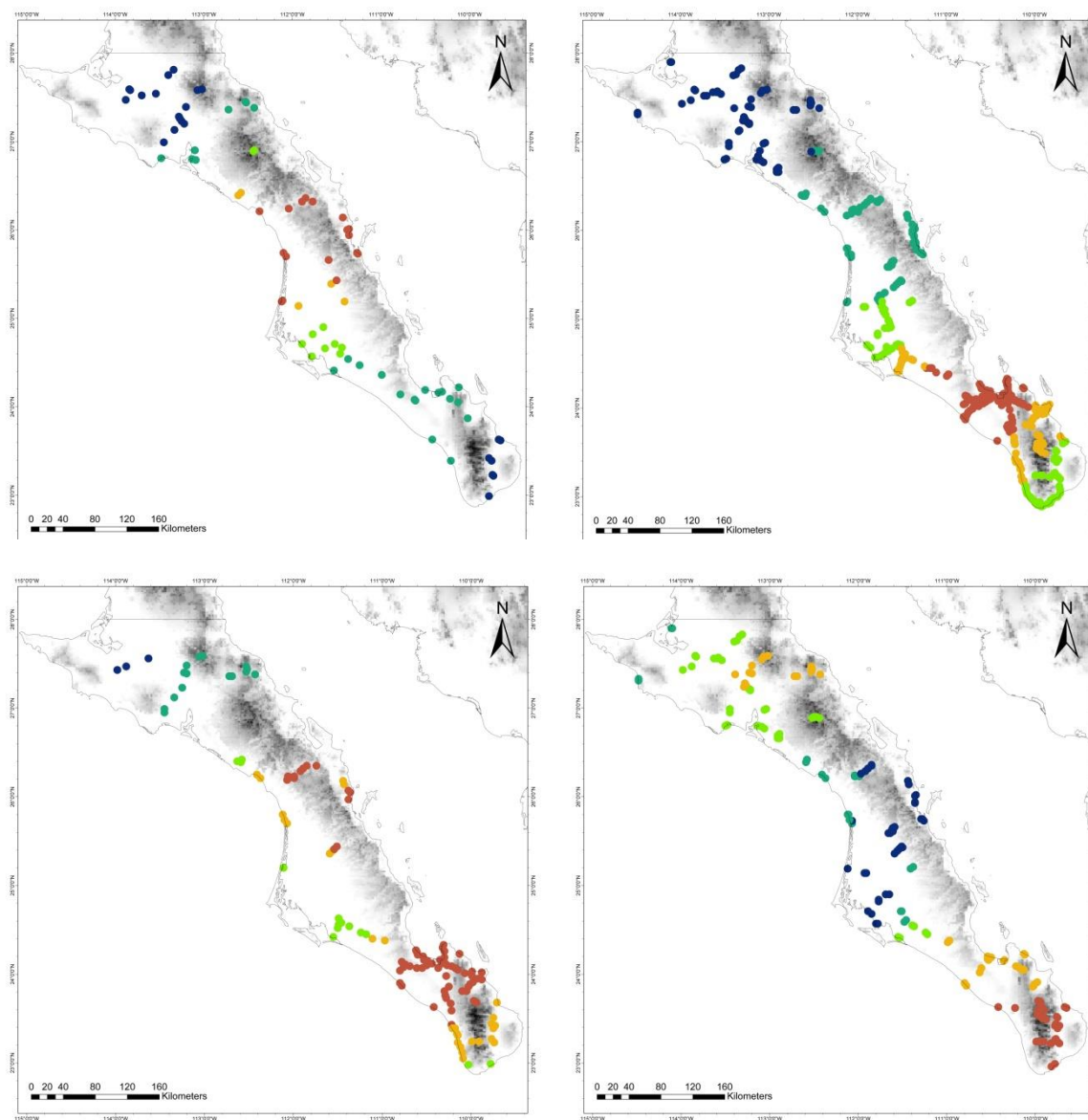


Figura 11. Distribución geográfica del coeficiente de determinación (r^2) del modelo WGR de la relación entre la riqueza de especies y la variabilidad ambiental para cada localidad de muestreo. a) Mamíferos b) aves c) reptiles d) vegetación.

7.6. Impacto de actividades humanas

Se observó que las variables de impacto derivadas de las actividades humanas tienen efectos variados en las diferentes especies de rapaces analizadas, siendo

las especies *F. sparverius*, *P. unincintus* y *C. cheriway* las que se ven favorecidas por el efecto de las distancias a caminos y carreteras, mientras que *B. alboronatus*, *B. jamaicensis* y *F. peregrinus* muestran efectos negativos, evitando áreas más impactadas por las actividades humanas (figura 12).

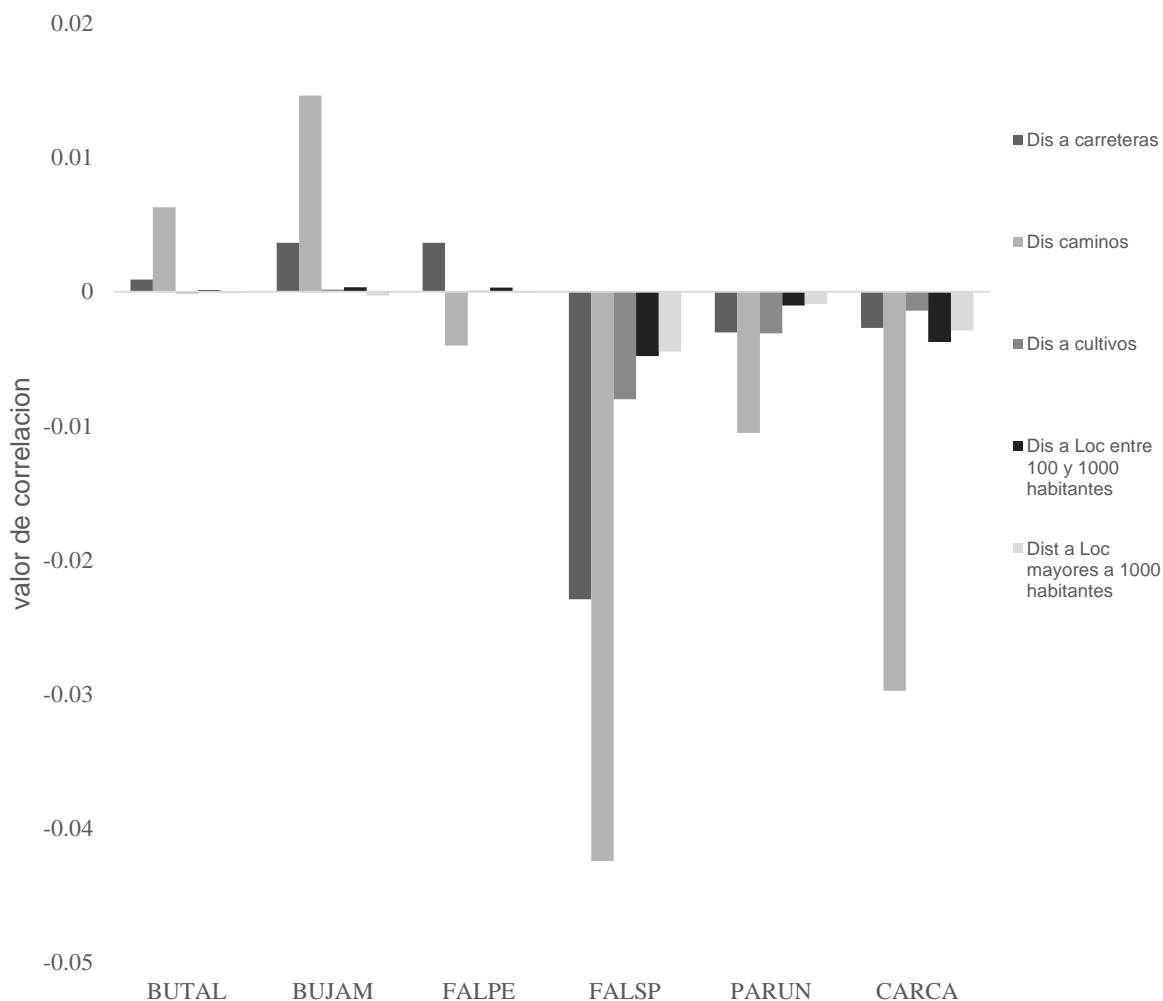


Figura 12. Efecto de las variables indicadoras de impacto (origen humano) en la presencia de las especies de rapaces estudiadas. BUTAL (*B. alboronatus*), BUJAM (*B. jamaicensis*), FALPE (*F. peregrino*), FALSP (*F. sparverius*), PARUM (*P. unincintus*) y CARCA (*C. cheriway*). El efecto se muestra como el valor de la pendiente de regresión lineal.

8. DISCUSIÓN

El entender los factores que determinan la estructura y composición de las comunidades biológicas es un tema esencial en ecología. Aunque muchas hipótesis han sido propuestas para explicar los patrones de riqueza de especies y comunidades, ahora existe el consenso relativo de que las variables climáticas y la heterogeneidad ambiental son los principales controladores de las comunidades (Jetz y Rahbek 2002; Hawkins *et al.*, 2003). Sin embargo, todavía es menos claro el papel de las interacciones biológicas entre los taxa o niveles tróficos para la delimitación de la riqueza de especies (Menéndez *et al.*, 2007; Kissling *et al.*, 2008). Finalmente, se ha determinado que las actividades humanas condicionan la estructura de las comunidades y pueden modificar las interacciones entre las especies (Tilman y Lehman, 2001).

Nuestros resultados muestran que la distribución de la riqueza de vertebrados en el sur de la península de Baja California parecen depender de varios factores ambientales e interacciones biológicas, las cuales varían independientemente entre cada una de las clases taxonómicas y tróficas estudiadas. Estudios similares en regiones tropicales y templadas han mostrado un patrón similar al observado por nosotros (Rey Benayas y de la Montaña, 2003; Moreno-Rueda y Pizarro, 2009; Padial *et al.*, 2012). Nuestro estudio, al igual que los citados, muestra que áreas con alto valor para un taxón no siempre corresponden con el de otro taxón, o que la

congruencia de esos valores son demasiado bajos para ser de utilidad práctica. Al comparar con algunas otras propiedades del ecosistema, como la producción primaria, que ha mostrado ser mejor predictor (Gaston, 1996; Rosenzweig, 1995), éstos serían más útiles como indicadores que los resultados de congruencia. La concordancia de ensamblajes debería de ser fuerte para ser utilizada como un indicador del nivel de biodiversidad (Paavola *et al.*, 2003); en este estudio, los valores de concordancia fueron siempre bajos. La mayoría de las comparaciones entre especies individuales (rapaces) frente a de los grupos taxonómicos no mostraron ningún patrón de correlaciones consistentes. Nuestros resultados están de acuerdo con nuestra predicción inicial y son concordantes con los hallazgos de estudios previos con diferentes gremios, en el que al utilizar un conjunto de especies funcionales resulta en mejores predicciones de la riqueza de múltiples grupos taxonómicos que las predicciones basadas en especies individuales (carpinteros, Drever *et al.*, 2008; búhos, Koch *et al.*, 2011).

Las aves presentaron selección de hábitat a escala muy local (Penteriani *et al.*, 2001; Fuller, 2012), por lo que es a esta escala local donde supondríamos que la concordancia fuera más fuerte. Como se esperaba, a la escala de paisaje que se usó en este estudio la heterogeneidad de los componentes vegetales del paisaje fueron los que posiblemente causaron los efectos difusos en la riqueza de especies, como Tews *et al.* (2004) y Morelli (2013) argumentan, la vegetación es un estructurador clave. Sergio *et al.* (2008) y Burgas *et al.* (2014) por ejemplo, sugieren que es mejor tomar la información de sitios de anidación para tener congruencias

más sólidas, lo cual les resultó significativo. Debido a que nuestro principal objetivo fue tratar de encontrar indicadores a lo largo de paisajes, nuestro diseño de muestreo no estuvo limitado por los sitios de anidamiento de las rapaces. De nuevo, nuestro estudio resultó concordante con estudios previos realizados a escalas similares a la nuestra (Paavola *et al.*, 2006; Bini *et al.*, 2008; Padial *et al.*, 2012) donde tampoco se encontró asociación entre la presencia de rapaces y biodiversidad (como en Ozaki *et al.*, 2006; Roth y Weber 2007; Jenkins *et al.*, 2012). En nuestro estudio las estructuras y riqueza de los ensamblajes tuvieron baja concordancia, lo que supone que los distintos grupos de organismos estuvieron respondiendo de manera diferencial e independiente hacia el ambiente (Allen *et al.*, 1999; Declerck *et al.*, 2005; Heino *et al.*, 2005; Oertli *et al.*, 2005; Bini *et al.*, 2007, Davis *et al.*, 2007).

Varias de las comparaciones entre taxa o niveles tróficos fueron explicadas por la respuesta similar de los grupos a los gradientes ambientales y geográficos analizados en el sur de la península de Baja California (tabla II). Aunque ningún grupo presenta correlaciones significativas con todos los demás grupos, las rapaces fueron el grupo que tuvo mayor correlación con otros taxa (aves totales, roedores y plantas). Sobre esto, es importante enfatizar que las rapaces pueden ser indicadores sencillos de la diversidad de toda la comunidad de aves, roedores y plantas. Las correlaciones observadas se pueden explicar entonces debido principalmente a las respuestas similares de los grupos al ambiente. También demuestran que los grupos interactivos, en este caso las aves rapaces con

roedores, muestran también los valores de concordancia más altos que con los grupos más generales, lo cual está directamente relacionado con las relaciones tróficas de dichos grupos. Nuestra comunidad de rapaces depreda principalmente roedores y aves pequeñas, por lo que se esperaba que estas concordancias fueran fuertes.

El análisis de la ecología de cada especie nos puede guiar para explicar los patrones observados; por ejemplo, *B. jamaicensis* es un generalista de hábitat en la península de Baja California, utilizando sobre todo las montañas y cubierta vegetal densa, y que depreda principalmente mamíferos (roedores pequeños, ardillas, y lagomorfos) y reptiles (serpientes, lagartos) (Preston y Beane, 1993; Rodríguez –Estrella, 1997; Gatto *et al.*, 2005). *F. sparverius* es también un generalista de hábitat, sobre todo en hábitats abiertos, pero está presente en todos los hábitats de la península de Baja California y depreda principalmente pequeños roedores, aves e invertebrados (Brack *et al.*, 1985; Johnsgard 1990; Bird y Negro, 1996; Rodríguez- Estrella, 1997). *P. unicinctus* es relativamente especialista de hábitat en la península de Baja California, prefiriendo hábitats naturales para la cría, pero no es exclusivo de estos ambientes; depreda principalmente lagomorfos, y algunos otros mamíferos (Bednarz y David, 1988; Coulson y Coulson, 1995; Johnsgard, 1990; Rodríguez- Estrella, 1997; Partida, 2015). *C. cheriway* es generalista en hábitat y dieta, su dieta se compone de carroña y presas vivas. El caracará depreda principalmente pájaros pequeños, reptiles, mamíferos e invertebrados (Preston y Beane, 1993; Rodríguez- Estrella y Rivera, 1997). El patrón que encontramos es que todas estas aves

rapaces son especies comunes en nuestra área de estudio, que tienen hábitos generalistas. Jonhsgard (1990) ha sugerido que los patrones de caza y las diferencias en dieta son las dimensiones de nicho más importantes entre estas especies rapaces, que los hábitats y las diferencias temporales. Estas rapaces parecen hacer no competir entre sí, mostrando de esta manera baja redundancia de funciones. Especies especialistas de hábitat han sido recomendados como sustitutos ideales (Pearson, 1994; Cabeza *et al.*, 2008). Cuando se cumplen las necesidades de hábitat de especialistas de hábitat se espera que también se llenan los requerimientos de hábitat de especies generalistas, a menos que las especies especialistas son tan especializados que ocupa un nicho muy estrecho (Martin *et al.*, 2014, 2015). Como un grupo funcional, que abarcan una gama muy grande en el tamaño de las presas son anteriores, entonces la mejora de la complementariedad de subrogación. Estudios similares en otros sistemas terrestres han identificado aves subrogadas fiables que incluyen conjuntos de múltiples especies. Al igual que en nuestro estudio, la subrogación más confiable se ha obtenido a través del enfoque de grupo (carpinteros, Derver *et al.*, 2008; Búhos, Koch *et al.*, 2011.). Como se han señalado Drever *et al.* (2008), el uso de especies subrogadas ofrece un atajo atractivo al monitoreo de la biodiversidad porque puede permitir el uso eficiente de los recursos limitados. Sin embargo, esta eficiencia debe equilibrarse teniendo en cuenta el aumento de la incertidumbre en los procesos subyacentes de las comunidades. Como una alternativa para hacer frente a esta incertidumbre, se propone seguir el enfoque de grupos funcionales descrito anteriormente.

Nuestros resultados concuerdan con otros estudios en los que no se han encontrado asociaciones significativas entre la presencia de las rapaces y la biodiversidad total de un sitio (Ozaki *et al.*, 2006; Roth y Weber, 2007; Jenkins *et al.*, 2012). Pero sí se han encontrado asociaciones positivas entre rapaces y algunos grupos específicos dentro de la biodiversidad total en regiones templadas (Sergio *et al.*, 2006; Burgas *et al.*, 2014). Estas diferencias en los resultados podrían ser explicadas debido a que en los estudios con resultados positivos los muestreos han sido realizados muy próximos a los postes de anidamiento de las rapaces, mientras que en el nuestro, como en los otros estudios sin asociación, el muestreo se efectuó en localidades fijas considerando áreas más extensas no necesariamente próximas a los sitios de anidamiento. Estudios previos han mostrado que las aves presentan una selección de hábitat a escalas muy locales (Penteriani *et al.*, 2001; Fuller, 2012), por lo que suponemos que en estas escalas finas la asociación entre rapaces y diversidad total podría ser más fuerte que a escalas más amplias. Nuestros resultados apoyan parcialmente la justificación conceptual acerca de la utilidad de los depredadores tope como indicadores. Para esta investigación nos hemos enfocamos principalmente en la identificación de un grupo que pueda servir como un subrogado eficaz de la biodiversidad a escala de paisaje y en una región extensa. Por lo tanto, nuestro diseño muestral no se vio limitado a la proximidad de los sitios de anidación de las rapaces, por lo que abarcó áreas más amplias y las escalas más grandes para proporcionar una muestra adecuada de la biodiversidad. A la escala de paisaje

donde no se consideran los territorios de anidamiento particulares pueden tener una heterogeneidad de hábitats mayor que puede, a la vez, presentar de una manera negativa, efectos más difusos y confusos en la riqueza de especies (ver también Tews *et al.*, 2004).

Entre los diferentes taxa, encontramos relaciones débiles después de controlar las variables ambientales, similar a lo encontrado por Hawkins y Pausas (2004), Hawkins y Porter (2003) y Jetz *et al.* (2009). Todos estos estudios parecen indicar que las relaciones entre animales y plantas pueden diferir entre los taxa que tengan diferentes tolerancias fisiológicas o ecologías metabólicas, posiblemente debido a los efectos climáticos directos (temperatura, humedad) (Qian *et al.*, 2009). Por ejemplo, los reptiles son menos dependientes de las fuentes de agua que los mamíferos; o las aves tienen mayor capacidad de movilización, lo que les permite ocupar zonas más heterogéneas.

La mayoría de los patrones de concordancia que se observaron son probablemente generados por interacciones biológicas, lo cual no concuerda con hallazgos de otros autores que enfatizan que las respuestas a gradientes ambientales o espaciales son las principales causas de la congruencia entre taxa en algunos ambientes (ambientes acuáticos: Paszkowski y Tonn, 2000; Paavola *et al.*, 2006, pero también ver Grenouillet *et al.*, 2008); de los grupos analizados, los ensamblajes de mamíferos con los de la vegetación muestran concordancia determinada

principalmente por la respuesta similar a variables ambientales y no parece ser explicada por interrelaciones biológicas o autocorrelación espacial. Sin embargo, este efecto desaparece al dividir al grupo de mamíferos por grupos tróficos, en donde se observa que las interacciones biológicas sí se presentan con los herbívoros (ver tabla III).

La concordancia significativa entre mamíferos-vegetación y aves-vegetación puede estar más relacionada a interacciones tróficas, lo cual es especialmente evidente cuando el valor r de correlación se ve incrementado al ser seleccionadas únicamente las especies que se alimentan directamente de plantas en cada uno de los grupos (ver herbívoros en tabla III). Así, estos grupos animales son moderadamente dependientes de las estructuras en los ensamblajes de la vegetación (Cueto y López, 1991; Kissling *et al.*, 2008; Qian y Kissling, 2010, Qian, *et al.*, 2009). Observamos que la variación en la riqueza de especies de mamíferos y aves, aunque débil, está relacionada a la riqueza de plantas en nuestra área de estudio, lo cual coincide con otros estudios en distintas partes del mundo en ecosistemas desérticos y semidesérticos (Andrews y O'Brien, 2002; Qian 2009). Se entiende entonces que una mayor diversidad de plantas provee una mayor variación en las fenologías de frutas, remplazo de hojas y ciclos de vida de insectos, factores todos que influyen en la diversidad de consumidores vertebrados (Herrera; 2002). Así también, las plantas son elementos estructurales de los ecosistemas terrestres ya que determinan la configuración del hábitat para muchas especies animales. Entonces, el incremento proporcional de la riqueza de especies animales al

incremento de especies vegetales, debería de ser resultado del incremento en la diversidad y complejidad de la estructura de la vegetación (Wiens y Rotenberry, 1981; Tews *et al.*, 2004). Los hallazgos que encontramos con respecto a la congruencia entre plantas y animales son consistentes con los de Qian (2007) y Qian *et al.* (2009), quienes encontraron que la riqueza de plantas en ecosistemas desérticos y semidesérticos en China y África, explicaba cantidades significativas de la varianza de mamíferos y otros vertebrados terrestres cuando se controlaban los efectos de las variables ambientales. Estos resultados también son coherentes con los de Kissling *et al.* (2008) quienes encontraron que las aves estaban significativa y positivamente correlacionadas con las plantas leñosas en ecosistemas desérticos en Kenia, manteniéndose aún después de controlar las variables ambientales y espaciales.

Dada la dependencia directa sobre las plantas, era predecible que los consumidores primarios (herbívoros) presentaran asociaciones más fuertes con la riqueza de plantas que consumidores de niveles más altos (insectívoros o carnívoros). Nuestros resultados apoyan esta idea, aunque no se encontraron relaciones significativas entre productores y consumidores a todos los niveles tróficos (lo cual es un resultado atípico en este tipo de escalas espaciales finas) donde estas relaciones tienden a ser fuertes (Chase y Leibold, 2002; pero ver también Qian y Kissling, 2010). Los carnívoros al estar en los niveles tróficos superiores presentan abundancias intrínsecamente bajas especialmente en sistemas de baja productividad como los desiertos (Oksanen *et al.*, 1981; Polis y Strong, 1996;

Barbosa y Castellanos, 2005). Las bajas correlaciones observadas pueden explicarse por una característica particular de este ecosistema. El desierto de la península de Baja California es un ecosistema deprimido en especies en relación a su origen en el continente (Grismer, 2002), aquí las cadenas tróficas son complejas y compuestas principalmente por especies muy generalistas (Polis, 1991a; Grismer, 2002; Attum *et al.*, 2006). En este sistema las cadenas tróficas tienden a ser extensas, la omnivoría y las interacciones en bucle son comunes, así también la conectividad es mayor (las especies interactúan con más depredadores y presas), los depredadores son raros y la relación depredador-presa son mayores a 1 (Polis, 1991b). En esta compleja situación del ecosistema, las especies tienden a responder independientemente de las otras en lugar de presentar interacciones fuertes, las cuales promoverían concordancias fuertes.

Más allá de solo proveer recursos alimenticios, la diversidad de plantas también facilita la alta riqueza de especies animales a través de la estructuración y complejidad del hábitat, ya que más especies de plantas proveen una mayor complejidad espacial y por ende más disponibilidad de nichos (MacArthur y MacArthur, 1961; Andrews y O'Brien, 2000; Kissling *et al.*, 2008). Nuestros resultados parecen apoyar esta teoría. Muchas especies fosoriales aprovechan que las raíces de algunas plantas suavizan el suelo para cavar sus madrigueras (roedores y lagomorfos), también las especies más grandes utilizan las ramas y follaje como refugio y sombra para ocultarse o descansar (ungulados y carnívoros).

Para las aves, ofrecen también más oportunidades de percha y sitios de anidamiento. Para confirmar esto se requieren de más estudios para formular conclusiones robustas al respecto de la estructuración espacial. Sin embargo, la inferencia indirecta apoya esta idea.

El poder predictivo para todos los ensamblajes fue también muy bajo; especialmente para las rapaces fue estadísticamente no significativo. Aun cuando esta idea es ecológicamente razonable y está avalada por datos empíricos (Sergio *et al.*, 2006; Burgas *et al.*, 2014; Martín y Ferrer, 2014), en este estudio no encontramos ningún grupo que pueda ser utilizado como indicador de otros ensamblajes, ni siquiera las rapaces que como depredadores tope poseen un fuerte apoyo teórico, siguiendo la idea que los depredadores tope dependen de un conjunto de condiciones bióticas y abióticas, por lo que su presencia implica la existencia de dicha complejidad difusa del ecosistema (Sergio *et al.*, 2006). Es probable que el uso de variables de escala local como los sitios de anidación de aves rapaces o la estructura de la vegetación, pudiera conducir a relaciones de concordancia más fuertes pero, en la práctica, la búsqueda de nidos de todas las especies de rapaces o medir los componentes estructurales en regiones tan extensas como nuestra área de estudio es complejo, costoso y exige de estudios a largo plazo. En nuestro contexto práctico para la planeación ambiental y selección prioritaria de áreas, el uso de depredadores tope no mostró tener suficiente apoyo. Enfatizamos que nuestro diseño utilizando la presencia de especies en localidades más extensas en lugar de sitios de

anidamiento o ámbitos hogareños de los depredadores es más relevante en un contexto pragmático, pues nuestro estudio refleja una situación bastante común en muchas regiones del mundo, en las cuales grandes áreas del territorio carecen de información individual geográficamente detallada de los depredadores (por ejemplo, localización de los nidos o ámbitos hogareños); usualmente estas regiones cuentan únicamente en sets de datos de presencia y/o ausencia de múltiples taxa y menos frecuentemente abundancia de las especies. En esta situación y trabajando a escalas de paisaje, nosotros sugerimos continuar también con lo que otros estudios han recomendado: las propiedades del ecosistema tal como la productividad primaria o variables que representan la energía del sistema, la disponibilidad de agua, y la interacción entre éstas, son usualmente predictores más fuertes de la biodiversidad que las especies indicadoras (ver Rosenzweig, 1995, Gaston, 1996).

Los patrones de concordancia entre ensamblajes biológicos son comunes. En los casos que éstos se presentan, la evaluación de las respuestas compartidas a gradientes ambientales o espaciales así como información sobre la historia natural de los grupos son de gran utilidad para identificar las causas de esta concordancia.

Las variables espaciales son más importantes para mamíferos y aves que para reptiles o vegetación. Por ejemplo, especies especialistas tienden a estar más determinadas por factores locales, mientras que especies generalistas son

afectadas principalmente por variables espaciales (McCauley, 2007; Pandit *et al.*, 2009).

Las posturas actuales reconocen que los factores que afectan la composición de las comunidades y la diversidad de especies a menudo están divididos en dos categorías generales: procesos locales (ej. heterogeneidad ambiental e interacciones entre especies), y procesos regionales (ej. dispersión, conectividad) (Ricklefs, 1987; Mouquet y Loreau, 2003; Holyoak *et al.*, 2005). Por ejemplo, los lugares ambientalmente similares pero distantes podrían presentar composiciones distintas simplemente porque no están próximos geográficamente o porque existen barreras que limiten la dispersión. Nuestro objetivo en este caso era aclarar qué procesos eran más importantes en la estructuración de las comunidades de vertebrados y plantas desérticas en el sur de la península de Baja California. Se hipotetiza que los procesos espaciales juegan un papel menos importante, como es predicho en los modelos neutrales con dispersión ilimitada. A más capacidad de dispersión se debería de explicar más por el ambiente. Nuestros resultados corroboran nuestra expectativa de que los procesos locales tendrían un mayor efecto en la estructuración de las comunidades biológicas en el desierto del sur de la península. Esta expectativa se basa en que nuestro sistema de estudio no posee mayores barreras geográficas o ambientales para la dispersión de especies adaptadas a ecosistemas áridos. Sin embargo, fue contra intuitivo encontrar que los reptiles con menor capacidad de dispersión fueron los menos afectados por la

estructura espacial del ambiente, es decir las localidades más cercanas no necesariamente comparten más especies. Aun así, los factores ambientales siempre explican mejor la estructura de las comunidades para todos los grupos.

Encontramos que ni los factores ambientales, ni los espaciales explican una proporción realmente importante de la variación total en la estructura de las comunidades de nuestra área de estudio. La falta de evidencia de efectos fuertes del ambiente y procesos de dispersión en estas comunidades no era un resultado realmente esperado. Aun así, nuestros resultados resaltan la importancia de los resultados negativos en la construcción de generalidades de los modelos conceptuales de metacomunidades que se han investigado (ver Young *et al.*, 2008 para una discusión en la importancia de resultados negativos). En el contexto de subrogación es relevante porque la modesta respuesta a los factores ambientales y la consiguiente poca estructuración de las comunidades puede conducir a bajas concordancias entre los taxa.

Los factores tratados anteriormente podrían explicar por qué no pudimos encontrar relaciones más fuertes entre la composición de las comunidades y ambos grupos de predictores. Pudimos sin embargo haber dejado por fuera algunas fuentes de predictibilidad. Nuestro estudio cubre una extensión de más de 700 km en línea recta de norte a sur y nuestras muestras cubren diferentes propiedades físicas y ambientales. Por lo que la alta proporción de variación no explicada no puede ser

atribuida a la falta de heterogeneidad ambiental. También, las variables ambientales utilizadas en este estudio han sido previamente reconocidas como determinantes en la distribución de vertebrados y plantas, es decir tienen implicaciones ecológicas para las especies (ver Rodríguez-Estrella, 2007). Coincidiendo con otros estudios que sugieren que las evaluaciones “instantáneas” (aunque hayan sido realizadas sobre grandes extensiones espaciales) podrían no tomar en cuenta procesos temporales importantes que estructuran las comunidades. Preocupaciones acerca de las limitaciones de estudios “de una visita” (Beisner *et al.*, 2006) o “estáticos” (Soininen *et al.*, 2007) han sido frecuentemente expuestas en literatura que utilizan particiones de varianza.

La baja predictibilidad en la composición de comunidades ha estado frecuentemente asociada a altos niveles de ruido en los datos (Attayde y Bozelli, 1998), con efectos de escala (extensión espacial y temporal) y la ausencia de algunas variables explicativas importantes (Beisner *et al.*, 2006; Hessen *et al.*, 2006; Soininen *et al.*, 2007). En nuestro caso, nos inclinamos hacia la falta de inclusión de los efectos temporales, para identificar patrones más fuertes. Sin embargo, otra explicación no menos factible es que la baja predictibilidad sea el patrón en este ecosistema. Las bajas correlaciones observadas pueden explicarse en parte debido a que el desierto es un ecosistema depauperado (Grismer, 2002), en donde las complejas redes tróficas se componen principalmente especies de muy generalistas (Polis, 1991a; Grismer, 2002; Attum *et al.*, 2006). Para este tipo de ecosistemas desérticos, las redes tróficas son más extensas, donde la omnivoría y bucles son

comunes, la conectividad es mayor (especies interactúan con muchos más depredadores y presas), los principales depredadores son raros y las relaciones presa-depredador son mayores a uno (Polis, 1991b). En este escenario, las especies tienden a responder de forma independiente el uno del otro en lugar de mostrar las interacciones fuertes, que promuevan concordancias altas.

Cada una de las interacciones entre especies pueden diferir dependiendo del contexto de la variación de los gradientes en que se encuentren (Chamberlain *et al.*, 2014). En escalas temporales ecológicas los resultados de la variación de interacciones pueden generar variación en el crecimiento de la población así como en las propiedades de las comunidades, como son las estructuras y estabilidad de las redes tróficas (Chamberlain *et al.*, 2014). Por ejemplo, al cambiar las condiciones ambientales, temperatura, estacionalidad y fenología o la variación en la abundancia de una tercera especie (Wootton, 1994; Daskin y Alford, 2012). Bajo este contexto, la estructura de las comunidades locales estaría definida por factores como productividad, depredación competencia y frecuencia de disturbios, en adición a procesos regionales que regulan el flujo de migración de individuos (Beisner *et al.*, 2006).

Cuando la estructura de una comunidad está espacial, ambiental o temporalmente organizada, se necesitan tomar en cuenta estos patrones para desarrollar estrategias para el manejo sostenible de los recursos naturales con el fin de

preservar esta organización de las relaciones entre especies y con su ambiente y mantener así la diversidad β (Legendre *et al.*, 2005).

Nuestros resultados apoyan la evidencia existente de que las variables ambientales están correlacionadas con la riqueza y composición de comunidades en diversos taxa, enfatizando la importancia del agua y la energía, principalmente por medio de la productividad y tolerancia climática (Field *et al.*, 2009; Qian, 2010; Olalla-Tárraga *et al.*, 2011; Gouveira *et al.*, 2013).

Los patrones de distribución de especies son factores clave para los análisis biogeográficos, incluyendo clasificación y regionalización biogeográfica (Myers y Giller, 1988). El concepto de regiones biogeográficas es uno de los más antiguos en biogeografía (Nelson y Platnick, 1984), y está basado principalmente en los patrones de distribución de las especies. Ahora este concepto ha integrado otros conceptos como el considerar que las provincias son respuesta de los procesos tanto ecológicos como históricos (Rosen, 1988). Sin embargo, las regionalizaciones han sido severamente criticadas. Una de las principales críticas es la selección de taxa, ya que las regionalizaciones pueden diferir entre diferentes grupos taxonómicos presentando a veces fuertes incongruencias. Brown y Gibson (1983) proponen que existe alta correspondencia a escalas ecológicas. Escalas donde las comunidades animales y vegetales están determinadas en gran medida por la estructura física del ambiente. Sin embargo, en nuestro estudio, se han identificado incongruencias principalmente a escalas intermedias, donde los factores

ambientales e históricos están operando simultáneamente (ver Brown y Gibson, 1983).

El efecto en la riqueza de la variabilidad climática y efecto humano muestra claramente un arreglo no estacionario, variando de región en región en ambos, importancia y extensión. Nuestros análisis identifican básicamente cuatro regiones distintas albergando ensamblajes estructuralmente diferentes, con diferentes respuestas al clima actual. Otros estudios también han reportado diferentes relaciones entre diversidad y ambiente en regiones templadas, a menudo mostrando consistentemente cambios similares entre diferentes grupos (Whittaker *et al.*, 2007). Por ejemplo, los cambios en la pendiente (r^2) de las relaciones de las aves con el ambiente son similares a las encontradas con los reptiles; en ambos grupos la relación con las variables ambientales es menos fuerte (menor r^2) hacia el norte que hacia el sur. Esto podría indicar que algún mecanismo general estaría operando a nivel de los ensamblajes, como podría ser la influencia de las condiciones más extremas hacia el norte (ver Hawkins *et al.*, 2003), o una coexistencia facilitada debido a un pool de especies más diversificado hacia el sur (ver Svenning *et al.*, 2009 y referencias). Lo que se observa entonces es una clara diferencia en las relaciones diversidad-ambiente correlacionada con la variabilidad ambiental de la región, lo cual interactúa con las características propias de cada grupo particular.

El relativamente amplio rango de variables climáticas y la topografía apoyan regiones fitofaunísticas claramente definidas, las cuales han sido notadas desde hace bastante tiempo (Shreve y Wiggins, 1964; Wiggins, 1980; Grismer, 1994). Estas regiones son buenos indicadores de las provincias bióticas ya que son un reflejo de las interacciones del clima y la topografía. Aunque nuestra síntesis es interesante, ésta no propone una nueva regionalización basada en la distribución de vertebrados o plantas, solamente ajusta las asociaciones a regiones previamente propuestas. Nuestros resultados generan mapas concordantes pero con mejor resolución de las relaciones entre grupos que las previamente presentadas para vegetación por CONABIO (1999), reptiles por Grismer (202), aves por Rojas-Soto *et al.* (2003) y mamíferos por Escalante *et al.* (2003) (figura 14). La comparación de la distribución y variación geográfica de los cuatro taxa evaluados revela que sus patrones coinciden bastante. Estos se diferencian uno de otro, pero aun así se mantiene la noción de que muchos de los taxa comparten algo de su historia ecológica y ambiental.

Consideramos que estudios posteriores tendrán mayor poder explicativo si se incluyen otras variables relacionadas a las interacciones bióticas y variación temporal y ambiental a escala fina (ej. estructura de la vegetación). Así también, dos puntos importantes emergen a partir de nuestros análisis: Primero, diferencias importantes en la historia de vida entre los diferentes taxa se traducen en efectos espaciales diferentes relacionados a las habilidades de dispersión (dispersión

diferencial). Segundo, más allá de la naturaleza espacialmente no correlacionada de la variación ambiental en nuestra muestra, mucha de la estructura de las comunidades puede ser atribuida a los efectos compartidos de las características ambientales y espaciales.

A diferencia de la mayoría de estudios en otras regiones, nuestros resultados muestran que las actividades humanas no tienen [aun] mayor influencia en la riqueza de especies de mamíferos, reptiles y vegetación, siendo la única excepción las aves. Actualmente en la región de estudio, el efecto humano negativo sobre la composición de las comunidades de vertebrados terrestres parece mantenerse en niveles bajos y focalizados. La degradación del hábitat producto principalmente de la agricultura y desarrollo urbano aún se limita a las regiones de mayor densidad humana (Los Cabos, La Paz, Cd. Constitución-Insurgentes). Aunque los efectos aún son bajos, ya se observan leves repercusiones negativas en la composición de las comunidades. Siendo el grupo de las aves las que más muestran este efecto negativo.

Dado que las actividades humanas todavía se mantienen en niveles de bajos a moderados en la mayor parte de la zona de estudio, los ensamblajes de aves pueden beneficiarse de los cambios de hábitat a estas pequeñas escalas, debido a que claros pequeños en hábitats continuos crean nuevas condiciones ambientales, favorecen nuevas fuentes y acceso a alimento (más roedores e insectos para

depredadores, o áreas para percha) y no aíslan aún los hábitats o poblaciones (Rodríguez-Estrella, 2007). Esto desde luego podría afectar a especies sensitivas pero puede mantener la riqueza de especies estable (Derleth *et al.*, 1989), lo cual desde un punto de vista de conservación no es lo deseable porque aunque la riqueza se mantenga, se perderían especies importantes, sobre todo las especialistas (Rodríguez-Estrella, 2007). Por otra parte, si grandes áreas fueran perturbadas y los hábitats se vuelven extensivamente fragmentados las especies especialistas tenderían a desaparecer (Lent y Capen, 1995; Ferraz *et al.*, 2007).

8.1. Implicaciones para la conservación

Este estudio tiene importantes implicaciones ya que muestra que se debe ser cauto con el uso de los depredadores tope y en general de especies indicadoras. Aunque sí se observaron concordancias, éstas siempre son débiles. Asimismo, la habilidad de un grupo para predecir la composición de otro fue también baja o no significativa. Se puede concluir entonces que el uso único de los depredadores como herramientas para identificar áreas de protección no se justifica, al menos en el ambiente árido de este desierto. Aunque las características enumeradas por Sergio *et al.* (2006) harían teóricamente adecuados a los depredadores tope como indicadores de la riqueza, nuestros resultados contravienen esto en la práctica. Así también, previamente han mostrado ser poco efectivos para la selección de sistemas complementarios (Cabeza *et al.*, 2007). Las características propias de los

depredadores tope, tales como sus bajas densidades, los hábitos sigilosos, y estrategias generalistas, hacen que su estudio y monitoreo resulte en bases de datos generalmente pobres en abundancia y ocurrencia, en donde es necesario asumir costos extremadamente altos en términos de esfuerzo temporal y económico, frente a otras estrategias más eficientes. Todos estos resultados sugieren que la mejor alternativa hacia la planeación ambiental y monitoreo biológico sigue siendo el muestreo sistemático de los diferentes ensamblajes de interés, o de especies endémicas o especialistas. De igual manera, resalta el prestar especial atención a los atributos de los paisajes transformados por los humanos y los patrones complejos a distintas intensidades de perturbación y la forma en que éstos afectan la riqueza y composición de las comunidades, también como en la función del ecosistema, tales como las interrelaciones que ocurren entre especies (Juutinen *et al.*, 2004). Y finalmente, de manera individual a especies de particular interés. Nosotros apoyamos fuertemente la noción de que la concordancia de ensamblajes debe de ser fuerte para ser utilizada como un indicador del nivel de biodiversidad (Paavola *et al.*, 2003). Heino (2010) por ejemplo sugiere que estas concordancias debieran ser superiores a 0.7 para que sean útiles en planeación ambiental. Sin embargo, en este estudio, los valores de concordancia fueron mucho más bajos que este valor. Resumiendo, no hemos encontrado ninguna especie de ave rapaz individual o de grupo (taxonómico o funcional) que puede ser utilizado como un subrogado eficiente para todos los demás grupos en el ecosistema. Aun así, si se debe seleccionar una estrategia de subrogación, se sugiere elegir el enfoque de grupo funcional, lo que parece ser una manera más holística de

representar la complejidad difusa del ecosistema (Estrada y Rodríguez-Estrella, 2016).

Así, si los supuestos detrás del uso de especies indicadoras son contradichos por la práctica, estos fallarán en alcanzar el objetivo de preservar la biodiversidad de una manera efectiva. Por lo que, el costo de generar inventarios de especies indicadoras no se justifica. Seleccionar sitios con base en indicadores inapropiados podría dar una falsa impresión de fundamento científico. Una carencia de fundamentos teóricos en las mediciones de especies indicadoras evidencia que es necesario dedicar más tiempo en el estudio de las bases ecológicas para la conservación. Un grupo indicador útil debería de funcionar mejor que seleccionando un grupo del mismo tamaño o igualmente costoso de muestrear que seleccionando áreas o especies al azar (Cabeza *et al.*, 2007).

Por las características propias de la región, las actividades humanas de mayor impacto se pueden concentrar en zonas específicas, las cuales si bien deben de intentar compatibilizarse al máximo con los objetivos de conservación, pueden hasta cierto punto desarrollarse intensivamente sin un impacto realmente extensivo al ecosistema regional. Es en este sentido donde recae la importancia de este análisis, pues al identificarse y clasificarse las distintas zonas de alta diversidad se puede hacer una planificación más compatible entre los objetivos de desarrollo humano y conservación. En términos generales, el área de estudio presenta condiciones

ecológicas saludables, por lo que existe una gran oportunidad a través del manejo de compatibilizar el desarrollo humano y la conservación de la naturaleza.

La conclusión que es más o menos constante para esta investigación, es que es falso que las riquezas de todas las especies en los ensamblajes presentan una amplia tolerancia frente a los disturbios humanos. Se ha reconocido que en las zonas de margen de hábitat existe un dramático recambio en los grupos de especies con diferentes valores de conservación los cuales son afectados diferencialmente. Las especies con requerimientos ecológicos más específicos responden negativamente a las modificaciones del hábitat (Lindell y Smith, 2003; Lambert y Collar, 2002; Walter *et al.*, 2005). La pérdida de este tipo de fauna se ve compensada por un incremento extendido de especies más generalistas, las cuales obviamente se ven beneficiadas por los cambios de hábitat. Es importante mencionar que los efectos negativos del cambio del uso del suelo pueden pasar desapercibidos si no se toma en cuenta la identidad de las especies. En general, la respuesta de las especies frente a ecosistemas en cambio continuo y los cambios relacionados a las interacciones con otras especies son a menudo complejas (Yu *et al.*, 2012), no lineales y difíciles de predecir con base en estudios ecológicos empíricos de corta duración (Brown *et al.*, 2001). Sin embargo, la distribución y la filiación al hábitat pueden ser indicadores confiables para la respuesta de las especies al cambio de uso del suelo (Graham y Blake, 2001; Schulze y Riedl, 2008).

Para lograr una mejor representación de la diversidad y proponer estrategias de conservación más eficaces, será necesario conocer e incluir en los análisis una combinación de factores más amplia, en donde se deberían de considerar los patrones de: las relaciones ecológicas entre especies y grupos de especies; el efecto de los factores ambientales; el efecto de los factores espaciales y efecto de las actividades humanas en cada uno de los grupos dentro de las comunidades a estudiar.

9. CONCLUSIONES

- Las aves rapaces no se han encontrado en los sitios de mayor biodiversidad para todos los grupos de vertebrados terrestres y de vegetación en nuestra zona de estudio.
- Especies individuales son peores indicadores de la diversidad frente a ensamblajes funcionales o grupos taxonómicos.
- Ningún grupo de estudio fue consistentemente un indicador eficiente en términos prácticos de la diversidad total de los demás grupos.
- Las relaciones entre rapaces y roedores, rapaces y aves, vegetación y rapaces, aves y vegetación, rapaces y roedores denotan interacciones importantes en la conformación de las comunidades.
- La composición de la vegetación es el atributo que mejor se ha mostrado como indicador de la biodiversidad en nuestra zona de estudio.
- Las variables ambientales parecen ser mejores explicadoras de los patrones de diversidad y riqueza observados en nuestra zona de estudio.

- Las variables ambientales influyen de manera similar, pero específica e independiente para cada uno de los grupos estudiados.
- Los efectos de las variables ambientales actúan de manera no estacionaria variando de región en región en ambos, importancia y extensión.
- La combinación de condiciones ambientales y composición de las comunidades, presentan patrones espaciales claramente observables.
- Los patrones espaciales, combinados e individuales, de las comunidades de vertebrados terrestres y plantas vasculares, observados en este estudio, son concordantes con los observados independientemente en otros estudios.
- Los efectos del impacto humano sobre las comunidades de vertebrados terrestres y plantas vasculares son aun mínimos y localizados en nuestra área de estudio.
- Solo las aves presentan un efecto notable derivado de las actividades humanas. Y dentro de dicho grupo es diferencial para los subgrupos de este taxón.

- La evidencia empírica no justifica la utilización de especies subrogadas para representación de la diversidad observada en nuestra zona de estudio.
- Para lograr una mejor representación de la diversidad y proponer estrategias de conservación más eficaces, será necesario conocer e incluir en los análisis una combinación de factores entre los que se incluyen: Relaciones ecológicas entre especies y grupos de especies; efecto de los factores ambientales en las comunidades; efecto de los factores espaciales y efecto de las actividades humanas en cada uno de los grupos a estudiar.

10. LITERATURA CITADA

- Allen A.P., T.R. Whittier, D.P. Larsen, P.R. Kaufman, R.J. O'Connor, R.M. Hughes. 1999. Concordance of taxonomic composition patterns across multiple lake assemblages: effects of scale, body size, and land use. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56: 2029–2040.
- Andelman, S., W. Fagan. 2000. Umbrellas and flagships: efficient conservation surrogates or expensive mistakes? *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 9711:5954-9.
- Anderson, M.J., N.A. Gribble. 1998. Partitioning the variation among spatial, temporal and environmental components in a multivariate data-set. *Aust. J. Ecol.* 23: 158-167.
- Andrews, P., E.M. O'Brien. 2000. Climate, vegetation, and predictable gradients in mammal species richness in southern Africa. *Journal of Zoology London*, 251: 205–231.
- Attayde J.L., R.L. Bozelli. 1998. Assessing the indicator properties of zooplankton assemblages to disturbance gradients by canonical correspondence analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 55:1789-1797.
- Attum, O., P. Eason, G. Cobbs, S. El Din Baha. 2006. Response of a desert lizard community to habitat degradation: Do ideas about habitat specialists/generalists hold? *Biol. Conserv.* 52–62.
- Augustin, N.H., M.A. Muggleston, S.T. Buckland 1996. An autologistic model for the spatial distribution of wildlife. *J. Appl. Ecol.* 33: 339-347.
- Bailey, V.L., A.D. Peacock, J.L. Smith, H. Bolton Jr. 2002. Relationships between soil microbial biomass determined by chloroform fumigation–extraction, substrate-

- induced respiration and phospholipid fatty acid analysis. *Soil Biology and Biochemistry* 34:1385–1389.
- Balmford, A., K. Gaston. 1999. Why biodiversity surveys are good value. *Nature London* 398, 204–205.
- Beccaloni G., K. Gaston. 1994. Predicting the species richness of Neotropical forest butterflies: Ithomiinae (Lepidoptera: Nymphalidae) as indicators. *Biological Conservation* 71:7785.
- Bednarz, J., J. David. 1988. A Study of the Ecological Basis of Cooperative Breeding in the Harris' Hawk. *Ecology*, 69(4): 1176-1187.
- Begon, M., J. Harper, C. Townsend. 1996. *Ecology, Individ Ecology, Individuals, Populations and Populations and Communities Communities*, p. 958, Blackwell Science Ltd., p. 958, Blackwell Science Ltd., Australia. Australia.
- Beisner, B.E., P.R. Peres-Neto, E.S. Lindstrom, A. Barnett, M.L. Longhi. 2006. The role of environmental and spatial processes in structuring lake communities from bacteria to fish. *Ecology* 87, 2985–2991.
- Berger, J. 1997. Population constraints associated with the use of black rhinos as an umbrella species for desert conservation. *Cons. Biol.* 11, 69–78.
- Berger, J., P. Stacey, L. Bellis, M. Johnson. 2001. A mammalian predator–prey imbalance: grizzly bear and wolf extinction affect avian neotropical migrants. *Ecological Applications*, 11: 947–960.
- Bergl, R., J. Oates, R. Fotso. 2007. Distribution and protected area coverage of endemic taxa in West Africa's Biafran forests and highlands. *Biological Conservation*, 134(2), 195-208.
- Betts, M.G., G.J. Forbes, A.W. Diamond, P.D. Taylor. 2006. . *Ecological Applications* 16: 1076-1089.

- Bini, L.M., L.C. da Silva, L.F. Velho, C.C. Bonecker, F.A. Lansac-Tôha. 2008. Zooplankton assemblage concordance patterns in Brazilian reservoirs. *Hydrobiologia* 598: 247–255.
- Bini, L.M., L. Vieira, J. Machado, L. Velho. 2007. Concordance of species composition patterns among microcrustaceans, rotifers and testate amoebae in a shallow pond. *Int. Rev. Hydrobiology* 92: 9–22.
- Bird, D., J. Negro. 1996. Social behavior of captive fledging American kestrels (*Falco sparverius*). *Journal of Raptor Research*, 30(4): 240-241.
- Bivand, R.S., E.J. Pebesma, V.G. Gómez-Rubio. 2008. *Applied Spatial Data Analysis with R*. New York: Springer.
- Bogliani, G., F. Sergio, G. Tavecchia. 1999. Wood pidgeon nesting in association with hobby falcons: advantages and choice rules. *Anim. Behav.* 57:125–31.
- Borcard, D., P. Legendre, P. Drapeau. 1992. Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology* 73: 1045–1055.
- Bottenie, K. 2005. Integrating environmental and spatial processes in ecological community dynamics. *Ecology Letters* 8: 1175–1182.
- Brack, V., T. Cable, D. Driscoll. 1985. Food habits of urban American kestrels. *Indian Academy of Science* 94(1): 607-613.
- Brooks, T.M., R.A. Mittermeier, G.A. da Fonseca. 2006. Global biodiversity conservation priorities. *Science*, 313, 58–61.
- Brown, J.H. 1995. *Macroecology*. The University of Chicago Press, Chicago, 269 pp.
- Brown, J.H, A.C. Gibson. 1983. *Biogeography*. Mosby, St. Louis, Missouri, USA.
- Brown, J.H., T.G. Whitham, S.K. Ernest, C.A. Gehring. 2001. Complex species interactions and the dynamics of ecological systems: long-term experiments. *Science* 293:643- 650.

- Burgas, D., P. Byholm, T. Parkkima. 2014. Rapazs as surrogates of biodiversity along a landscape gradient. *J. Appl. Ecol.* 51: 786-794.
- Burnham K.P., D.R. Anderson. 2002. *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach*, 2nd edn. Springer, New York.
- Cabeza, M., A. Arponen, A. van Teeffelen. 2007. Top predators: hot or not? A call for systematic assessment of biodiversity surrogates. *Journal of Applied Ecology* 45: 976–980.
- Calinski, T., J. Harabasz. 1974. A Dendrite Method for Cluster Analysis. *Communications in Statistics Theory and Methods* 3(1): 1-27.
- Cardinale, B.J., J.E. Duffy, A. Gonzalez, D.U. Hooper, C. Perrings, P. Venail, A. Narwani, G.M. Mace, D. Tilman, D.A. Wardle, A.P. Kinzig, G.C. Daily, M. Loreau, J.B. Grace, A. Larigauderie, D. Srivastava, S. Naeem. 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486:59-67.
- Caro, T., G. O'Doherty. 1999. On the Use of Surrogate Species in Conservation Biology. *Conservation Biology*, 13(4): 805-814
- Carroll, C., R. Noss, P. Paquet. 2001. Carnivores as focal species for conservation planning in the Rocky Mountain region. *Ecol. Appl.* 11:961–80.
- Carroll, S., D. Pearson. 1998. Spatial modelling of butterfly species richness using tiger beetles (Cicindelidae) as bioindicator taxon. *Ecol. Appl.* 8, 531–543.
- Cassemiro, F.A., B.S. Barreto, T.F. Rangel, F. Diniz-Filho. 2007. Non-stationarity, diversity gradients and the metabolic theory of ecology. *Global Ecology and Biogeography* 16:820–822.
- Chamberlain, S.A., J.A. Rudgers, J.L. Bronstein. 2014. How context-dependent are species interactions. *Ecology Letters*.

- Chase, J.M., M.A. Leibold. 2002. Spatial scale dictates the productivity–biodiversity relationship. *Nature*, 416, 427–430.
- Colwell, K. 2008. Biodiversity: concepts, patterns and measurement. *The Princeton guide to ecology*. Princeton University Press, Princeton. 257-263.
- Conroy, S. 1999. Lizard assemblage response to a forest ecotone in Northeastern Australia: A synecological approach. *J. Herpetol.* 33: 409-419.
- Cottenie, K., E. Michels, N. Nuytten, L. de Meester, L. 2003. Zooplankton metacommunity structure: regional vs. local processes in highly interconnected ponds. *Ecology*, 84, 991–1000.
- Coulson, J., T. Coulson. 1995. Group Hunting by Harris' Hawks in Texas. *Journal of Raptor Research*, 29(4): 265-267.
- Cowling, R.M., R.L. Pressey, M. Rouget, A.T. Lombard. 2003. A conservation plan for a global biodiversity hotspot—the Cape Floristic Region, South Africa. *Biological Conservation* 112, 191–216.
- Cox, J., R. Kautz, M. MacLaughlin, T. Gilbert. 1994 *Closing the Gaps in Florida's Wildlife Habitat Conservation System* Florida Game and Freshwater Fish Commission, Tallahassee, FL.
- Cueto V., J. Lopez de Casenave. 1999. Determinants of bird species richness: role of climate and vegetation structure at a regional scale. *Journal of Biogeography*, 26: 487–492.
- Currie, D.J. 1991. Energy and large-scale patterns of animal and plant species richness. *American Naturalist*, 137: 27-49.
- Daily, G.C. 1997. *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, Washington DC.

- Daskin J.H., R.A Alford. 2012. Context-dependent symbioses and their potential roles in wildlife diseases. *Proc R Soc Lond B* 279: 1457-1465.
- Davis, E.B., M. Koo, C. Conroy, J. Patton, C. Moritz. 2007. The California Hotspots Project: identifying regions of rapid diversification of Mamíferos. *Mol. Ecol.* 17: 120–138.
- Davis, J.D. et al., 2007. Butterfly, bee and forb community composition and cross-taxon incongruence in tallgrass prairie fragments. - *J. Insect Conserv.* 12: 69-79.
- Declerck S., J. Vandekerkhove, L. Johansson, K. Muylaert , J. Conde-Porcuna , K. Van der Gucht. 2005. Multi- group biodiversity in shallow lakes along gradients of phosphorus and water plant cover. *Ecology* 86: 1905–1915.
- Derleth, E.L., D.G. McAuley, T.J. ,Dwyler. 1989 Avian community response to small-scale habitat disturbance in Maine. *Canadian Journal of Zoology*, 67: 385–390.
- Diniz-Filho J.A., L.M. Bini, B.A. Hawkins. 2003. Spatial autocorrelation and red herrings in geographical ecology. *Global Ecol. Biogeogr.* 12: 53-64.
- Drever, C., K. Norris, A. Martin. 2008. Woodpecker are reliable indicators of bird richness, forest health and harvest. *Biol Cons*, 141: 624-634.
- Duffy, J. 2002. Biodiversity and ecosystem function: the consumer connection. *Oikos*, 99: 201–219.
- Ehrlich, P.R., R.M. Pringle. 2008. Where does biodiversity go from here? A grim business-as-usual forecast and a hopeful portfolio of partial solutions. *Proc. Natl. Acad Sci. USA* 105:11579-11586.
- Eldredge, N. 1998. *Life in the Balance. Humanity and the Biodiversity Crisis.* Princeton University Press, Princeton.

- Engler R., A. Guisan, L. Rechsteiner. 2004. Blackwell Publishing, Ltd. An improved approach for predicting the distribution of rare and endangered species from occurrence and pseudo-absence data. *Journal of Applied Ecology* 41: 263–274.
- Estrada, C.G., R. Rodríguez-Estrella. 2016. In the search of good biodiversity surrogates: are raptors poor indicators in the Baja California Peninsula desert?. *Animal Conservation*. doi: 10.1111/acv.12252.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34:487–515.
- Faith D.P. P.A. Walker. 1996. Environmental diversity: on the best-possible use of surrogate data for assessing the relative biodiversity set of areas. *Biodiver. Conserv.* 5: 399–415.
- Faith, D. P. Walker. 1996. Environmental Diversity: on the best-possible use of surrogate data for accessing the relative biodiversity of sets of areas. *Biodiv. Lett.* 3, 18–25.
- Ferraz, G., J.D. Nichols, J.E. Hines, P.C. Stouffer, R.O. Bierregaard Jr, T.E. Lovejoy. 2007. A large-scale deforestation experiment: effects of patch area and isolation on Amazon Aves. *Science*, 315: 238–241.
- Field, R.D., G.R. van der Werf, S.S. Shen, 2009: Human amplification of drought-induced biomass burning in Indonesia since 1960. *Nature Geosci.*, 2: 185-188.
- Flather, C., Wilson, K., Dean, D. McComb. 1997. Identifying gaps in conservation networks: of indicators and uncertainty in geographic-based analyses. *Ecol. Appl.*, 7: 531–542.
- Fleishman, E., J.R. Thomson, R. Mac Nally, D.D. Murphy, J.P. Fay. 2005. Using indicator species to predict species richness of multiple taxonomic groups. *Conservation Biology*, 19: 1125–1137.

- Fotheringham, A.S., C. Brunsdon, M.E. Charlton, 2002, Geographically Weighted Regression: The Analysis of Spatially Varying Relationship, West Sussex: John Wiley Sons Ltd.
- Fuller, R.J. ed. 2012. Birds and Habitat: Relationships in Changing Landscapes Cambridge University Press, Cambridge, U.K. 542 pp.
- Gaston, K. 1996. Biodiversity and congruence. *Prog. Phys. Geog.* 20: 105-112.
- Gaston, K.J. 2000. Global patterns in biodiversity. *Nature* 405: 220–227.
- Gaston, K.J., T.M. Blackburn. 2000. Pattern and process in macroecology. Oxford: Blackwell Science.
- Gatto, A., T. Grubb, C. Chambers. 2005. Red-tailed hawk dietary overlap with Northern Goshawk on the Kaibab Plateau, Arizona. *J Raptor Res.* 39(4): 439-444.
- Gibson, L.A., B.A. Wilson, D.M. Cahill. 2004. Spatial prediction of rufous bristlebird habitat in a coastal heathland: a GIS-based approach. *Journal of Applied Ecology* 41(2): 213-223.
- Gittleman, J., S. Funk, D. Macdonald, R. Wayne, eds. 2001. *Carnivore Conservation*. Cambridge, UK: Cambridge Univ. Press.
- Goslee, S. D. Urban. 2007. The Ecodist package for dissimilarity-based analysis of ecological data. *J. Stat. Softw.* 22: 1–19.
- Gotelli, N.J. u R.K. Colwell. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4: 379-391.
- Gouveia S.F., J. Hortal, F.A. Cassemiro, T.F. Rangel, J.A. Diniz-Filho. 2013. Nonstationary effects of productivity, seasonality, and historical climate changes on global amphibian diversity. *Ecography* 36:104-113.
- Graça, W.J. C.S. Pavanelli. 2007. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes. Maringá. EDUEM. 241 p.

- Graham, C.H. J.G. Blake. 2001. The influence of patch and landscape level factors on bird assemblages in a fragmented tropical landscape. *Ecological Applications* 11: 1709-1721.
- Grantham H.S., R.L. Pressey, J.A. Wells, A.J. Beattie. 2010. Effectiveness of Biodiversity Surrogates for Conservation Planning: Different Measures of Effectiveness Generate a Kaleidoscope of Variation. *PLoS ONE* 57: e11430.
- Gregory, R.D., A. van Strien, P. Vorisek, A.W. Meyling, D.G. Noble, R.P. Foppen, D.W. Gibbons. 2005. Developing indicators for European Birds. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 360: 269–288.
- Grenouillet, G., S. Brosse, L. Tudeque, S. Lek, Y. Baraille, G. Loot. 2008. Concordance among stream assemblages and spatial autocorrelation along a fragmented gradient. *Div. Distrib.* 14: 592–603.
- Grismer L.L. 1994. Ecogeography of the peninsular herpetofauna of Baja California, Mexico, and its utility in historical biogeography. In: JW Wright, P Brown (eds.), *Proc. Conf. Herpetology of North American Deserts* 89–125. Van Nuys, Calif.: Southwest. Herpetol. Soc. Spec. Pub. No. 5.
- Grismer, L. 2002. *Amphibians and Reptiles of Baja California*. University of California Press, Los Angeles. Pp 616.
- Groves C., D. Vosick, B. Neely, K. Wheaton, J. Touval, B. Runnels. 2000. *Designing a Geography of Hope: A Practitioner's Handbook for Ecoregional Conservation Planning*. Arlington (VA): The Nature Conservancy.
- Groves, C.R. 2003. *Drafting A Conservation Blueprint: A Pracitioners' Guide to Planning for Biodiversity*. Island Press, Washington, D.C.
- Groves, C., D.B. Jensen, L.L. Valutis, K.H. Redford, M.L. Shaffer, J.M. Scott, J.V. Baumgartner, J.V. Higgins, M.W. Beck, M.G. Anderson. 2002. *Planning for*

- Biodiversity Conservation: Putting Conservation Science into Practice. *BioScience* 52(6): 500-512.
- Guisan, A., N.E. Zimmermann. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecol. Model.*, 135: 147-186.
- Hawkins, B.A., E.E. Porter. 2003. Water-energy balance and the geographical pattern of species richness of western Palearctic butterflies. *Ecological Entomology* 28:678-686.
- Hawkins, B.A., R. Field, H.V. Cornell, D.J. Currie, J.F. Guegan, M.D. Kaufman, J.T. Kerr, G.G. Mittelbach, T. Oberdorff, T., E.M. O'Brien, E.E. Porter, J.R. Turner. 2003. Energy, water, and broad-scale geographic patterns of species richness. *Ecology*, 84: 3105-3117.
- Hawkins, B.A., J.G. Pausas. 2004. Does plant richness influence animal richness?: the Mamíferos of Catalonia NE Spain. *Diversity and Distributions* 10: 247-252.
- Heino, J., R. Virtanen, T. Muotka. 2005. Searching for biodiversity indicators in running waters: do bryophytes, macroinvertebrates, and fish show congruent diversity patterns? *Biodiv. Conserv.* 14: 415-428.
- Heino, J. 2010. Are indicator groups and cross-taxon congruence useful for predicting biodiversity in aquatic ecosystems? *Ecol. Indic.* 10: 112–117.
- Heino, J., K.T. Tolonen, J. Kotanen, L. Paasivirta. 2009. Indicator groups and congruence of assemblage similarity, species richness and environmental relationships in littoral macroinvertebrates. *Biodiv. Conserv.* 18: 3085-3098.
- Herrera, C.M. 2002. Seed dispersal by vertebrates. *Plant– animal interactions: an evolutionary approach* ed. by C.M. Herrera, O. Pellmyr, pp. 185–208. Blackwell Science, Oxford.
- Hessen, D.O., B.A. Faafeng, V.H. Smith, V. Bakkestuen, B. Walseng. 2006. Extrinsic and intrinsic controls of zooplankton diversity in lakes. *Ecology* 87: 433–443.

- Heyer, R., M. Donnelly R. McDiarmid, L.A. Hayek, M. Foster. 2001. *Medición y Monitoreo de la Diversidad Biológica: Métodos Estandarizados para Anfibios*. Smithsonian Institution Press y Editorial Universitaria de la Patagonia. Argentina. 364 p.
- Heyer, W.R., M.A. Donnelly, R.W. McDiarmid, L.A.C. Hayek, M.S. Foster. 1994. *Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard Methods for Amphibians*. Washington, DC: Smithsonian Institution Press.
- Holyoak, M., M.A. Leibold, N.M. Mouquet, R.D. Holt, M.F. Hoopes. 2005. *Metacommunities: A framework for large-scale community ecology*. Pages 1-31 in M. Holyoak, M.A. Leibold, R.D. Holt, editors. *Metacommunities: spatial dynamics and ecological communities*. University of Chicago Press, Chicago, IL.
- Hortal, J., J.A.F. Diniz-Filho, L.M. Bini, M.A. Rodríguez, A. Baselga, D. Nogués-Bravo, T.F. Rangel, T. B.A. Hawkins, J.M. Lobo. 2011. Ice age climate, evolutionary constraints and diversity patterns of European dung beetles. *Ecology Letters*, 14: 741–748.
- Howard, P., P. Viskanic, T. Davenport, F. Kigenyi, M. Baltier, C. Dickinson, J. Lwanga, R. Matthews, A. Balmford. 1998. Complementarity and the use of indicator groups for reserve selection in Uganda. *Nature* 394: 472–475.
- Hubbell, S.P. 2001. *The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography*. Princeton University Press, Princeton, N. J.
- Hunter, M., J. Gibbs. 2007. *Fundamentals of Conservation Biology*: p. 515. Hunter M. J., Gibbs, J. Eds. 3ra ed., Malden, MA: Blackwell Publishing.
- Hutchinson, G.E. 1959. Homage to Santa Rosalia, or why are there some many kinds of animals? *Amer. Nat.* 93: 145-159.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática INEGI. 1981. *Carta de climas*. Escala 1:1,000,000. INEGI, La Paz, México.

- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática INEGI. 2011. Estados Unidos Mexicanos. XII. Censo General de Población y Vivienda, 2010. Tabulados Básicos y por Entidad Federativa. Bases de Datos y Tabulados de la Muestra Censal. INEGI, La Paz, México.
- Isaaks E.H., R.M. Srivastava, 1989, *An Introduction to Applied Geostatistics*, Oxford University Press, 561 pages.
- Jackson, D., H. Harvey. 1993. Fish and benthic invertebrates: community concordance and community-environment relationships. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50: 2641–2651.
- Jenkins, J., R. Simmons, O. Curtis, M. Atyeo, D. Raimondo A. Jenkins. 2012. The value of the Black Harrier *Circus maurus* as a predictor of biodiversity in the plant-rich Cape Floral Kingdom, South Africa. *Bird Conserv. Int.* 23: 66–77.
- Jetz, W., G. Ceballos, J. Mutke. 2009. Global associations between terrestrial producer and vertebrate consumer diversity. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences.* 276: 269-78.
- Jetz, W., C. Rahbek. 2002. Geographic Range Size and Determinants of Avian Species Richness. *Science*, 297(5586): 1548-1551
- Johnsgard, P. 1990. *Hawks, Eagles, and Falcons of North America*. United States: Smithsonian Institution.
- Jones, M.C., J. S. Marron, S. J. Sheather. 1996. A Brief Survey of Bandwidth Selection for Density Estimation. *Journal of the American Statistical Association.* 91(433): 401-407.
- Juutinen, A., M. Monkkonen. 2004. Testing alternative indicators for biodiversity conservation in old-growth boreal forests: Ecology and economics. *Ecol. Econ.* 50: 35–48.

- Kati, V., P. Devillers, M. Dufrêne, A. Legakis, D. Vokou, P. Lebrun. 2004. Testing the value of six taxonomic groups as biodiversity indicators at a local scale. *Conservation Biology*, 18: 667–675.
- Kerr, J. 1997. Species richness, endemism and the choice of areas for conservation. *Conservation Biology* 11(5): 1094-1100.
- Kerr, J. 1997. Species richness, endemism, and the choice of areas for conservation. *Conservation Biology* 11:1094-1100.
- Kissling, W.D., R.Field, K. Böhning-Gaese. 2008. Spatial patterns of woody plant and bird diversity: functional relationships or environmental effects? *Global Ecology and Biogeography* 17: 327–339.
- Koch AJ., MC. Drever, K. Martin. 2011. The efficacy of common species as indicators: avian responses to disturbance in British Columbia, Canada. *Biodiversity and Conservation* 20: 3555-3575.
- Koutsias, N. 2003. An autologistic regression model for increasing the accuracy of burned surface mapping using landsat thematic mapper data. *Int. J. Remote Sens.* 24: 2199–2204.
- Krebs, C.J. 1978. *Ecology. The Experimental Analysis of Distribution and Abundance*. Second Edition. Harper and Row, New York. 678 pp.
- Lambeck R.J. 1997. Focal species: A multi-species umbrella for nature conservation. *Conservation Biology* 11: 849–856.
- Lambert, F.R., N.J. Collar. 2002. The future for Sundaic lowland forest birds: long-term effects of commercial logging and fragmentation. *Forktail* 18:127-146.
- Lambert, Z.V., A.R. Wildt, R.M. Durand. 1988. Redundancy analysis—an alternative to canonical correlation and multivariate multiple-regression in exploring interset associations. *Psychological Bulletin* 104:282–289.

- Landeiro, V.L., L.M. Bini, F.R. Costa, E. Franklin, A. Nogueira, J.L. de Souza, W.E. Magnusson. 2012. How far can we go in simplifying biomonitoring assessments? An integrated analysis of taxonomic surrogacy, taxonomic sufficiency and numerical resolution in a megadiverse region. *Ecological Indicators*, 23: 366-373.
- Landres, P., J. Verner, J. Thomas. 1988. Ecological uses of vertebrate indicator species: a critique. *Cons. Biol.* 2: 316–328.
- Lawton, J.H., D.E. Bignell, B. Bolton, G.F. Bloemers, P. Eggleston, P.M. Hammond, M. Hodda, R.D. Holt, T.B. Laresen. 1998. Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification on tropical forest. *Nature* 391: 72–76.
- Lawton, J., R. May. 1995. *Extinction rates*. Press, Oxford, UK.
- Legendre, P. 1993. Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? *Ecology* 74: 1659–1673.
- Legendre, P., L. Legendre. 2012. *Numerical Ecology*. Third English edition. Elsevier Science BV, Amsterdam.
- Legendre, P., E. Gallagher. 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* 129:271–280.
- Legendre, P., D. Borcard, P.R. Peres-Neto. 2005. Analyzing beta diversity: partitioning the 524 spatial variation of community composition data. *Ecological Monographs*, 75: 435–450.
- Lent, R.A., D.E. Capen. 1995. Effects of small-scale habitat disturbance on the ecology of breeding Aves in a Vermont USA hardwood forest. *Ecography*, 18: 97–108.
- Lewandowski, A.S., R.F. Noss, D.R. Parsons. 2010. The effectiveness of surrogate taxa for the representation of biodiversity. *Conserv. Biol.* 24: 1367–1377.

- Lindell, C.A., M.L. Smith. 2003. Nesting bird species in coffee, pasture, and understory forest in southern Costa Rica. *Biodiversity and Conservation* 12:423-44.
- Lindenmayer, D., C. Margules, D. Botkin. 1999. Indicators of biodiversity for ecologically sustainable forest management. *Conservation Biology* 14:941-950.
- Lombard, A.T. 1995. The problems with multi-species conservation: do hot spots, ideal reserves and existing reserves coincide? *S. Afr. J. Zool.* 30, 145-163.
- López-López P., C. García-Ripollés, J.M. Aguilar, F. García-López, J. Verdejo. 2005. Modelling breeding habitat preferences of Bonelli's eagle (*Hieraaetus fasciatus*) in relation to topography, disturbance, climate and land use at different spatial scales. *Journal of Ornithology* 147:97–106.
- Lund, M.P., C. Rahbek. 2002. Cross-taxon congruence in complementarity and conservation of temperate biodiversity. *Animal Conservation* 5: 163–171.
- MacArthur, R., J. MacArthur. 1961. On bird species diversity. *Ecology* 42: 594-598.
- Magurran, A. 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell, Oxford, UK.
- Mantel, N. 1967. The detection of disease clustering and a generalized regression approach. - *Cancer Res.* 27: 209-220.
- Margules C.R., R.L. Pressey. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405: 243–253.
- Martin, B., M. Ferrer. 2014. Assessing biodiversity distribution using diurnal raptors in Andalusia, Southern Spain. *Ardeola*, 60: 15–28.
- Martin, K., J. Ibarra, M. Drever. 2015. Avian surrogates in terrestrial ecosystems. In: Lindenmayer, D., P. Barton, J. Pierson. Eds. 2015. *Indicators and surrogates of biodiversity and environmental change*. CSIRO Publishing, Clayton South, Australia.

- McCallum, M.L. 2007. Amphibian decline or extinction? Current declines dwarf background extinction rate. *J. Herpetol.* 41: 483–491.
- McCauley S.J. 2007. The role of local and regional processes in structuring larval dragonfly distributions across habitat gradients. *Oikos* 116:121–133
- McKenzie, N. L. Belbin, C. Margules, G. Keighery. 1989. Selectin representative reserve systemen un remote areas: a case study in Nullarbor region, Asutralia. *Biol. Cons.* 50, 239–261.
- Meir, E., S. Andelman, H.P. Possingham. 2004. Does conservation planning matter in a dynamic and uncertain world? *Ecol Lett* 7:625–622.
- Menéndez R., A.G. González-Megías, Y. Collingham, R. Fox, D.B. Roy, R. Ohlemüller, C.D. Thomas, 2007. Direct and indirect effects of climate and habitat factors on butterfly diversity. – *Ecology* 88: 605–611.
- Moore, J.L., A. Balmford, T. Brooks, N.D. Burgess, L.A. Hansen, C. Rahbek, P.H. Williams. 2003. Performance of Sub-Saharan Vertebrates as Indicator Groups for Identifying Priority Areas for Conservation. *Conservation Biology* 17: 207–218.
- Morelli, F. 2013. Relative importance of marginal vegetation shrubs, hedgerows, isolated trees surrogate of HNV farmland for bird species distribution in Central Italy. *Ecol. Eng.* 57: 261–266.
- Moreno, C.E., E. Pineda, F. Escobar, G. Sánchez-Rojas. 2007 Shortcuts for biodiversity evaluation: a review of terminology and recommendations for the use of target groups, bioindicators and surrogates. *International Journal of Environment and Health*, 1: 71–86.
- Moreno-Rueda, G., M. Pizarro. 2008. Relative influence of habitat heterogeneity, climate, human disturbance, and spatial structure on vertebrate species richness in Spain. *Ecol. Res.* 24: 335–344.

- Moritz, C., K. Richardson, S. Ferrier, G. Monteith, J. Stanisci, S. Williams, T. Whiffin. 2001. Biogeographic concordance and efficiency of taxon indicators for establishing conservation priority in a tropical rainforest biota. *Proc. R. Soc. Lond. B.* 268: 1875-1881.
- Mouquet, N., M. Loreau. 2003. Community patterns in source– sink metacommunities. *Am. Nat.*, 162, 544–557
- Mueller-Dombois, M., H. Ellenberg. 1974. *Aims and methods of vegetation ecology.* John Wiley, New York.
- Murguía, M. 2005. La estadística espacial como herramienta de análisis de la biodiversidad. Sobre diversidad biológica: el significado de las diversidades alfa, beta y gamma, 2005, ISBN 84-932807-7-1, págs. 63-72.
- Myers, A.A., P.S. Giller. 1988. *Analytical Biogeography. An Integrated Approach to the Study of Animal and Plant Distributions,* Chapman y Hall, London, xiv 578 pp.
- Myers, N., R.A. Mittermeier, C.G. Mittermeier, G.A. da Fonseca, J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853–858
- Myers, N. 1990. The biodiversity challenge: Expanded hot spots analysis. *The Environmentalist* 10: 243–256.
- Nabout J.C., T. Siqueira, L.M. Bini, I.S. Nogueira. 2009. No evidence for environmental and spatial processes in structuring phytoplankton communities. *Acta Oecologica* 35 (5): 720-726.
- Nelson, G., N. Platnick. 1984. Systematics and evolution. Pp. 143–158 en: Ho, M.W., Saunders, P.T. (eds.), *Beyond Neodarwinism.* Academic Press, London.
- Newton I., M. Marquiss, D. Weir, D. Moss D. 1977. Spacing of Sparrowhawk nesting territories. *J. Anim. Ecol.*, 46: 425–41
- Newton I. 1979. *Population Ecology of Raptors.* Berkhamsted, UK: Poyser.

- Newton I. 1998. Population Limitation in Birds. London: Academic.
- Noss, R., H. Quigley, M. Hornocker, T. Merrill, P. Paquet. 1996. Conservation biology and carnivore conservation in the Rocky Mountains. *Conservation Biology* 10:949–963.
- Noss, R.F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conserv. Biol.* 4: 355-364.
- Oertli, S., A. Muller, D. Steiner, A. Breitenstein, S. Dorn. 2005. Cross-taxon congruence of species diversity and community similarity among three insect taxa in a mosaic landscape. *Biol. Conserv.*, 126: 195–205.
- Oksanen, J., G. Blanchet, R. Kindt, P. Legendre, P. Minchin, R. O’Hara, G. Simpson, P. Solymos, M. Stevens, H. Wagner. 2015. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.3-0. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Olalla-Tárraga, M.Á. 2011. “ Nullius in Bergmann ” or the pluralistic approach to ecogeographical rules: a reply to Watt et al. (2010) *Oikos*, 120: 1441 – 1444.
- Orme C.D., R.G. Davies, M. Burgess, F. Eigenbrod. 2005. Global hotspots of species richness are not congruent with endemism or threat. *Nature*, 463: 1016 – 1019.
- Ozaki, K., M. Isono, T. Kawahara, S. Ida, T. Kudo, K. Fukuyama. 2006. A mechanistic approach to evaluation of umbrella species as conservation surrogates. *Conserv. Biol.*, 20: 1507–1515.
- Paavola, R., T. Muotka, R. Virtanen, J. Heino, P. Kreivi. 2003. Are biological classifications of headwater streams concordant across multiple taxonomic groups? *Freshwater Biol.*, 48: 1912–1923.

- Paavola, R., T. Muotka, R. Virtanen, J. Heino, D. Jackson, A. Mäki-Petäys. 2006. Spatial scale affects community concordance among fishes, benthic macro-invertebrates, and bryophytes in streams. *Ecol. Appl.*, 16: 368–379.
- Padial, A., A. Declerck, L. de Meester, C. Bonecker, F. Lansac-Tôha, L. Rodriguez, A. Takeda, S. Train, L. Velho, L. Bini. 2012. Evidence against the use of surrogates for biomonitoring of Neotropical floodplains. *Freshwater Biol.* 57: 2411–2423.
- Paine, R.T. 1980. Food webs: linkage, interaction strength and community infrastructure. *J. Anim. Ecol.*, 49: 667-685.
- Pandit, S.N., J. Kolasa, K. Cottenie. 2009. Contrasts between habitat generalists and specialists: an empirical extension to the basic metacommunity framework. *Ecology*, 90: 2253-2262.
- Partida, M.A. 2015. Ecología trófica y éxito reproductivo del halcón de Harris en una zona fragmentada del desierto de Baja California Sur, México. Unpubl. M.Sc. thesis. Universidad Autónoma de Tlaxcala. Tlaxcala, México.
- Paszkowski, C., W. Tonn. 2000. Community concordance between the fish and aquatic Aves of lakes in northern Alberta, Canada: the relative importance of environmental and biotic factors. *Freshwater Biol.* 43: 421–437.
- Pearson, D.L. 1994. Selecting indicator taxa for the quantitative assessment of biodiversity. *Philosophical Transactions Royal Society of London B* 345: 75-79.

- Penteriani, V., B. Faivre, B. Frochot. 2001. An approach to identify factors and levels of nesting habitat selection: a cross-scale analysis of Goshawk preferences. *Ornis Fenn.* 78: 159–167.
- Peres-Neto, P.R., P. Legendre, S. Dray, D. Borcard. 2005. Variation partitioning of species data matrices: estimation and comparison of fractions. *Ecology*, 87(10): 2614–2625.
- Pielou, E.C. 1979. Interpretation of paleoecological similarity matrices. *Paleobiology* 5: 435-443.
- Piorecky, M.D., D.R. Prescott. 2006. Multiple spatial scale logistic and autologistic habitat selection models for Northern pygmy owls, along the eastern slopes of Alberta's Rocky Mountains. *Biological Conservation*, 129: 360-371.
- Polis, G. 1991a. Desert communities: an overview of patterns and presences. Pp. 1-26 in Polis G. ed. *Ecology of desert communities*. University of Arizona Press. Tucson.
- Polis, G. 1991b. Complex Trophic Interactions in Deserts: An Empirical Critique of Food-Web Theory. *The American Naturalist* 138: 123-155.
- Polis, G.A., D.R. Strong. 1996. Food web complexity and community dynamics. *American Naturalist* 147:813–846.
- Prendergast J.R., Quinn, J.H. Lawton, B.C. Eversham, D.W. Gibbons. 1993. Rare species, the coincidence of diversity hotspots and conservation strategies. *Nature* 365: 335–337.
- Prendergast, J., B. Eversham. 1997. Species richness covariance in higher taxa: empirical tests of the biodiversity indicator concept. *Ecography*, 20: 210-216.

- Preston, C.R., R.D. Beane. 1993. Red-tailed Hawk. *The Birds of North America*. The Academy of Natural Sciences, Philadelphia, PA USA. and The American Ornithologists' Union, Washington, DC U.S.A.
- Qian, H. 2007. Relationships between plant and animal species richness at a regional scale in China. *Conservation Biology*, 21: 937-944.
- Qian, H., R.E. Ricklefs. 2008. Global concordance in diversity patterns of vascular plants and terrestrial vertebrates. *Ecology Letters*, 11: 547-553.
- Qian, H., W. Kissling, X. Wang, P. Andrews. 2009. Effects of woody plant species richness on mammal species richness in southern Africa. *Journal of Biogeography*, 36:1685-1697.
- Qian, H., W.D. Kissling. 2010. Spatial scale and cross-taxon congruence of terrestrial vertebrate and vascular plant species richness in China. *Ecology* 91: 1172–83.
- Quinn L., Y. Kokorev. 2002. Trading-off risks from predators and from aggressive hosts. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 51:455–60.
- R Core Team. 2014. R: A Language and Environment for Statistical. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>
- Rangel T.F., J.A. Diniz-Filho, L.M. Bini. 2006. Towards an integrated computational tool for spatial analysis in macroecology and biogeography. *Global Ecol. Biogeogr.* 15: 321-327.
- Raphael M.G., R.L. Johnson, J.D. Peine, C.S. Swanson. 2007. *Conservation Goals and Objectives* About Island Press, 17.
- Rapoport, E.H. 1975. *Areografía: estrategias geograficas des las especies*. Fondo de Cultura Económica, Mexico City.

- Rey Benayas J., E. de la Montaña. 2003. Identifying areas of high-value vertebrate diversity for strengthening conservation. *Biol. Conserv.* 114: 357–370.
- Reyers, B., S. van Jaarsveld, M. Krüger. 2000. Complementarity as a biodiversity indicator strategy. *Proc. R. Soc. Lond.* 267:505-513.
- Reynolds, R.T., J.M. Scott., R.A. Nussbaum. 1980. A variable circular-plot method for estimating bird numbers. *Condor.* 82: 309-313.
- Ricklefs R.E. 1987. Community diversity: relative roles of local and regional processes. *Science* 235:167–171.
- Rivera-Rodríguez, L., R. Rodríguez-Estrella. 1998. Breeding biology of the Crested Caracara in the Cape region, Baja California, Mexico. *J. Field Ornithol.* 69: 160–168.
- Roberge, J., P. Angelstam. 2004. Usefulness of the umbrella species concept as a conservation tool. *Conservation Biology* 18:76-85.
- Rodríguez-Estrella, R. 1997. Factores que condicionan la distribución y abundancia de las aves terrestres en Baja California Sur, México: El efecto de los cambios al hábitat por actividad humana. Tesis doctoral. Universidad Autónoma de Madrid, España.
- Rodríguez-Estrella, R. 2007. Land use changes affect distributional patterns of desert Aves in the Baja California peninsula, Mexico. *Div. Distrib.* 13: 877–889.
- Rodríguez-Estrella, R., L.A. Bojórquez-Tapia (Eds). 2004. *Spatial Analysis in Raptor Ecology and Conservation*. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste and CONABIO. Pp. 212.
- Rodríguez-Estrella, R., L. Rivera. 1997. Crested Caracara food habits in the Cape region of Baja California, Mexico. *J. Raptor Research* 31: 228-233.

- Rodríguez-Estrella, R., J.A. Donazar, F. Hiraldo. 1998. Raptors as indicators of environmental change in the scrub habitat of Baja California Sur, Mexico. *Conservation Biology*, 12: 921–925.
- Rosen, B.R. 1988. From fossils to earth history: Applied historical biogeography. In *Analytical biogeography: an integrated approach to the study of animal and plant distributions*, A. A. Myers, P. Giller (eds.). Chapman and Hall, London. p. 437–481.
- Rosenzweig M.L. 1995. *Species Diversity in Space and Time*. Cambridge, UK: Cambridge Univ. Press.
- Roth, T., D. Weber. 2008. Top predators as indicators for species richness ? Prey species are just as useful. *J. Appl. Ecol.* 45: 1–5.
- Ryti, R. 1992. Effect of local taxon on the selection of nature reserves. *Ecol. Appl.* 2: 404–410.
- Sætersdal, M., I. Gjerde. 2011. Prioritising conservation areas using species surrogate measures: consistent with ecological theory? *Journal of Applied Ecology*, 48: 1236–1240.
- Sætersdal, M., I. Gjerde, H.H. Bloma, P.G. Ihlenc, E.W. Myrseth, R. Pommerescheb, J. Skartveit, T. Solhøy, O. Aas. 2004. Vascular plants as a surrogate species group in complementary site selection for bryophytes, macrolichens, spiders, carabids, staphylinids, snails, and wood living polypore fungi in a northern forest. *Biological Conservation* 115: 21–31.
- Schall, J.J., E.R. Pianka. 1977. Species densities of reptiles and amphibians on the Iberian peninsula. *Donana, Acta Vertebrata* 4: 27-34
- Schall, J., E. Pianka. 1978. Geographical trends in numbers of species *Science* 201: 679–686.

- Schmitz, O., P. Hambäck, A. Beckerman. 2000. Trophic cascades in terrestrial ecosystems: a review of the effects of carnivore removals on plants. *American Naturalist*, 155: 141–153.
- Schulze, C.H., I. Riedl. 2008. Bird assemblages of forested and human-modified countryside habitats in the Pacific lowlands of southern Costa Rica. Pp. 395-408. In: Weissenhofer, A., W. Huber, V. Mayer, S. Pamperl, A. Weber, G. Aubrecht (eds.), *Natural and Cultural History of the Golfo Dulce Region, Costa Rica*. Stapfia 88. Biologiezentrum des Oberösterreichischen Landesmuseums, Linz.
- Sergio F., L. Marchesi, P. Pedrini. 2003. Reconciling the dichotomy between single species and ecosystem conservation: black kites *Milvus migrans* and eutrophication in pre-Alpine lakes. *Biol. Conserv.*, 110: 101– 111.
- Sergio F., L. Marchesi, P. Pedrini. 2004. Integrating individual habitat choices and regional distribution of a biodiversity indicator and top predator. *J. Biogeogr.*, 31: 619–28.
- Sergio F., I. Newton, L. Marchesi. 2005. Top predators and biodiversity. *Nature*, 236:192.
- Sergio F., I. Newton, L. Marchesi, P. Pedrini. 2006. Ecologically justified charisma: preservation of top predators delivers biodiversity conservation. *J. Appl. Ecol.*, 43:1049–55.
- Sergio, F., L. Marchesi, P. Pedrini. 2003. Reconciling the dichotomy between single species and ecosystem conservation: black kites *Milvus migrans* and eutrophication in pre-Alpine lakes. *Biol. Conserv.*, 110:101– 11.
- Sergio, F., L. Marchesi, P. Pedrini. 2004a. Integrating individual habitat choices and regional distribution of a biodiversity indicator and top predator. *J. Biogeogr.*, 31:619–28.

- Sergio, F., L. Marchesi, P. Pedrini, M. Ferrer, V. Penteriani. 2004b. Electrocutation alters the distribution and density of a top predator, the eagle owl *Bubo bubo*. *J. Appl. Ecol.* 41:836–45.
- Sergio, F., T. Caro, D. Brown, B. Clucas, J. Hunter, J. Ketchum, K. McHughl, F. Hiraldo. 2008a. Top predators as conservation tools: Ecological rationale, assumptions, and efficacy. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 391: 1-19.
- Sergio, F., T. Caro, D. Brown, B. Clucas, J. Hunter, J. Ketchum, K. McHughl. 2008b. Top Predators as Conservation Tools: Ecological Rationale, Assumptions, and Efficacy. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 391: 1-19.
- Shrader-Frechette, K., E. McCoy. 1993 *Methods in Ecology: Strategies for Conservation* Cambridge Univ. Press, Cambridge, U.K.
- Shreve F., Wiggins L.I. 1964. *Vegetation of the Sonoran Desert*. Vol. I, II. Stanford University Press. Stanford, California.
- Simberloff, D. 1998. Flagships, umbrellas and keystones: is single-species management passé in the landscape era? *Biological Conservation* 83: 247-257.
- Simpson G.L. 2009. cocorresp: Co-Correspondence Analysis Ordination Methods. R Package Version 0.2-3. Available at: <http://cran.r-project.org/package=cocorresp>.
- Smouse, P., J. Long, R. Sokal. 1986. Multiple regression and correlation extensions of the Mantel tests of matrix correspondence. *Syst. Zool.* 35: 627–632.
- Soberón, J., P. Rodriguez, P. Vazques-Domínguez. 2000. Implications of the Hierarchical Structure of Biodiversity for the Development of Ecological Indicators of Sustainable Use. *Ambio*, 293: 136-142.
- Soininen, J., R. Paavola, J. Kwandrans, T. Muotka. 2009. Diatoms: unicellular surrogates for macroalgal community structure in streams? *Biodiversity and Conservation*, 18: 79–89.

- Sørensen, T. 1948. A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species and its application to analyses of the vegetation on Danish commons. *Biol. Skr Dan Vid Sel.*, 5: 1-34.
- Steenhof, K., M. Kochert. 1988. Dietary responses of three raptor species to changing prey densities in a natural environment. *J. Anim. Ecol.*, 57:37–48
- Stohlgren, T.J., D.T. Barnett, C. Flather, J. Kartesz, B. Peterjohn. 2005. Plant species invasions along the latitudinal gradient in the United States. *Ecology*, 86: 2298–2309.
- Su, J.C., D.M. Debinski, M.E. Jakubauskas, K. Kindscher. 2004. Beyond species richness: community similarity as a measure of cross-taxon congruence for coarse-filter conservation. *Conserv. Biol.*, 18, 167–173.
- Sutherland, W.J. 2006. *The Conservation Handbook: Research, Management and Policy*. Science 4th ed., p. 295. Malden, MA: Blackwell Publishing.
- Svenning, J.C., S. Normand, M Kageyama, 2008. Glacial refugia of temperate trees in Europe: insights from species distribution modeling. *Journal of Ecology*. 96 : 1117-1127.
- Syartinilia, S. Tsuyuki. 2008. GIS-based modeling of Javan Hawk-Eagle distribution using logistic and autologistic regression models. *Biological Conservation* 1413:756–769
- ter Braak, C., Schaffers, A. 2004. Co-correspondence analysis, a new ordination method to relate two species compositions. *Ecology*, 85: 834-846.
- Terborgh, J., J. Estes. 2010. *Trophic cascades. Predators, prey, and the changing dynamics nature*. Island Press. Washington, D.C.
- Terborgh, J., J. Estes, P. Paquet, K. Ralls, D. Boyd-Heger, B. Miller, R. Noss. 1999. The role of top carnivores in regulating terrestrial ecosystems. *Continental*

- Conservation: Scientific Foundations of Regional Reserve Networks eds M. Soulé, J. Terborgh, pp. 39–64. Island Press, Covelo, CA.
- Tews, J., U. Brose, V. Grimm, K. Tielborger, M.C. Wichmann, M. Schwager, F. Jeltsch. 2004 Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*, 31: 79–92.
- The Royal Society. 2003. Measuring biodiversity for conservation. London.
- Thiollay, J. 1993. Response of a raptor community to shrinking area and degradation of tropical rainforest in the south Ghats India. *Ecography* 16:97–110.
- Thomson, J., E. Fleishman, R. Nally D. Dobkin. 2007. Comparison of predictor sets for species richness and the number of rare species of butterflies and birds. *Journal of Biogeography*, 34(1): 90-101.
- Tilman D., C. Lehman. 2001. Human-caused environmental change: Impacts on plant diversity and evolution. *PNAS*, 98 (10): 5433–5440.
- Tokeshi, M. 1999. Species coexistence: Ecological and Evolutionary Perspectives. Blackwell Science, Oxford.
- van Jaarsveld, A., S. Freitag, S. Chown, C. Muller, S. Koch, H. Hull, C. Bellamy, M. Kruger, S. Endrody-Younga, M. Mansell, C. Scholtz. 1998. Biodiversity Assessment and Conservation Strategies. *Science* 279: 2106–2108.
- Verner, J. 1984. The guild concept applied to management of bird populations. *Environmental Management* 8: 1-14.
- Walter, J., F. Essl, T. Englisch, M. Kiehn. 2005. Neophytes in Austria: habitat preferences and ecological effects. *Neobiota*, 6: 13–25.
- Ward, T.J., M.A. Vanderklift, A.O. Nicholls, R.A. Kenchington. 1999. Selecting marine reserves using habitats and species assemblages as surrogates for biological diversity. *Ecological Applications*, 9: 691–698

- Whittaker, R.J., R.J. Ladle, M.B. Araújo, J.M. Fernández-Palacios, J.D Delgado, J.R. Arévalo. 2007. The island immaturity – speciation pulse model of island evolution: an alternative to the “diversity begets diversity” model. *Ecography* 30: 321-327.
- Wiens, J., G. Hayward, R. Holthausen, M. Wisdom. 2008. Using surrogate species and groups for conservation planning and management. *BioScience*, 58(3): 241-252.
- Wiggins I. 1980. *Flora of Baja California*. Stanford University Press. Stanford, California.
- Wilcove, D.S., D. Rothstein, J. Dubow, A. Phillips, E. Losos. 1998. Quantifying threats to imperiled species in the United States. *BioScience*, 48:607-615.
- Wilcove, D.S., C.H. McLellan,, A.P. Dobson. 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone. In: *Conservation Biology: Science of Scarcity and Diversity*. M. Soulé ed. Sinauer Associates, Sunderland, MA.
- Williams P.H., D. Gibbons, C.R. Margules, A. Rebelo, C.J. Humphries, R.L. Pressey. 1996. A comparison of richness hotspots, rarity hotspots, and complementarity areas for conserving diversity of British birds. *Conservation Biology*, 10: 155–174.
- Williams, P., D. Faith, L. Manne, W. Sechrest, C. Preston. 2006. Complementarity analysis: Mapping the performance of surrogates for biodiversity. *Biol. Conserv.* 128: 253–264.
- Wilmers, C., R. Crabtree, D. Smith, K. Murphy, W. Getz. 2003a. Trophic facilitation by introduced top predators: grey wolf subsidies to scavengers in Yellowstone National Park. *J. Anim. Ecol.*, 72:909–16.

- Wilson, E.D., R.F. Cole, J.D. Nichols, R. Rudran, M.S. Foster. 1996. Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard Methods for Mamíferos p.409. Washington, DC:Smithsonian Institution Press.
- Wootton, J.T., 1994. Predicting direct and indirect effects: an integrated approach using experiments and path analysis. *Ecology* 75:151-165.
- Worm B, H.K. Lotze, R.A. Myers. 2003. Predator diversity hotspots in the blue ocean. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 100: 9884–9888.
- Young, N., J.P. Ioannidis, O. Al-Ubaydi. 2008. Why current publication practices may distort science. *Plos Medicine*, 5(10): 1418–1422.
- Yu, M., G. Hu, K.J. Feeley, J. Wu, P. Ding. 2012. Richness and composition of Vegetación and Aves on land-bridge islands: effects of island attributes and differential responses of species groups. *Journal of Biogeography*, 39: 1124–1133.
- Zaniewski, A.E., A. Lehmann, J.M. Overton. 2002. Predicting species spatial distributions using presence-only data: a case study of native New Zealand ferns. *Ecological Modelling*, 157: 261– 280.

11. ANEXOS

Anexo I. Listado de especies registradas y analizadas en este estudio.

Rapaces

Buteo albonotatus
Buteo jamaicensis
Falco peregrinus
Falco sparverius
Caracara cheriway
Parabuteo unicinctus

Aves no rapaces

<i>Aeronautes saxantalís</i>	<i>Icterus cucullatus</i>
<i>Amphispiza bilineata</i>	<i>Icterus parisorum</i>
<i>Aphelocoma californica</i>	<i>Lanius ludovicianus</i>
<i>Archilochus alexandri</i>	<i>Melanerpes uropygialis</i>
<i>Auriparus flaviceps</i>	<i>Mimus polyglottos</i>
<i>Callipepla californica</i>	<i>Molothrus ater</i>
<i>Calypte costae</i>	<i>Myiarchus cinerascens</i>
<i>Campylorhynchus brunneicapillus</i>	<i>Passer domesticus</i>
<i>Cardinalis cardinalis</i>	<i>Phainopepla nitens</i>
<i>Cardinalis sinuatus</i>	<i>Picoides scalaris</i>
<i>Carduelis psaltria</i>	<i>Pipilo fuscus</i>
<i>Carpodacus mexicanus</i>	<i>Polioptila caerulea</i>
<i>Cathartes aura</i>	<i>Progne subis</i>
<i>Catherpes mexicanus</i>	<i>Pyrocephalus rubinus</i>
<i>Charadrius vociferus</i>	<i>Salpinctes obsoletus</i>
<i>Chondestes grammacus</i>	<i>Sayornis nigricans</i>
<i>Colaptes auratus</i>	<i>Sturnella neglecta</i>
<i>Columbina passerina</i>	<i>Sturnus vulgaris</i>
<i>Corvus corax</i>	<i>Tachycineta thalassina</i>
<i>Empidonax difficilis</i>	<i>Toxostoma cinereum</i>
<i>Eremophila alpestris</i>	<i>Vireo solitarius</i>
<i>Geococcyx californicus</i>	<i>Zenaida asiatica</i>
<i>Hylocharis xantusii</i>	<i>Zenaida macroura</i>

Mamíferos

<i>Ammosperphilus leucurus</i>	<i>Lepus californicus</i>
<i>Antrozous pallidus</i>	<i>Myotis californicus</i>
<i>Chaetodipus arenarius</i>	<i>Myotis evotis</i>
<i>Chaetodipus rudinoris</i>	<i>Neotoma lepida</i>
<i>Chaetodipus spinatus</i>	<i>Odocoileus hemionus</i>
<i>Chaetodipus fallax</i>	<i>Peromyscus eva</i>
<i>Corynorhinus towsendii</i>	<i>Peromyscus fraterculus</i>
<i>Dipodomys merriami</i>	<i>Peromyscus maniculatus</i>
<i>Dipodomys simulans</i>	<i>Sylvilagus audubonii</i>
<i>Lasiurus xanthinus</i>	<i>Sylvilagus bachmani</i>

Reptiles

<i>Aspidocelis hyperythrus</i>	<i>Sceloporus hunsakeri</i>
<i>Aspidocelis tigris</i>	<i>Sceloporus oculti</i>
<i>Callisaurus draconoides</i>	<i>Sceloporus zosteromus</i>
<i>Ctenosaura hemilopha</i>	<i>Urosaurus nigricaudus</i>
<i>Dipsosaurus dorsalis</i>	<i>Uta stansburiana</i>
<i>Gambelia copeii</i>	<i>Masticophis flagellum</i>
<i>Petrosaurus repens</i>	<i>Crotalus ruber</i>
<i>Petrosaurus thalasinus</i>	<i>Crotalus mitchelli</i>
<i>Phrynosoma coronatum</i>	<i>Sonora semianulata</i>
<i>Sauromalus ater</i>	

Plantas Vasculares

<i>Abronia maritima</i>	<i>Grusonia invicta</i>
<i>Abutilon californicum</i>	<i>Haematoxylum brasiletto</i>
<i>Acacia brandegeana</i>	<i>Helianthus similis</i>
<i>Acacia californica</i>	<i>Hibiscus denudatus</i>
<i>Acacia farnesiana</i>	<i>Hibiscus ribifolius</i>
<i>Acacia kelloggiana</i>	<i>Hymenoclea monogyra</i>
<i>Acacia mcmurphy</i>	<i>Hyptis laniflora</i>
<i>Acalypha comondouana</i>	<i>Indigofera fruticosa</i>

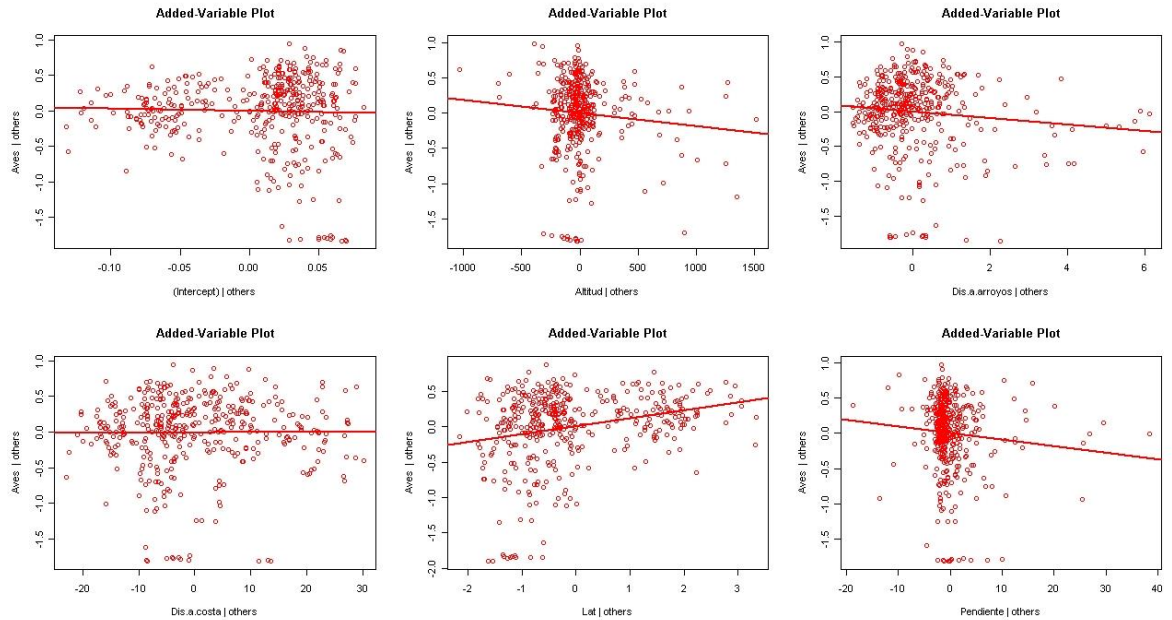
Acalypha spp
Adelia virgata
Aeschynomene nivea
Agave aurea
Agave cerulata subcerulata
Agave promontori
Agave sobria
Agave spp
Albizzia occidentalis
Aloysia barbata
Alvordia glomerata
Ambrosia ambrosioides
Ambrosia bryantii
Ambrosia chenopodifolia
Ambrosia confertiflora
Ambrosia divaricata
Antigonon leptopus
Aralia scopulorum
Arbutus peninsularis
Asclepias subulata
Aster spinosus
Atriplex canescens
Atriplex polycarpa
Avicennia germinans
Baccharis glutinosa
Baccharis sarathoides
Bebbia atriplicifolia
Bernardia lagunensis
Bernardia viridis
Bourreria sonora
Brickelia hastata
Brikelia peninsularis
Bursera epinnata
Bursera fagaroides
Bursera hindsiana
Bursera microphylla
Caesalpinia pannosa
Callaeum macropterum
Calliandra peninsularis
Capparis atamisquea
Carlwrightia arizonica
Jatropha cinerea
Jatropha cuneata
Jatropha vernicosa
Justicia candicans
Karwinskia humboldtiana
Koeberlinia spinosa
Krameria erecta
Larrea tridentata
Lepechinia hastata
Lippia palmeri
Lophocereus schottii var. *australis*
Lophocereus schottii var. *schottii*
Lycium andersonii
Lycium brevipes
Lycium fremontii
Lycium megacarpum?
Lycium spp
Lysiloma candidum
Lysiloma microphyllum
Mammillaria armillata
Mammillaria dioica
Mammillaria fraileana
Mammillaria petrophylla
Mammillaria phitauiana
Mammillaria dioica
Marina parryi
Maytenus phyllantoides
Melochia tomentosa
Mimosa brendegeei
Mimosa dystachya
Mimosa xantii
Myrtillocactus cochal
Nicotiana glauca
Nolina beldingii
Ochroleucun manguense
Olneya tesota
Opuntia bravoana
Opuntia lagunae
Opuntia taponae
Pachycereus pringlei
Pachycereus pecten-oboriginum

<i>Castela peninsularis</i>	<i>Parkinsonia aculeata</i>
<i>Celosia floribunda</i>	<i>Pellaea ternifolia</i>
<i>Celtis pallida</i>	<i>Pereskiaopsis porteri</i>
<i>Celtis reticulata</i>	<i>Physalis crassifolia</i>
<i>Cercidium floridum</i> subsp. <i>peninsulare</i>	<i>Pinus lagunae</i>
<i>Cercidium microphyllum</i>	<i>Pisonia flavescens</i>
<i>Cercidium praecox</i>	<i>Pithecellobium mexicanum</i>
<i>Chamaesyce polycarpa</i>	<i>Prosopis articulata</i>
<i>Chiococa alba</i>	<i>Prosopis palmeri</i>
<i>Chiococca pubescens</i>	<i>Prunus ilicifolia</i>
<i>Citharexylum flabellifolium</i>	<i>Prunus serotina</i> subsp. <i>virens</i>
<i>Cochemia poselgeri</i>	<i>Psoralea emoryi</i>
<i>Colubrina viridis</i>	<i>Psoralea emoryi</i> var. <i>arenarius</i>
<i>Cordia curassavica</i>	<i>Quercus albocincta</i>
<i>Coursetia glandulosa</i>	<i>Quercus devia</i>
<i>Croton californicus</i>	<i>Quercus tuberculata</i>
<i>Croton magdalenae</i>	<i>Randia capitata</i>
<i>Cylindropuntia alcahes</i>	<i>Randia megacarpa</i>
<i>Cylindropuntia bigelovii</i>	<i>Ricinus communis</i>
<i>Cylindropuntia cholla</i>	<i>Ruellia leucantha</i>
<i>Cylindropuntia molesta</i>	<i>Ruellia californica</i> var. <i>californica</i>
<i>Cyrtocarpa edulis</i>	<i>Ruellia californica</i> var. <i>peninsularis</i>
<i>Dalea bicolor</i>	<i>Russelia retrorsa</i> f. <i>nudicostata</i>
<i>Dalea semmannii</i>	<i>Salicornia subterminalis?</i>
<i>Ditaxis lanceolata</i>	<i>Salvia</i> spp
<i>Dodonaea viscosa</i>	<i>Sapium biloculare</i>
<i>Duranta repens</i>	<i>Sarcostemma arenarium</i>
<i>Dyospiros californica</i> var. <i>tonsa</i>	<i>Schaefferia shrevei</i>
<i>Dyssodia anthemidifolia</i>	<i>Senna atomaria</i>
<i>Ebenopsis confinis</i>	<i>Senna chelloggii</i>
<i>Encelia palmeri</i>	<i>Senna villosa</i>
<i>Encelia ventorum</i>	<i>Sideroxylon occidentale</i>
<i>Errazurizia benthami</i>	<i>Solanum hindsianum</i>
<i>Erythea armata</i>	<i>Sphaeralcea coulterii</i>
<i>Erythea brandegeei</i>	<i>Stegnosperma halimifolium</i>
<i>Erythrina flavelliformis</i>	<i>Stenocereus gummosus</i>
<i>Esembeckia flava</i>	<i>Stenocereus thurberi</i> var. <i>thurberi</i>
<i>Euphorbia californica</i>	<i>Suaeda torreyana</i>
<i>Euphorbia lomelii</i>	<i>Tecoma stans</i>

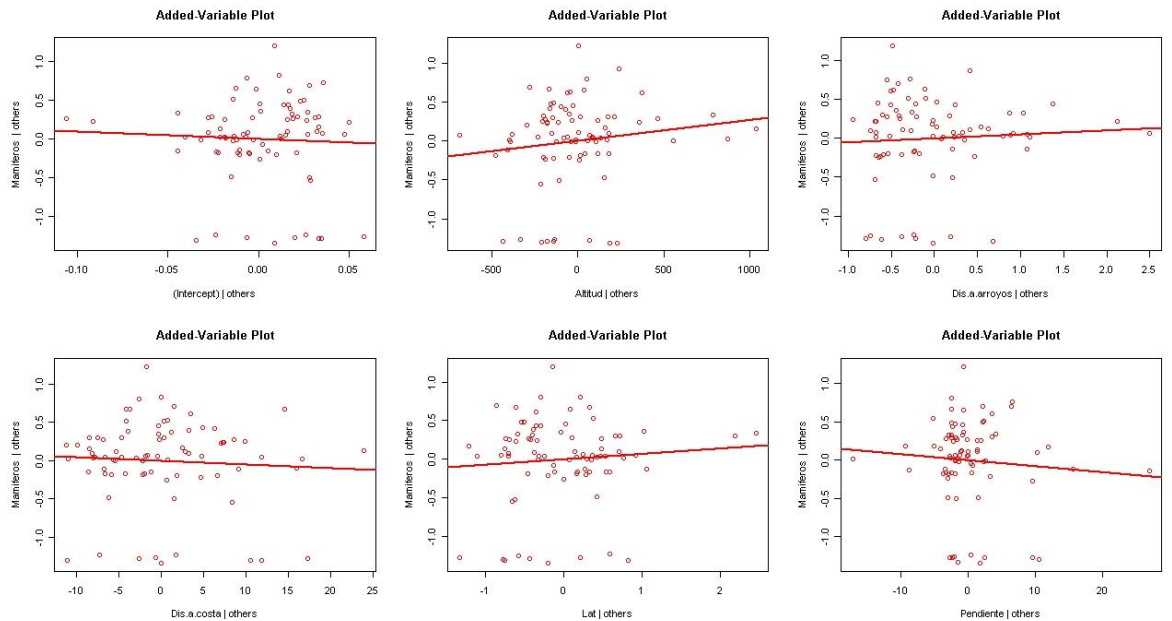
<i>Euphorbia magdalenae</i>	<i>Trixis californica</i> var. <i>californica</i>
<i>Euphorbia xantii</i>	<i>Turnera diffusa</i>
<i>Ferocactus peninsulae</i>	<i>Vallesia glabra</i>
<i>Ferocactus rectispinus</i>	Verbenaceae
<i>Ferocactus</i> ssp.	<i>Verbesina erosa</i>
<i>Ferocactus townsendianus</i>	<i>Viguiera deltoidea</i>
<i>Forchammeria watsonii</i>	<i>Viguiera deltoidea</i> + <i>V. tomentosa</i>
<i>Fouquieria diguetii</i>	<i>Viguiera erosa</i>
<i>Fouquieria splendens</i>	<i>Viguiera microphylla</i>
<i>Frankenia palmeri</i>	<i>Viguiera</i> sp.
<i>Garrya salicifolia</i>	<i>Viguiera tomentosa</i>
<i>Gochnatia arborecens</i>	<i>Yucca valida</i>
<i>Gossypium davidsonii</i>	<i>Zantoxylon arborescens</i>

Anexo 2. Relación de la riqueza de especies del taxón con las variables ambientales.

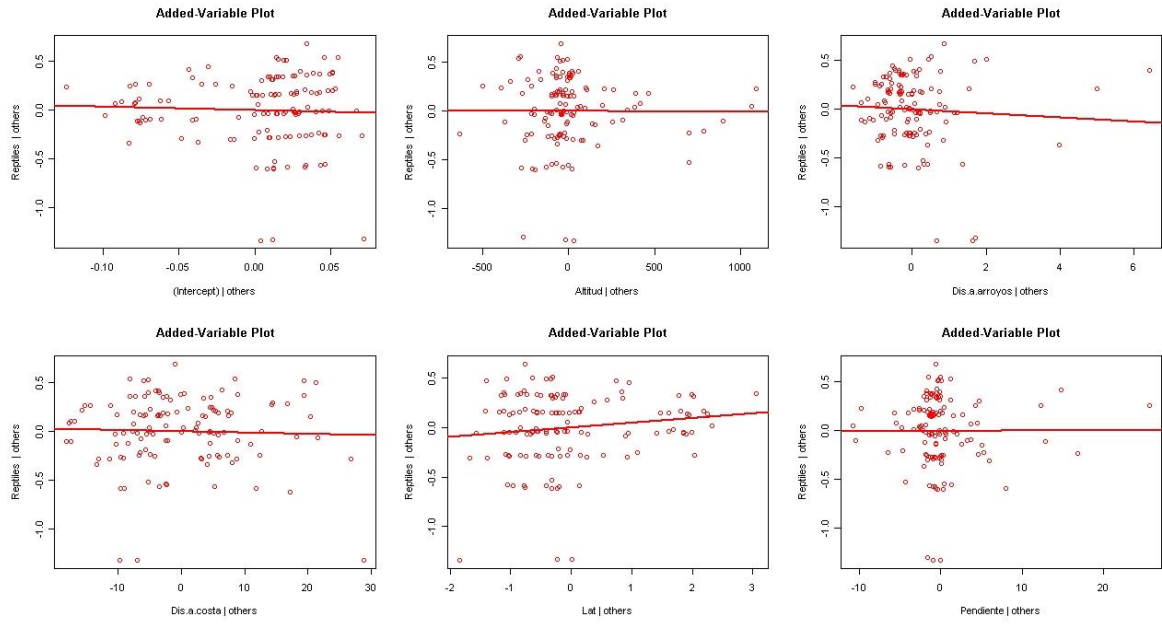
a) Aves



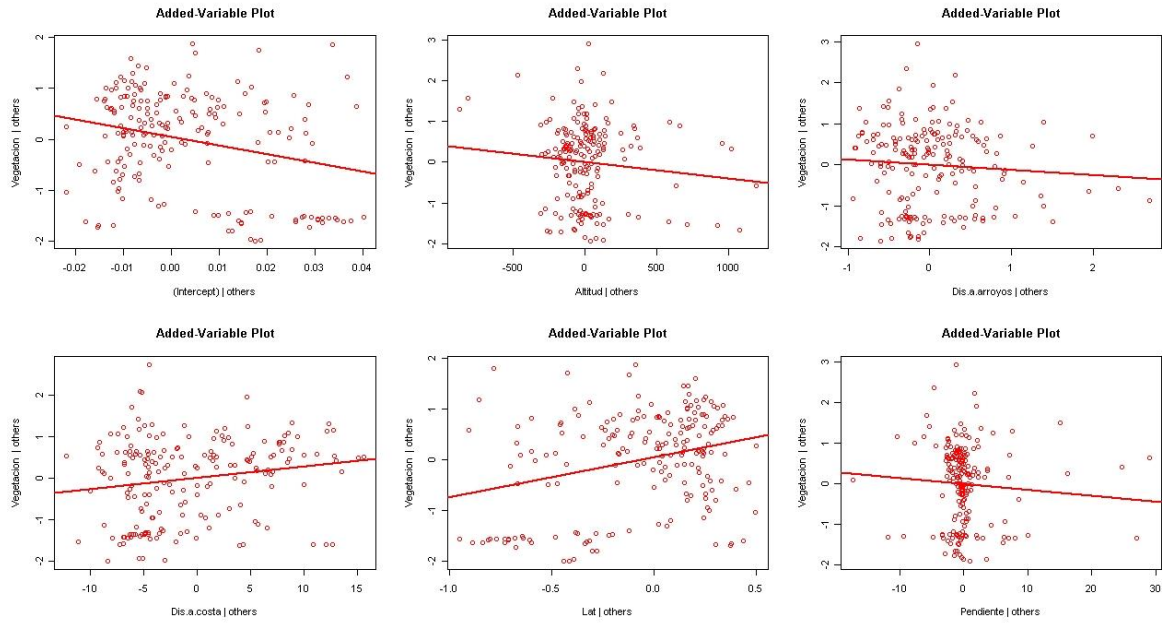
b) Mamíferos



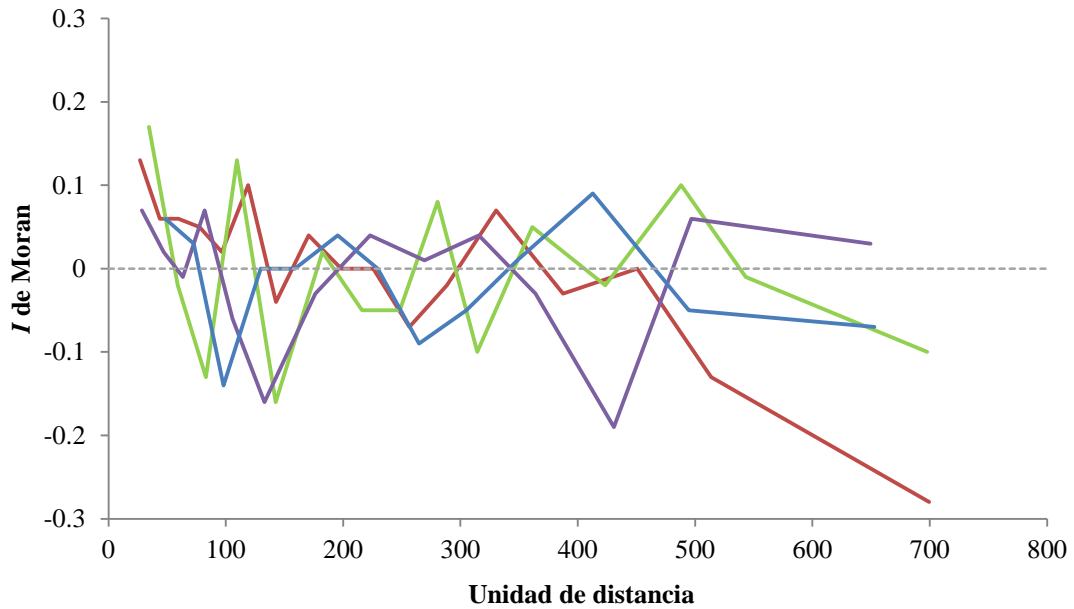
c) Reptiles



d) Vegetación



Anexo 3. Comportamiento de la autocorrelación espacial medida con el Índice de I de Moran para cada uno de los grupos taxonómicos estudiados (verde = vegetación; rojo = aves; azul = mamíferos; morado = reptiles) a diferentes unidades de distancia.



La autocorrelación espacial en los modelos para cada grupo varió relativamente poco en un rango máximo entre 0.2 y -0.2, a escalas más locales tiende a haber más autocorrelación (valores positivos), a escalas más extensas aves y vegetación tienden a presentar un patrón más disperso.