



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

INSTITUTO DE ECOLOGÍA
ECOLOGÍA

ECOLOGÍA A LARGO PLAZO DE POBLACIONES Y ENSAMBLAJES DE
PEQUEÑOS MAMÍFEROS DE UNA SELVA ESTACIONAL EN EL OESTE DE
MÉXICO

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

DOCTOR EN CIENCIAS

PRESENTA:

EDGARD DAVID MASON ROMO

TUTOR(A) PRINCIPAL DE TESIS: Dr. Gerardo Jorge Ceballos González, Instituto de Ecología

COMITÉ TUTOR: Dra. Ella Gloria Vázquez Domínguez, Instituto de Ecología

Dr. Víctor Guillermo Sánchez-Cordero Dávila, Instituto de Biología

CIUDAD DE MÉXICO, MARZO 2018.



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
INSTITUTO DE ECOLOGÍA
ECOLOGÍA

**ECOLOGÍA A LARGO PLAZO DE POBLACIONES Y ENSAMBLAJES DE
PEQUEÑOS MAMÍFEROS DE UNA SELVA ESTACIONAL EN EL OESTE DE
MÉXICO**

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

DOCTOR EN CIENCIAS

PRESENTA:

EDGARD DAVID MASON ROMO

TUTOR(A) PRINCIPAL DE TESIS: Dr. Gerardo Jorge Ceballos González, Instituto de Ecología
COMITÉ TUTOR: Dra. Ella Gloria Vázquez Domínguez, Instituto de Ecología
Dr. Víctor Guillermo Sánchez-Cordero Dávila, Instituto de Biología

CIUDAD DE MÉXICO, MARZO 2018.

Lic. Ivonne Ramírez Wence
Directora General de Administración Escolar, UNAM
Presente

Me permito informar a usted, que el Subcomité de Ecología y Manejo Integral de Ecosistemas del Posgrado en Ciencias Biológicas, en su sesión ordinaria del día 23 de noviembre de 2015, aprobó el siguiente jurado para la presentación del examen para obtener el grado de **DOCTOR EN CIENCIAS**, al alumno **MASON ROMO EDGARDA DAVID** con número de cuenta 507007438, con la tesis titulada: " **ECOLOGÍA A LARGO PLAZO DE POBLACIONES Y ENSAMBLAJES DE PEQUEÑOS MAMÍFEROS DE UNA SELVA ESTACIONAL EN EL OESTE DE MÉXICO** ", bajo la dirección del DR. GERARDO JORGE CEBALLOS GONZALEZ:

Presidente:	DR. DAVID VALENZUELA GALVÁN
Vocal	DR. ENRIQUE MARTÍNEZ MEYER
Secretario:	DRA. ELLA GLORIA VÁZQUEZ DOMÍNGUEZ
Suplente:	DRA. MARÍA DEL CORO ARIZMENDI ARRIAGA
Suplente	DR. VÍCTOR MANUEL G. SÁNCHEZ-CORDERO DÁVILA

Sin otro particular, me es grato enviarle un cordial saludo.

ATENTAMENTE
"POR MI RAZA HABLARA EL ESPÍRITU"
Cd. Universitaria, Cd. Mx., a, 10 de enero de 2018


DR. ADOLFO GERARDO NAVARRO SIGÜENZA
COORDINADOR DEL PROGRAMA



*We shall not cease from exploration
And the end of all our exploring
Will be to arrive where we started
And know the place for the first time.*

T.S. Eliot

AGRADECIMIENTOS

Agradezco al Posgrado en Ciencias Biológicas de la UNAM por permitirme realizar este paso académico.

Mi amplio agradecimiento para CONACyT, por mi beca de manutención (205321)- durante los primeros cuatro años de este proyecto, así como por el apoyo con la beca mixta (202672) con la que fui a Santiago, a analizar datos. Igualmente agradezco al PAEP-UNAM por los múltiples apoyos económicos para acudir a congresos y estancias.

Al Dr. Gerardo Ceballos, director de esta tesis que sin su presencia, planeación y apoyo hubiera resultado imposible, empezando por la idea original del proyecto, a finales de los años ochenta del siglo pasado. A los demás miembros de mi comité tutorial: a la Dra. Ella Vázquez, por siempre estar dispuesta a leer y revisar, a conciencia, este proyecto y siempre tener una sonrisa, aun cuando la situación es adversa. y al Dr. Víctor Sánchez-Cordero, por sus siempre atinados comentarios y apoyo, tanto al proyecto como a mi persona, mil gracias.

Al igual quisiera agradecer a mi comité de examen: a la Dra. María del Coro Arizmendi por su revisión de este proyecto (como miembro del jurado) y por su enorme apoyo a los estudiantes del posgrado y a un servidor (como coordinadora del posgrado), para quien la puerta de su oficina (y su celular) siempre estuvo disponible, con una enorme sonrisa, para poder hablar y discutir cualquier asunto.

Al Dr. Enrique Martínez-Meyer por su confianza y apoyo en este proyecto, y por siempre tener un minuto de su muy limitado tiempo para platicar. Al Dr. David

Valenzuela, por (volver a) ser parte de mi jurado de examen y siempre estar dispuesto a serlo y a dar su valiosa amistad y su atinada opinión.



AGRADECIMIENTOS A TÍTULO PERSONAL

Tal y como debe ser mis primeros agradecimientos están dedicados a mi familia, quienes han estado siempre al pie del cañón conmigo -particularmente mi madre que ha fungido de todo, desde revisora de estilo, terapeuta y apoyo económico, durante este proceso y todos los demás- mi eterno agradecimiento.

Mis más amorosos agradecimientos a Ana -mi amora-, compañera de vida y aventura, quien siempre tiene una palabra de aliento y cariño, aun en los momentos más difíciles de esta parte de mi vida. Y junto con ella a Negra, que siempre acostada a un lado de mi silla me acompañó en los desvelos de esta tesis.

Para mis hermanos por elección, amigos verdaderos, por estar siempre presentes (aunque a veces estén muy lejos). y dispuestos a apoyarme. Estoy seguro de que ellos saben quiénes son -y que al hacer un listado probablemente olvide a varios- por lo tanto, no pondré nombres, pero ustedes saben quiénes son, y que están en mi corazón -y siempre lo estarán.

Como el espacio oficial no lo permite -y excluirlos sería injustísimo – le agradezco eternamente a todo el personal del Posgrado den Ciencias Biológicas, actuales y anteriores: Coro Arizmendi, Lilia Espinoza, Lilia Jiménez, Érica Flores, Érika Rodríguez, Patricia Martínez, Rocío González, Patricia Oliva, María de Jesús Márquez, Armando Rodríguez y Adolfo Navarro. Sin ustedes -y su apoyo incondicional y más allá del deber- no estaría yo redactando estas palabras.

A todos los buenos amigos y maestros de la Pontificia Universidad católica de Chile por su conocimiento, apoyo y calidez, en todas las estancias que realicé. Al Dr. Mauricio Lima, al Dr. Fabián Jaksic y al Dr. Ariel Farías, de quienes siempre recibí mucho más de lo que debían dar y con quienes estaré en deuda para siempre. Junto con ellos estoy en la obligación moral de agradecer a María Teresa, Carla, Susana, Paola, Manuel, Siona y todo el extraordinario equipo de la UC que siempre me ha hecho sentir en casa, o hasta mejor (espero no olvidar a nadie, si lo hice no fue falta de cariño ni agradecimiento, solo un olvido, mil gracias). Igualmente agradecer al Dr. Anelio Aguayo Lobo y a su esposa, quienes me recibieron -siempre con sorpresa, porque nunca avisaba cuando llegaba- como al mejor de los amigos y siempre compartieron conmigo su tiempo, su casa y su mesa.

A mis múltiples -y muy estimados- coautores en los artículos; Angelina Martínez-Yrizar, Manuel Maass, Víctor Jaramillo, Mauricio Lima, Ariel Farías y Roberto Munguía-Steyer, por enriquecer con su conocimiento, tiempo y voluntad los artículos y capítulos emanados de esta tesis. El proyecto no hubiera sido posible sin ustedes.

GRACIAS.

DEDICATORIA

A mi familia, pilar, cimiento y razón de mi existencia. En primer lugar, a mi madre, a quien le debo absolutamente todo y quien siempre ha creído en mí. En segundo a mis hermanos, a quienes amo y respeto profundamente -a pesar de las diferencias que siempre hemos tenido y tendremos. A mi padre, quien, a pesar de su larga, casi eterna, ausencia es para mi inspiración y ejemplo de trabajo y pasión por la vida. Y, por último, pero no menos, a mi familia “in extenso”, que siempre han sido parte de este magnífico viaje llamado vida.

A mi pareja, mi amora, mi maravillosa, Ana Patricia, que ha sido amorosa y paciente conmigo hasta ver culminado este complicado proceso, así como los demás durante los ya varios años que hemos decidido ir de la mano en la vida -y los que nos faltan.

Mi más ferviente, intenso y eterno amor a ellos y como pequeña muestra les dedico este paso en mi carrera profesional, así como todos las anteriores y los que faltan por venir.

TABLA DE CONTENIDO

AGRADECIMIENTOS	VII
AGRADECIMIENTOS A TÍTULO PERSONAL	IX
DEDICATORIA	11
TABLA DE CONTENIDO	12
LISTA DE FIGURAS	19
RESUMEN	25
ABSTRACT	26
INTRODUCCIÓN	27
OBJETIVO	31
<i>Objetivos particulares</i>	31
<i>Hipótesis</i>	32
MÉTODOS GENERALES	34
<i>Sitio de estudio</i>	34
<i>Recolección de datos</i>	40
CAPÍTULO 1: EL CLIMA, LA PRODUCTIVIDAD PRIMARIA Y LA DINÁMICA POBLACIONAL DE LOS ROEDORES DE CHAMELA: PATRONES Y PROYECCIONES	42
RESUMEN	43
INTRODUCCIÓN Y PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	44
OBJETIVO	50
<i>Objetivos particulares</i>	50
<i>Hipótesis</i>	51
ESTRATEGIAS Y MÉTODOS	52
<i>Especies modeladas</i>	52
<i>Productividad primaria</i>	52
<i>Datos climáticos</i>	55
<i>Análisis de datos</i>	55
<i>Proyectando las dinámicas poblacionales modeladas a años posteriores</i>	2
<i>Proyectando los efectos de la disminución de la precipitación regional</i>	3
RESULTADOS	5
<i>Correlación entre la productividad y el clima</i>	5
<i>Modelado de las dinámicas poblacionales de los pequeños mamíferos de Chamela</i>	6
<i>Proyecciones de las dinámicas poblacionales de los pequeños mamíferos de Chamela</i>	15
<i>Proyecciones de las abundancias de los pequeños mamíferos de Chamela- Cuixmala con distintos escenarios de cambio climático</i>	23
DISCUSIÓN	30
CONCLUSIONES	37

CAPÍTULO 2: DIVERSIDAD FUNCIONAL DE LOS PEQUEÑOS MAMÍFEROS DE DOS AMBIENTES CONTRASTANTES EN ESTACIONALIDAD 38

RESUMEN	39
INTRODUCCIÓN Y PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	40
OBJETIVO	45
<i>Objetivos particulares</i>	45
<i>Hipótesis</i>	45
ESTRATEGIAS Y MÉTODOS.....	47
<i>Tabla de características funcionales</i>	47
<i>Análisis de coordenadas principales</i>	48
<i>Matriz de distancias funcionales</i>	48
<i>Modelo nulo</i>	49
<i>Cálculo de la diversidad funcional</i>	51
<i>Comparación del modelo nulo con los datos de campo</i>	52
RESULTADOS	54
<i>Ejes de coordenadas principales</i>	57
Por tipo de vegetación.....	57
Dieta.....	58
Sustrato.....	59
Horario de actividad	60
<i>Matriz de distancia de Gower</i>	62
<i>Comparación con los modelos nulos</i>	66
DISCUSIÓN	70
CONCLUSIONES	75

CAPÍTULO 3: PATRONES DEMOGRÁFICOS A LARGO PLAZO DE LOS PEQUEÑOS MAMÍFEROS DE CHAMELA-CUIXMALA..... 77

RESUMEN	78
INTRODUCCIÓN Y PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	78
OBJETIVO	82
<i>Objetivos particulares</i>	82
<i>Hipótesis</i>	83
MÉTODOS.....	85
RESULTADOS	87
<i>Liomys pictus</i>	89
Supervivencia.....	89
Probabilidad de recaptura	90
Crecimiento poblacional	92
<i>Oryzomys melanotis</i>	93
Supervivencia.....	94
Probabilidad de recaptura	95
Crecimiento poblacional	97
<i>Oryzomys mexicanus</i>	98
Supervivencia.....	98
Probabilidad de recaptura	99
Crecimiento poblacional	101

<i>Osgoodomys banderanus</i>	102
Supervivencia.....	103
Probabilidad de recaptura	104
Crecimiento poblacional	106
<i>Peromyscus perfulvus</i>	107
Supervivencia.....	107
Probabilidad de recaptura	108
Crecimiento poblacional	110
DISCUSIÓN	112
CONCLUSIONES	116
DISCUSIÓN GENERAL.....	117
CONCLUSIONES GENERALES	119
LITERATURA CITADA.....	120
ANEXOS.....	120
ANEXOS GENERALES	120
<i>Anexo 1. Promedios mensuales y acumulados anuales (AA) de la precipitación en milímetros registrada en la región de Chamela-Cuixmala durante el periodo 1987-2007. Las celdas obscurecidas representan la temporada de lluvias de la región, de junio a octubre y la celda en negritas y obscurecida es el evento de precipitación atípica registrado en enero de 1992, los años en los que el acumulado anual fue más bajo del promedio (772±258mm) están marcados en oscuro. (Fuente: Instituto de biología 2012). Debido a su tamaño la tabla está en la próxima página.....</i>	120
<i>Anexo 2. Mamíferos pequeños registrados en la región a la que pertenece la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala (Ceballos y Miranda, 1986 y 2000), señalando las especies y géneros endémicos (Ceballos y Rodríguez, 1993), especies introducidas y el estatus de conservación de cada una (SEMARNAT, 2002 y Ceballos et al., 2005), Género y especie significa que tanto el género como la especie son endémicas de México. *Presente de México a Sudamérica.</i>	122
ANEXOS CAPÍTULO UNO	123
<i>Anexo 3. Datos del análisis de correlación realizado para comparar la productividad primaria con los datos climáticos, para ambos tipos de vegetación. LN=Productividad año anterior; TT=Temperatura nov-feb; W=lluvia jun-oct; D=Lluvia mar-may; T=lluvia nov-feb. Los factores más significativos se encuentran enmarcados en gris.</i>	123
<i>Anexo 4. PRCF de <i>Liomys pictus</i> en selva baja, negativa y de primer orden, sin desfases temporales, lo cual sugiere que no es afectada por la interacción con otras especies.....</i>	127
<i>Anexo 5. PRCF de <i>Liomys pictus</i> en selva mediana (sin tendencia), muestra retroalimentación negativa y de primer orden, sin desfases temporales, lo cual sugiere que no es afectada por la interacción con otras especies.</i>	127
<i>Anexo 6. PRCF de <i>Nyctomys sumichrasti</i>, sin tendencia, muestra una estructura de retroalimentación negativa de primer orden sin evidencia de efectos de segundo orden, generados por interacciones inter-específicas. .</i>	128

<i>Anexo 7. PRCF de <i>Oryzomys melanotis</i>, presenta una estructura negativa de retroalimentación de primer grado con efectos importantes de perturbaciones negativas de segundo grado marcada por ciclos de 2-3 años posiblemente generados por fuertes interacciones tróficas en una estructura de retroalimentación negativa donde se puede también inferir competencia por interferencia con especies que compartan cercanamente su nicho ecológico.</i>	128
<i>Anexo 8. PRCF de <i>Oryzomys mexicanus</i>, muestra una estructura de retroalimentación negativa de segundo orden, lo que significa que la dinámica de esta especie está perturbada de manera importante por competencia inter-específica, se sugiere que al ser dinámica de segundo orden se asuma cierto nivel de periodicidad y es posible que se trate de competencia por interferencia dentro del mismo nivel trófico.</i>	129
<i>Anexo 9. PRCF de <i>Osgoodomys banderanus</i>, mostrando una estructura de retroalimentación de primer grado, sin evidencias de periodicidad o efectos negativos de segundo orden debido a interacciones de segundo orden.</i>	129
<i>Anexo 10. PRCF de <i>Peromyscus perfulvus</i>, muestra una estructura de retroalimentación negativa de primer orden, con ligera evidencia de efectos segundo orden, probablemente debidos a interacciones con otros niveles tróficos.</i>	130
<i>Clave para las siglas utilizadas en las ecuaciones de los modelos realizados.</i>	131
<i>Anexo 11: Tabla de los resultados de los modelos con mejor soporte (menor índice de Akaike, AICc; mayor peso de Akaike, w) para todas las especies modeladas en este estudio.</i>	132
<i>Anexo 12: Modelos basados en el modelo logístico generalizado de Ricker (1954) para analizar la dinámica poblacional de <i>Liomys pictus</i> en los sitios de selva baja. La nomenclatura viene explicada en la clave al inicio de esta sección.</i>	133
<i>Anexo 13: Modelos basados en el modelo logístico generalizado de Ricker (1954) para analizar la dinámica poblacional de <i>Liomys pictus</i> en los sitios de selva mediana (sin tendencia). La nomenclatura viene explicada en la clave al inicio de esta sección.</i>	135
<i>Anexo 14: Modelos basados en el modelo logístico generalizado de Ricker (1954) para analizar la dinámica poblacional de <i>Nyctomys sumichrasti</i> en los sitios de selva mediana (sin tendencia). La nomenclatura viene explicada en la clave al inicio de esta sección.</i>	138
<i>Anexo 15: Modelos basados en el modelo logístico generalizado de Ricker (1954) para analizar la dinámica poblacional de <i>Oryzomys melanotis</i> en los sitios de selva mediana. La nomenclatura viene explicada en la clave al inicio de esta sección.</i>	141
<i>Anexo 16: Modelos basados en el modelo logístico generalizado de Ricker (1954) para analizar la dinámica poblacional de <i>Oryzomys mexicanus</i> en los sitios de selva mediana. La nomenclatura viene explicada en la clave al inicio de esta sección.</i>	144
<i>Anexo 17: Modelos basados en el modelo logístico generalizado de Ricker (1954) para analizar la dinámica poblacional de <i>Osgoodomys banderanus</i> en los sitios de selva mediana. La nomenclatura es explicada en la clave al inicio</i>	

de esta sección.....	148
Anexo 18: Modelos basados en el modelo logístico generalizado de Ricker (1954) para analizar la dinámica poblacional de <i>Peromyscus perfulvus</i> en los sitios de selva mediana. La nomenclatura viene explicada en la clave de esta sección.	150
Anexo 19. Datos comparativos de los modelos con mejor soporte por especie y tipo de vegetación (especie), La clasificación (rank), la (ecuación), los valores de la ecuación logística generalizada de Ricker (1954): el valor individual de la competencia en relación con la densidad (a), $a > 1$ si la densidad aumenta la competencia y $a < 1$ se encuentran habituados a la competencia. (b) la tasa reproductiva máxima, (c) la competencia inter-específica o el agotamiento de los recursos, (d) el efecto de las lluvias dentro de la temporada, junio a octubre, (e) el efecto de la lluvia fuera de temporada (noviembre a mayo), con la precipitación atípica de enero de 1992. 1 y 2 son la desviación logarítmica de la predicción generada $\Sigma(\text{Observada-predicha})/9$, 1 para la predicción basada en la ecuación desde el primer punto (full time) y 2 es el error en la predicción de paso a paso (one step ahead). En estos modelos se analizaron efectos de perturbación exógena vertical y lateral (modelos b), para la dirección de la perturbación está dada por el signo del resultado, para los modelos b los signos significan lo inverso a su valor. *datos que tenían una tendencia negativa y se les quitó para poderlos modelar.	154
Anexo 20. Datos utilizados para proyectar de 2008 a 2016 las abundancias de las especies modeladas en el capítulo uno de esta tesis. Datos de campo (1990-2007 y 2012-2013). Para estas proyecciones se usaron los modelos con mayor sustento, con menor AICc (menos de 2 puntos de diferencia). ..	156
Anexo 21. Script de R (R Core Team, 2013) generado para proyectar las dinámicas poblacionales a partir de los datos del monitoreo de largo plazo (1990-2007). Para proyectar distintas especies solo es necesario cambiar los datos del modelo utilizado por cada especie (Anexo 20), el dato de abundancia inicial y los parámetros con los que se va a modelar.	156
ANEXOS CAPÍTULO DOS.....	162
Anexo 22. Tabla de los atributos relativos de diversidad funcional de pequeños mamíferos de Chamela, en esta página está la tabla por tipo de hábitat y en la siguiente las de uso de hábitat, dieta y actividad. Las referencias de estos datos están en la Figura 24.	162
Anexo 23. Biomasa promedio de las especies de pequeños mamíferos de Chamela, obtenida de la base de datos, por tipo de vegetación y en general. Aquí se representa solo el promedio general.	164
Anexo 24. Histogramas de la distribución de la de la biomasa de los pequeños mamíferos de la selva baja caducifolia de Chamela, Cuixmala. <i>Megasorex gigas</i> no está representado por tener abundancias demasiado bajas en este tipo de vegetación	165
Anexo 25. Histogramas de la distribución de la de la biomasa de los pequeños mamíferos de la selva baja caducifolia de Chamela, Cuixmala. Las especies con abundancias demasiado bajas en este tipo de vegetación que no están representadas.....	166
Anexo 26: Abreviaturas de los nombres científicos de las especies de	

<i>pequeños mamíferos de Chamela.....</i>	<i>167</i>
<i>Anexo 27. Resultados de la PCoA utilizando datos de uso de hábitat de los pequeños mamíferos de Chamela.....</i>	<i>167</i>
<i>Anexo 28: Resultados de la PCoA utilizando datos de dieta de los pequeños mamíferos de Chamela.</i>	<i>169</i>
<i>Anexo 29. Resultados de la PCoA utilizando datos de uso de sustrato de los pequeños mamíferos de Chamela.....</i>	<i>170</i>
<i>Anexo 30. Resultados de la PCoA generada con datos de horario de actividad de los pequeños mamíferos de Chamela.</i>	<i>171</i>
<i>Anexo 31. Matriz de distancia de Gower obtenida a partir de datos de diversidad funcional de los pequeños mamíferos de Chamela-Cuixmala. El significado de las abreviaturas está en el Anexo 25.....</i>	<i>173</i>
<i>Anexo 32. Cálculos para la riqueza y diversidad funcionales de los pequeños mamíferos de Chamela, en ambos tipos de vegetación y generación del modelo nulo para compararlos.</i>	<i>173</i>
<i>Anexo 33. Comandos para la generación de las gráficas de diversidad funcional de los pequeños mamíferos de Chamela-Cuixmala.....</i>	<i>175</i>
ANEXOS CAPÍTULO TRES	179
<i>Anexo 34. Intervalos de tiempo usados para la generación de los modelos Pradel de las cinco especies más abundantes de pequeños mamíferos de Chamela-Cuixmala cuya demografía fue modelada.....</i>	<i>179</i>
<i>Anexo 35. Modelos Pradel generados para las cinco especies más abundantes de pequeños mamíferos de Chamela-Cuixmala. Ordenados de forma creciente, del modelo más sencillo hasta el general (columna izquierda), en la columna de la extrema derecha (par) están el número de parámetros de cada modelo, en la columna central el modelo. P=probabilidad de recaptura, phi=probabilidad de supervivencia, lambda=tasa de crecimiento de la población, *=interacción entre dos variables, temp=temporada (secas, lluvias, transición), time=diferencias interanuales, sex=sexo de los individuos, sit=sitio o tipo de vegetación (selva baja caducifolia o selva mediana subperenifolia). DM=design matrix o estructura matricial de diseño de MARK. Var=número de variables usadas en el modelo.</i>	<i>180</i>
<i>Anexo 36. Resultados de los modelos Pradel de supervivencia (Φ), recaptura (p) y crecimiento poblacional (λ) generados para <i>Liomys pictus</i> en selva baja caducifolia.....</i>	<i>181</i>
<i>Anexo 37. Resultados de los modelos Pradel de supervivencia (Φ), recaptura (p) y crecimiento poblacional (λ) generados para <i>Liomys pictus</i> en selva mediana subperenifolia.</i>	<i>182</i>
<i>Anexo 38. Resultados de los modelos Pradel de supervivencia (Φ), recaptura (p) y crecimiento poblacional (λ) generados para <i>Oryzomys melanotis</i> en selva baja caducifolia.....</i>	<i>183</i>
<i>Anexo 39. Resultados de los modelos Pradel de supervivencia (Φ), recaptura (p) y crecimiento poblacional (λ) generados para <i>Oryzomys melanotis</i> en selva mediana subperenifolia.</i>	<i>184</i>
<i>Anexo 40. Resultados de los modelos Pradel de supervivencia (Φ), recaptura (p) y crecimiento poblacional (λ) generados para <i>Oryzomys mexicanus</i> en selva baja caducifolia.</i>	<i>186</i>
<i>Anexo 41. Resultados de los modelos Pradel de supervivencia (Φ), recaptura</i>	

(p) y crecimiento poblacional (λ) generados para <i>Oryzomys mexicanus</i> en selva mediana subperenifolia.	187
Anexo 42. Resultados de los modelos Pradel de supervivencia (Φ), recaptura (p) y crecimiento poblacional (λ) generados para <i>Osgoodomys banderanus</i> en selva baja caducifolia.	188
Anexo 43. Resultados de los modelos Pradel de supervivencia (Φ), recaptura (p) y crecimiento poblacional (λ) generados para <i>Osgoodomys banderanus</i> en selva mediana subperenifolia.	189
Anexo 44. Resultados de los modelos Pradel de supervivencia (Φ), recaptura (p) y crecimiento poblacional (λ) generados para <i>Peromyscus perfulvus</i> en selva baja caducifolia.	190
Anexo 45. Resultados de los modelos Pradel de supervivencia (Φ), recaptura (p) y crecimiento poblacional (λ) generados para <i>Peromyscus perfulvus</i> en selva mediana subperenifolia.	192
ANEXO 46. ARTÍCULO REQUISITO.....	245



LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación geográfica de la Estación de Biología Chamela-Cuixmala.	34
Figura 2: Precipitación en Chamela para los años 1990 a 2007, dividida en temporada de lluvias (junio-octubre) y la suma entre la transición (noviembre a febrero) y las secas (marzo a mayo). Ver la precipitación atípica (648 mm) de enero de 1992.	35
Figura 3: Temperatura en Chamela para los años 1990 a 2007, dividida en temperatura máxima, mínima y promedio.	36
Figura 4: Productividad primaria en Chamela para los años 1990 a 2007, dividida en temporada de lluvias (junio-octubre) y la suma entre la transición (noviembre a febrero) y las secas (marzo a mayo). Para ambos tipos de vegetación.	53
Figura 5. Resultados de las correlaciones entre precipitación y productividad primaria en Chamela. LN=Productividad año anterior; TT=Temperatura nov-feb; W=lluvia jun-oct; D=Lluvia mar-may; T=lluvia nov-feb. A=0.05.	5
Figura 6: Abundancia total anual de <i>Liomys pictus</i> en la selva baja, línea negra, y en la selva mediana, serie gris, de Chamela-Cuixmala, de 1990 a 2007.	6
Figura 7: Resultados de la dinámica poblacional de <i>Liomys pictus</i> en dos tipos de selva. En selva baja, (7a, izquierda) representa el 96% de las capturas en ese hábitat y sus mejores modelos son explicados por procesos intrapoblacionales (), un efecto positivo y directo de la lluvia dentro de la temporada y un efecto negativo (-) directo de las lluvias atípicas () de 1992. En selva mediana (7b, derecha), donde la especie representa el 53% de las capturas los modelos son explicados por procesos endógenos (), una interacción positiva directa de la precipitación () o indirecta, vía el incremento en la productividad primaria (), respectivamente. Así como las interacciones (positivas) con <i>Oryzomys melanotis</i> .	7
Figura 8: Abundancia total anual de <i>Nyctomys sumichrasti</i> en la selva mediana de Chamela-Cuixmala, de 1990 a 2007.	8
Figura 9: Resultados de la dinámica poblacional de <i>Nyctomys sumichrasti</i> en selva mediana. Los modelos mejor sustentados son los que incluyen la precipitación como efecto directo y las interacciones positivas con <i>Oryzomys melanotis</i> y <i>Osgoodomys banderanus</i> .	9
Figura 10: Abundancia total anual de <i>Oryzomys mexicanus</i> , línea negra, y <i>Oryzomys melanotis</i> , línea gris, en la selva mediana de Chamela-Cuixmala, de 1990 a 2007.	10
Figura 11: Resultados de la dinámica poblacional de <i>Oryzomys melanotis</i> en selva mediana. Los modelos son explicados por procesos endógenos (), la interacción positiva indirecta de la precipitación, vía cambios en la productividad () y el efecto positivo, de las lluvias atípicas de enero de 1992 () (Anexo 11).	11
Figura 12: Resultados de la dinámica poblacional de <i>Oryzomys mexicanus</i> en selva mediana. Los modelos son explicados por procesos endógenos () y la interacción positiva directa de la precipitación ().	12
Figura 13: Abundancia total anual de <i>Osgoodomys banderanus</i> , línea negra, y <i>Peromyscus perfulvus</i> , línea gris, en la selva mediana de Chamela-Cuixmala, de 1990 a 2007.	13

Figura 14: Resultados de la dinámica poblacional de <i>Osgoodomys banderanus</i> en selva mediana. Los modelos son explicados por los procesos endógenos (), los efectos directos de la precipitación dentro de temporada (), los indirectos, por cambios en la productividad primaria () y efectos negativos de las lluvias atípicas de 1992 ().....	14
Figura 15: Resultados de la dinámica poblacional de <i>Peromyscus perfulvus</i> en selva mediana. Los modelos son explicados por procesos endógenos (), la interacción positiva directa de la precipitación normal () y vía cambios en la productividad () así como efectos negativos de las lluvias atípicas de 1992 ().....	15
Figura 16. Proyecciones poblacionales para <i>Liomys pictus</i> en selva baja caducifolia. Los modelos de los que se obtuvieron estas proyecciones se encuentran en los Anexos 19 y 20.	16
Figura 17. Proyecciones poblacionales para <i>Liomys pictus</i> en selva mediana subperenifolia. Los modelos de los que se obtuvieron estas proyecciones se encuentran en los Anexos 19 y 20.	17
Figura 18. Proyecciones poblacionales para <i>Nyctomys sumichrasti</i> . Los modelos de los que se obtuvieron estas proyecciones se encuentran en los Anexos 19 y 20.	18
Figura 19. Proyecciones poblacionales para <i>Oryzomys melanotis</i> . Los modelos de los que se obtuvieron estas proyecciones se encuentran en los Anexos 19 y 20.	19
Figura 20. Proyecciones poblacionales para <i>Oryzomys mexicanus</i> . Los modelos de los que se obtuvieron estas proyecciones se encuentran en los Anexos 19 y 20.	20
Figura 21. Proyecciones poblacionales para <i>Osgoodomys banderanus</i> . Los modelos de los que se obtuvieron estas proyecciones se encuentran en los Anexos 19 y 20.	21
Figura 22. Proyecciones poblacionales para <i>Peromyscus perfulvus</i> . Los modelos de los que se obtuvieron estas proyecciones se encuentran en los Anexos 19 y 20.	22
.....	23
Figura 23. Proyecciones de <i>Liomys pictus</i> en selva baja, usando tres escenarios de disminución de la precipitación observada de 1990 a 2007: escenario conservador (-5%), moderado (-15%) y severo (- 25%). Los puntos negros son los datos de campo. La línea azul representa las proyecciones del modelo con mejor soporte (Anexo 12) utilizando solo la abundancia inicial (1990). La línea roja representa las proyecciones de los modelos utilizando la abundancia inmediatamente anterior al dato proyectado.	24
Figura 24. Proyecciones de <i>Liomys pictus</i> en selva mediana, usando tres escenarios de disminución de la precipitación observada de 1990 a 2007: escenario conservador (-5%), moderado (-15%) y severo (- 25%). Los puntos negros son los datos de campo. La línea azul representa las proyecciones del modelo con mejor soporte (Anexo 13) utilizando solo la abundancia inicial (1990). La línea roja representa las proyecciones de los modelos utilizando la abundancia inmediatamente anterior al dato proyectado.	24
Figura 25. Proyecciones de <i>Nyctomys sumichrasti</i> , usando tres escenarios de	

disminución de la precipitación observada de 1990 a 2007: escenario conservador (-5%), moderado (-15%) y severo (- 25%). Los puntos negros son los datos de campo. La línea azul representa las proyecciones del modelo con mejor soporte (Anexo 14) utilizando solo la abundancia inicial (1990). La línea roja representa las proyecciones de los modelos utilizando la abundancia inmediatamente anterior al dato proyectado. 25

Figura 26. Proyecciones de *Oryzomys melanotis*, usando tres escenarios de disminución de la precipitación observada de 1990 a 2007: escenario conservador (-5%), moderado (-15%) y severo (- 25%). Los puntos negros son los datos de campo. La línea azul representa las proyecciones del modelo con mejor soporte (Anexo 15) utilizando solo la abundancia inicial (1990). La línea roja representa las proyecciones de los modelos utilizando la abundancia inmediatamente anterior al dato proyectado. 26

Figura 27. Proyecciones de *Oryzomys mexicanus*, usando tres escenarios de disminución de la precipitación observada de 1990 a 2007: escenario conservador (-5%), moderado (-15%) y severo (- 25%). Los puntos negros son los datos de campo. La línea azul representa las proyecciones del modelo con mejor soporte (Anexo 16) utilizando solo la abundancia inicial (1990). La línea roja representa las proyecciones de los modelos utilizando la abundancia inmediatamente anterior al dato proyectado. 27

Figura 28. Proyecciones de *Osgoodomys banderanus*, usando tres escenarios de disminución de la precipitación observada de 1990 a 2007: escenario conservador (-5%), moderado (-15%) y severo (- 25%). Los puntos negros son los datos de campo. La línea azul representa las proyecciones del modelo con mejor soporte (Anexo 17) utilizando solo la abundancia inicial (1990). La línea roja representa las proyecciones de los modelos utilizando la abundancia inmediatamente anterior al dato proyectado. 28

Figura 29. Proyecciones de *Peromyscus perfulvus*, usando tres escenarios de disminución de la precipitación observada de 1990 a 2007: escenario conservador (-5%), moderado (-15%) y severo (- 25%). Los puntos negros son los datos de campo. La línea azul representa las proyecciones del modelo con mejor soporte (Anexo 18) utilizando solo la abundancia inicial (1990). La línea roja representa las proyecciones de los modelos utilizando la abundancia inmediatamente anterior al dato proyectado. 29

Figura 30. Abundancia relativa de los pequeños mamíferos de Chamela, Jalisco. Para ambos tipos de vegetación, selva baja caducifolia y selva mediana subperenifolia..... 55

Figura 31. Base de características funcionales de los pequeños mamíferos de Chamela, Jalisco..... 56

Figura 32. Gráfica del PCoA generado con la proporción de uso de diversos tipos de vegetación (IUCN, 2013) por los pequeños mamíferos (letras en negro) de Chamela. (abreviaturas en el Anexo 26). Dependiendo de su uso de los distintos tipos de vegetación (en letras rojas): Selva baja caducifolia (TDF); selva mediana subperenifolia (TML); Selva tropical de montaña (TMM); bosque templado (TF); matorral (shrubland); pastizal tropical (TGL); pastizal templado (TemGL); humedal (wetlands); duna costera (coastal dune). Datos en el Anexo 27. 58

Figura 33. Gráfica del PCoA usando los datos de tipo de alimentación (letras rojas) de los pequeños mamíferos de Chamela (letras en negro). Abreviaturas en

el Anexo 26. Más información en el Anexo 28.	59
Figura 34. Gráfica del PCoA del uso del sustrato (letras rojas) de los pequeños mamíferos de Chamela (letras en negro), abreviaturas en Anexo 26 y datos en el Anexo 29.	60
Figura 35. Gráfica del PCoA del horario de actividad (letras rojas) de los pequeños mamíferos de Chamela (letras en negro). Abreviaturas en el Anexo 26. Datos en el Anexo 30.	61
Figura 36. Dendrograma de distancias funcionales de los pequeños mamíferos de Chamela Cuixmala, basado en la matriz de distancia de Gower, Abreviaturas en el Anexo 26 y datos en el Anexo 31.	63
Figura 37. Dinámica de la diversidad funcional de los pequeños mamíferos de la selva mediana subperenifolia de Chamela-Cuixmala, la primera gráfica muestra la riqueza funcional, basada en ocurrencia de las especies, la segunda muestra la diversidad funcional, basada en la abundancia de las especies. Y la tercera representa la diversidad funcional calculada con la biomasa de las especies. Fórmula para graficar en el Anexo 33.	65
Figura 38. Dinámica de la diversidad funcional de los pequeños mamíferos de la selva baja caducifolia de Chamela-Cuixmala, la primera gráfica muestra la riqueza funcional, basada en ocurrencia de las especies, la segunda muestra la diversidad funcional, basada en la abundancia de las especies. Y la tercera representa la diversidad funcional calculada con la biomasa de las especies. Fórmula para graficar en el Anexo 33.	66
Figura 39. Comparación gráfica del modelo nulo, gráficas de cajas con intervalos de confianza, (a y el resto de las gráficas) con los datos biológicos, puntos de: presencia/ausencia (b), abundancia (c) y biomasa (d) de los pequeños mamíferos de la selva baja caducifolia de Chamela-Cuixmala. Los puntos de la temporada de lluvias son negros y los de las temporadas secas son blancos.	68
Figura 40. Comparación gráfica del modelo nulo, gráficas de cajas con intervalos de confianza, (a y el resto de las gráficas) con los datos biológicos, puntos de: presencia/ausencia (b), abundancia (c) y biomasa (d) de los pequeños mamíferos de la selva mediana subperenifolia de Chamela-Cuixmala. Los puntos de la temporada de lluvias son negros y los de las temporadas secas son blancos.	69
Figura 41. Número de individuos capturados y recapturados, al menos una vez, de las cinco especies más abundantes de Chamela-Cuixmala. Estos datos solo incluyen individuos correctamente sexados.	87
Figura 42. Número de individuos capturados y recapturados por especie. Cada especie se dividió por sexo y por tipo de vegetación.	89
Figura 43. Supervivencia (Φ) de <i>Liomys pictus</i> para ambos tipos de vegetación, selva baja caducifolia (Sb+sitio) y selva mediana subperenifolia (Sm+sexo+sitio). Las temporadas se dividen en transición (noviembre-febrero), Secas (marzo a mayo) y lluvias (junio a octubre).	90
Figura 44. Probabilidad de recaptura (p) de <i>Liomys pictus</i> para ambos tipos de vegetación, selva baja caducifolia (Sb+sexo+sitio) y selva mediana subperenifolia (Sm+sexo+sitio). Las temporadas se dividen en transición (noviembre-febrero), Secas (marzo a mayo) y lluvias (junio a octubre).	91
Figura 45. Proporción de individuos de <i>Liomys pictus</i> que fueron recapturados al menos una vez (dos capturas): 2916 individuos de 6245 capturados (46.7%). Ordenados por el número de veces que son recapturados, su identidad sexual y	

el tipo de vegetación al que pertenecen.....	92
Figura 46. Tasa de crecimiento poblacional (λ) de <i>Liomys pictus</i> , para ambos tipos de vegetación, selva baja caducifolia (Sb+sexo+sitio) y selva mediana subperenifolia. Las temporadas se dividen en transición (noviembre-febrero), Secas (marzo a mayo) y lluvias (junio a octubre).	93
Figura 47. Supervivencia (Φ) de <i>Oryzomys melanotis</i> para ambos tipos de vegetación, selva baja caducifolia y selva mediana subperenifolia. Las temporadas se dividen en transición (noviembre-febrero), Secas (marzo a mayo) y lluvias (junio a octubre).	94
Figura 48. Probabilidad de recaptura (p) de <i>Oryzomys melanotis</i> para ambos tipos de vegetación, selva baja caducifolia y selva mediana subperenifolia. Las temporadas se dividen en transición (noviembre-febrero), Secas (marzo a mayo) y lluvias (junio a octubre).	95
Figura 49. Proporción de individuos de <i>Oryzomys melanotis</i> que fueron recapturados al menos una vez (dos capturas): 156 individuos de 410 capturados (38.1%). Ordenados por el número de veces que son recapturados, su identidad sexual y el tipo de vegetación al que pertenecen.	96
Figura 50. Tasa de crecimiento poblacional (λ) de <i>Oryzomys melanotis</i> para ambos tipos de vegetación, selva baja caducifolia y selva mediana subperenifolia. Las temporadas se dividen en transición (noviembre-febrero), Secas (marzo a mayo) y lluvias (junio a octubre).....	97
Figura 51. Supervivencia (Φ) de <i>Oryzomys mexicanus</i> para ambos tipos de vegetación, selva baja caducifolia y selva mediana subperenifolia. Las temporadas se dividen en transición (noviembre-febrero), Secas (marzo a mayo) y lluvias (junio a octubre).	99
Figura 52. Probabilidad de recaptura (p) de <i>Oryzomys mexicanus</i> para ambos tipos de vegetación, selva baja caducifolia y selva mediana subperenifolia. Las temporadas se dividen en transición (noviembre-febrero), Secas (marzo a mayo) y lluvias (junio a octubre).	100
Figura 53. Proporción de individuos de <i>Oryzomys mexicanus</i> que fueron recapturados al menos una vez (dos capturas): 183 individuos de 422 capturados (43.4%). Ordenados por el número de veces que son recapturados, su identidad sexual y el tipo de vegetación al que pertenecen.	101
Figura 54. Tasa de crecimiento poblacional (λ) de <i>Oryzomys mexicanus</i> para ambos tipos de vegetación, selva baja caducifolia y selva mediana subperenifolia. Las temporadas se dividen en transición (noviembre-febrero), Secas (marzo a mayo) y lluvias (junio a octubre).....	102
Figura 55. Supervivencia (Φ) de <i>Osgoodomys banderanus</i> para ambos tipos de vegetación, selva baja caducifolia y selva mediana subperenifolia. Las temporadas se dividen en transición (noviembre-febrero), Secas (marzo a mayo) y lluvias (junio a octubre).	103
Figura 56. Probabilidad de recaptura (p) de <i>Osgoodomys banderanus</i> para ambos tipos de vegetación, selva baja caducifolia y selva mediana subperenifolia. Las temporadas se dividen en transición (noviembre-febrero), Secas (marzo a mayo) y lluvias (junio a octubre).	104
Figura 57. Proporción de individuos de <i>Osgoodomys banderanus</i> que fueron recapturados al menos una vez (dos capturas): 146 individuos de 331 capturados (44%). Ordenados por el número de veces que son recapturados, su identidad	

sexual y el tipo de vegetación al que pertenecen. 105

Figura 58. Tasa de crecimiento poblacional (λ) de *Osgoodomys banderanus* para ambos tipos de vegetación, selva baja caducifolia y selva mediana subperenifolia. Las temporadas se dividen en transición (noviembre-febrero), Secas (marzo a mayo) y lluvias (junio a octubre)..... 106

Figura 59. Supervivencia (Φ) de *Peromyscus perfulvus* para ambos tipos de vegetación, selva baja caducifolia y selva mediana subperenifolia. Las temporadas se dividen en transición (noviembre-febrero), Secas (marzo a mayo) y lluvias (junio a octubre). 108

Figura 60. Probabilidad de recapturas (p) de *Peromyscus perfulvus* para ambos tipos de vegetación, selva baja caducifolia y selva mediana subperenifolia. Las temporadas se dividen en transición (noviembre-febrero), Secas (marzo a mayo) y lluvias (junio a octubre). 109

Figura 61. Proporción de individuos de *Peromyscus perfulvus* que fueron recapturados al menos una vez (dos capturas): 259 individuos de 548 capturados (47.3%). Ordenados por el número de veces que son recapturados, su identidad sexual y el tipo de vegetación al que pertenecen. 110

Figura 62. Tasa de crecimiento poblacional (λ) de *Peromyscus perfulvus* para ambos tipos de vegetación, selva baja caducifolia y selva mediana subperenifolia. Las temporadas se dividen en transición (noviembre-febrero), Secas (marzo a mayo) y lluvias (junio a octubre)..... 111



RESUMEN

La biodiversidad, incluyendo las interacciones entre los individuos y las especies, dependen profundamente de los patrones climáticos. La disrupción climática global, causada por el ser humano, tiene profundas consecuencias sobre la biodiversidad, pues modifica la temperatura, patrones de precipitación y la probabilidad de eventos climáticos extremos. Conocer los mecanismos por los cuales estos procesos afectan la biodiversidad es de extrema importancia y urgencia, pues al unirlos con las altas tasas de pérdida de hábitat, sobreexplotación e invasión de especies exóticas nos encontramos en entrando a la sexta extinción masiva. Las selvas tropicales, son los ambientes terrestres más amenazados del mundo y también los más diversos; llenos de especies endémicas. Los mamíferos, un grupo relativamente bien conocido, nos permite explorar los procesos que los afectan, tanto a nivel de individuos, poblaciones y ensamblajes. Desafortunadamente la mayoría de los estudios de largo plazo publicados han sido realizados en la región templada, ignorando la región tropical. México es uno de los países más diversos en mastofauna. Esta diversidad se centra en sus selvas tropicales, que están llenas de especies endémicas y casi desconocidas. Nosotros aportamos el primer estudio a largo plazo para conocer las causas de la biodiversidad en mamíferos tropicales, a tres niveles: individuos, poblaciones y ensamblajes. Encontramos que el clima y los eventos extremos mueven a estas especies, dejando profundas señales en sus patrones. Esto nos da, por primera vez, las herramientas para conocer los efectos de la disrupción climática global en estos habitantes de los ecosistemas más amenazados del mundo.

ABSTRACT

Biodiversity -including all levels of interaction- deeply depend on climatic patterns. Human caused global climate disruption leaves deep scars on biodiversity, as it modifies temperature, rainfall patterns and makes extreme climate events more common. Thus, understanding the mechanisms by which the changes in these processes affect biodiversity is of extreme importance and urgency; because together with the rest of the climatic apocalypse horsemen -habitat loss, overexploitation, emergent diseases and exotic species invasion we are causing the sixth massive extinction pulse. Tropical forests are the most threatened terrestrial ecosystems on Earth, and the most diverse ones -full of endemic species. Mammals, a “well known” biological group is a good proxy to explore the effects of the processes affecting these ecosystems, from individuals and populations to assemblages. Unfortunately, most ecological studies (not only for mammals) rely on short-term field data, thus limiting their scope to limited climatic and biotic conditions. Studies on mammals dwelling on temperate habitats have enlightened us on some of the dimensions of these long-term factors -yet work is yet pending. This is particularly true for their tropical counterparts, that have been historically neglected in long-term ecological studies. México is one of the richest country, both culturally and biologically, and this megadiversity heavily relies on its rainy and dry tropical forests. These habitats are highly diverse on endemic and nearly unknown mammal species. We are publishing the first long-term studies to understand the factors behind -not only on Mexico’s dry forest mammal ecology, but in many cases, on the ecology tropical forest mammals worldwide. We bring light on how rainfall patterns and extreme climate events rule their population dynamics, their functional and taxonomical diversity. We even go deeper into the demographic structure and understand how differently the populations inhabiting two contiguous tropical dry forest behave. We hope these publications will help enlighten the factors causing the tropical forest to be so rich, but also to allow us to save them from annihilation.

INTRODUCCIÓN

La biodiversidad está definida como la variedad de formas y procesos de los seres vivos. Esta definición incluye las interacciones entre los seres vivos y con su ambiente –y la disciplina biológica que las estudia es la ecología. Que históricamente divide en cuatro: ecología de individuos, poblaciones, comunidades y ecosistemas. (Begon *et al.*, 1999; Krebs, 1985, 1999; Roughgarden, 1998). Aunque esta división es útil para definir los objetivos de cada subdisciplina de la ecología cuando intentamos entender las causas de las variaciones individuales, poblacionales o comunitarias de los seres vivos (y con su ambiente) nos topamos con que están estrechamente relacionados y por lo tanto estas divisiones se difuminan.

La biodiversidad no se distribuye de uniformemente en el mundo. La ecología ha sido una disciplina esencial para entender cómo se distribuye. Uno de los patrones más aceptados y mejor conocidos es que trópicos son más diversos que las regiones templadas (Brown, 2014; Rosenzweig, 1992). Pero definir los mecanismos por los que sucede eso todavía es polémico a pesar de que durante décadas se han publicado cientos (o miles) de estudios sobre el tema (Brown, 2014). Los mamíferos (en general) cumplen ese patrón, la mayoría de las especies – particularmente las endémicas- se distribuyen en los trópicos (Ceballos & Brown, 1995; Ceballos & Ehrlich, 2006; Medellín & Soberón, 1998; Myers *et al.*, 2000).

Los trópicos son la región más rica y diversa biológicamente, pero también

son la más amenazada del planeta (Connell, 1978; Janzen, 1971, 1986a, 1988). Especialmente las selvas tropicales, en particular las selvas tropicales secas, debido a: las altísimas tasas de deforestación, la conversión agropecuaria, la urbanización, la introducción de especies exóticas, la sobreexplotación y la contaminación; que causa la disrupción climática global (Brown, 2014; Ceballos *et al.*, 1998, 2002, 2005, 2015; Ceballos & Brown, 1995; Ceballos & Ehrlich, 2006; Ceballos & García, 1995; Ceballos & Rodríguez, 1993; Whitfield *et al.*, 2007).

La disrupción climática global se genera debido al cambio antropogénico en la composición de la atmósfera y causa los siguientes cambios: un aumento importante (aproximadamente 6°C) de la temperatura promedio global; cambios en los patrones globales de precipitación, que en el caso de las regiones áridas y semiáridas del mundo traerá más sequía y viceversa; y una mayor probabilidad de eventos climáticos extremos, como sequías prolongadas, lluvias o temperaturas muy altas fuera de las temporadas habituales y también mayor probabilidad de huracanes fuertes, categorías 4 y 5, (Cook *et al.*, 2015; IPCC, 2013; Knutson *et al.*, 2010; Mily *et al.*, 2005; Seager *et al.*, 2007; Sheffield *et al.*, 2012; Tom & Harte, 2006; Wright *et al.*, 1999; Wright, 2002).

Por lo tanto, es imperativo y urgente conocer los efectos de esos eventos sobre la biodiversidad (Easterling *et al.*, 2000; Parmesan, 2006; Walther *et al.*, 2002). Para la parte tropical y subtropical de Norte América se prevén extensas sequías con disminuciones de hasta el 50% de la precipitación (Cook *et al.*, 2015; IPCC, 2013; Mily *et al.*, 2005; Seager *et al.*, 2007; Wright *et al.*, 1999;

Wright, 2002). En una región ya de por sí azotada por una prolongada sequía (Sheffield *et al.*, 2012), también los huracanes fuertes son más comunes debido a la disrupción climática global (Knutson *et al.*, 2010). 2015 fue un año en el que el fenómeno meteorológico El Niño ha sido extraordinariamente fuerte, hemos tenido: por primera vez tres huracanes categoría 4 simultáneos en el Pacífico Central; diez huracanes categoría 4 o 5 en el Pacífico y, para la región de Chamela el huracán más potente registrado en la historia de la meteorología (NOOA, 2015).

Desafortunadamente nuestro conocimiento de los efectos de la disrupción climática global en la biodiversidad todavía es muy limitado (Weltzin *et al.*, 2003). Y, por lo tanto, conocer los efectos que tienen los eventos climáticos extremos en la biodiversidad es urgente (Parmesan, 2006). Como resulta lógico el mayor hueco en el conocimiento de cómo afecta la disrupción climática a la biodiversidad, particularmente a los mamíferos, lo tenemos en los trópicos (Bronson, 2009).

Conocer estos efectos es particularmente importante para México, pues es uno de los muy pocos países con más de 500 especies de mamíferos (Ceballos & Oliva, 2005) y es el único país continental con más especies de mamíferos endémicos de lo esperado por su tamaño (Ceballos & Brown, 1995). La mayoría de los mamíferos mexicanos (muchos de ellos endémicos) se concentran en las selvas tropicales húmedas del sureste y las selvas tropicales secas del Pacífico (Ceballos & García, 1995; Ceballos & Rodríguez, 1993; Purvis & Hector, 2000). Los roedores son la mayoría de estos mamíferos endémicos (+70%) son roedores, (Ceballos & Brown, 1995; Ceballos & Oliva,

2005) por lo que es fundamental conocer los factores que afectan a los individuos, poblaciones y comunidades de estas especies, que habitan, en su mayoría, estos muy amenazados hábitats, que es el objetivo de este trabajo.



OBJETIVO

Describir los patrones de la dinámica poblacional y comunitaria de dos ensamblajes de pequeños mamíferos de Chamela y entender los procesos bióticos y abióticos que causan dichos patrones.

Objetivos particulares

1. Conocer la importancia relativa de los factores abióticos (precipitación y temperatura) y bióticos (productividad e interacciones intraespecíficas e interespecíficas) en la dinámica poblacional de las especies y proyectar los resultados de los modelos al futuro para corroborar su capacidad predictiva.
2. Comprender la influencia relativa de los factores que generan la extraordinaria diversidad de especies endémicas de los dos tipos de vegetación dominantes en Chamela (selva baja caducifolia y selva mediana subperenifolia).
3. Describir las diferencias demográficas que existen entre las especies en ambos tipos de vegetación y estaciones climáticas para conocer los procesos que las causan y que esa información nos ayude a explicar los patrones de dinámica poblacional y comunitaria de las especies.

Hipótesis

Esperamos que:

- Existan fuertes oscilaciones en las poblaciones de los pequeños mamíferos de Chamela, así como cambios importantes en la diversidad, tanto taxonómica como funcional, debido a la intensa variabilidad interanual de la región.
- La fuerte estacionalidad climática de la región, particularmente la lluvia, será el principal proceso involucrado en la dinámica poblacional, la demografía y la dinámica comunitaria de los pequeños mamíferos de Chamela.
- La mayor severidad en los cambios estacionales de la selva baja caducifolia genere fluctuaciones más intensas que en la selva mediana subperenifolia.
- *Liomys pictus*, al ser un heterómido, (tiene características fisiológicas y ecológicas que le permiten sobrevivir más fácilmente en condiciones de aridez) será más abundante, particularmente en la selva baja caducifolia.
- Esta especie, al ser altamente territorial competirá intensamente de manera intraespecífica y con las demás especies, especialmente donde las condiciones ambientales sean menos intensas: la selva mediana subperenifolia.
- Debido a la mezcla entre condiciones más severas y las características

de *Liomys pictus* esperamos que la selva baja caducifolia tenga menor diversidad funcional a lo largo del tiempo por la baja equitatividad de la comunidad de pequeños mamíferos, comparativamente con la selva mediana subperenifolia, la cual tendrá una mayor diversidad funcional.

- Esperamos que los eventos climáticos extremos (como huracanes o inundaciones fuera de temporada) causen importantes disminuciones en las poblaciones y la diversidad de ambas selvas. Excepto para las especies invasivas y oportunistas, que tendrán interacciones negativas con las demás, sobre todo en casos de eventos climáticos extremos, que las beneficiarán.
- Como las especies arborícolas y semiarborícolas tienen características parecidas esperamos que las interacciones interespecíficas sean intensas entre ellas. La ausencia o presencia de estas especies causará cambios en la diversidad funcional por ser especies complementarias y no redundantes ecológicamente.
- Esperamos que estas especies (arborícolas y semiarborícolas) tengan diferencias demográficas que les permitan la cercana convivencia y los, aparentemente, bajos niveles de competencia que exhiben.

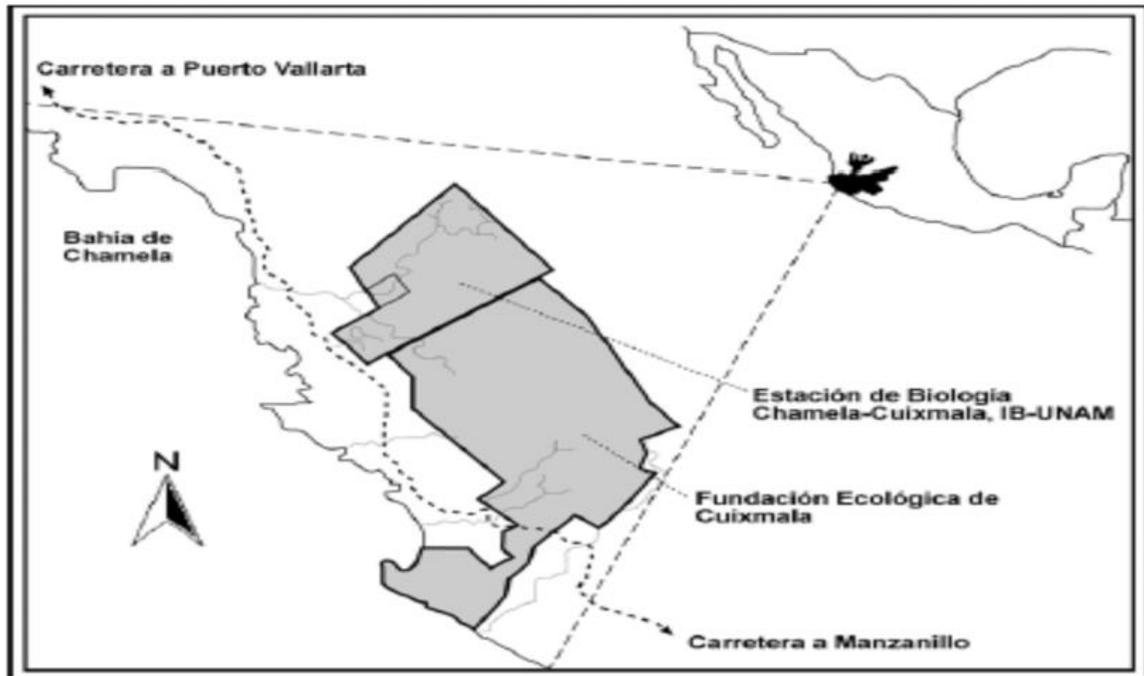
MÉTODOS GENERALES

Sitio de estudio

Ubicación

El trabajo de campo se llevó a cabo, desde 1990 hasta la fecha en la Estación de Biología "Chamela", de la UNAM, ubicada a 2Km. de la costa del Pacífico, en Jalisco, México (mapa 1) y forma parte de la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala, en la costa de Jalisco, entre Puerto Vallarta, Jalisco y Manzanillo, Colima (Figura 1). La Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala tiene 13,142 ha y la Estación Biológica Chamela-Cuixmala, perteneciente al IB- UNAM abarca 3,300 ha (Noguera *et al.*, 2002).

Figura 1. Ubicación geográfica de la Estación de Biología Chamela-Cuixmala.



Clima

El clima de la Reserva es AwO(x'i) (García 1973). La precipitación en la región es altamente estacional, el 80% se concentra en la temporada de lluvias, entre los meses de mayo a noviembre (Bullock, 1988; García, 1973; García-Oliva *et al.*, 2002). A lo largo de los meses de noviembre a febrero existe un periodo intermedio o de transición, a pesar de que ya no llueve existe todavía un porcentaje de humedad disponible para la vegetación y fauna. Después de febrero la humedad disponible se pierde (de manera más intensa en los cerros) durante los meses de marzo a mayo, que es la época de estiaje.

El promedio anual de precipitación de 1990 a 2007 fue de 784 (± 257) mm y la temperatura media mensual es de 25.1 (± 1.4) °C (Figura 2 y Figura 3). Los datos de precipitación y temperatura de la Estación Chamela han sido recabados por el personal de esta desde 1977 de manera sistemática, y están disponibles en Instituto de Biología (2015). Los datos de precipitación relevantes a esta tesis se encuentran en el Anexo 1.

Figura 2: Precipitación en Chamela para los años 1990 a 2007, dividida en temporada de lluvias (junio-octubre) y la suma entre la transición (noviembre a febrero) y las secas (marzo a mayo). Ver la precipitación atípica (648 mm) de enero de 1992.

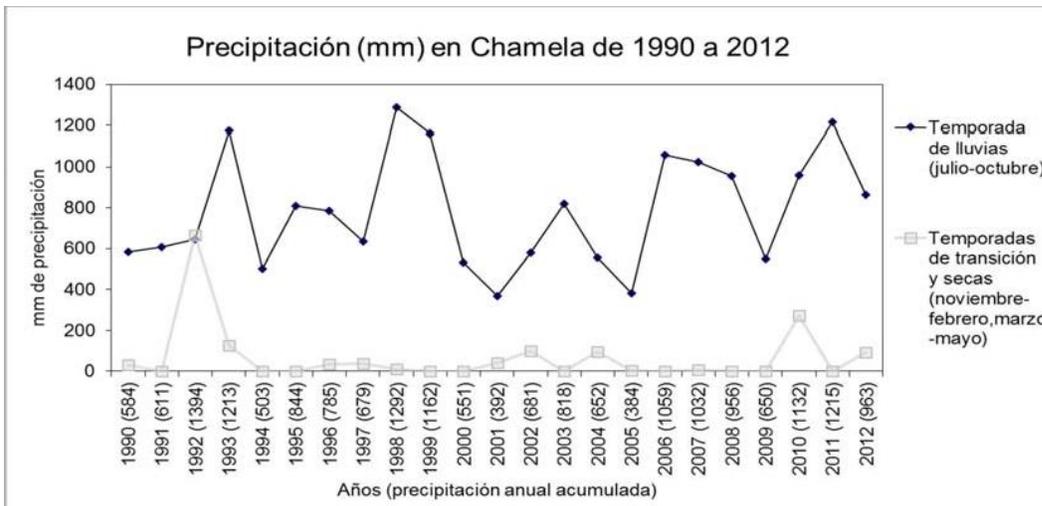
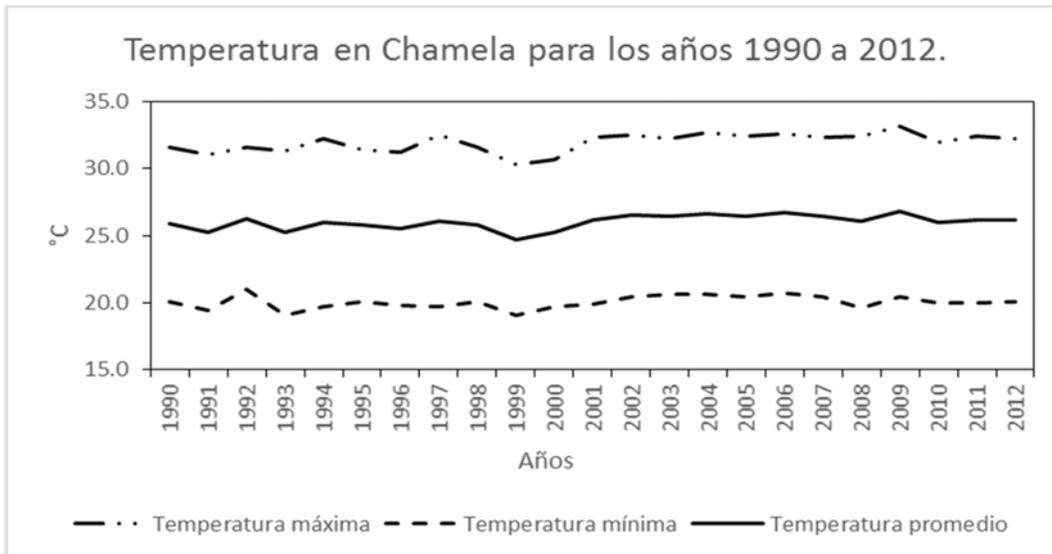


Figura 3: Temperatura en Chamela para los años 1990 a 2007, dividida en temperatura máxima, mínima y promedio.



Vegetación

La vegetación de la zona está clasificada como selva baja caducifolia (en adelante selva baja) en los cerros y selva mediana subperenifolia (en adelante

selva mediana) en las cañadas, que se mantienen más húmedas durante la época de estiaje (Bullock y Solís-Magallanes, 1990).

La mayoría de la vegetación de la zona es selva baja, en cerros que van de los 30 a los 300 msnm. Los árboles de esta selva alcanzan de 5 a 15 m de alto y tienen una alta densidad de epífitas. Durante la temporada seca, el 95% de las especies pierden las hojas. Los arbustos y herbáceas solo crecen durante la temporada de lluvias. Tanto la floración como la fructificación se concentran en los meses de junio y julio (Bullock y Solís-Magallanes, 1990, Ceballos y Miranda 1986, 2000).



Por el otro lado la selva mediana se encuentra restringida a los cauces de los arroyos de permanentes y de temporal, cuenta con dos estratos arbóreos uno hasta los 15 m y otro hasta los 40 m, los estratos arbustivos y herbáceos son mucho menos densos que en la selva baja. Durante el periodo de sequía del 50 al 75% de la vegetación pierde las hojas (Bullock y Solís-Magallanes, 1990; Lott *et al.* 1987, Martínez-Yrizar *et al.* 1996; Noguera *et al.*, 2002; Rzedowski, 1986). Varias especies de mamíferos encuentran, en este tipo de selva, un refugio durante la época de estiaje, debido a que la humedad remanente en el suelo amortigua los efectos de la sequía (Ceballos 1995).

A pesar de que ambas selvas están sometidas a las mismas condiciones climatológicas ambas difieren en fenología, edafología y composición florística, siendo la estacionalidad climática más severa en la selva baja que en la mediana, donde se pierde menos agua durante la temporada seca (Bullock 1988; Bullock & Solís-Magallanes, 1990; Filip *et al.* 1995, Rzedowski 1986).

Mamíferos

La riqueza de mastofauna de la región ha sido sujeta a diversos estudios durante el último medio siglo (ver Álvarez *et al.*, 1987; Anderson, 1960 y 1972; Arita, 1993; Arita y Ceballos, 1997; Arita *et al.*, 1990; Ceballos, 1989; Ceballos, 1990; Ceballos y García, 1995 Ceballos y Miranda, 1986 y 2000; Ceballos y Rodríguez, 1993; Ceballos *et al.*, 1998 y 2002; Collet *et al.*, 1975; Fa y Morales, 1993; Genoways y Jones, 1973; Hall y Villa, 1950; López-Forment *et al.*, 1971; Mendoza, 1997; Ortega, 1992; Polanco y Muñiz-Martínez, 1987; Téllez *et al.*,

1997; Winkleman, 1962).

La región es alta en riqueza de especies de mamíferos, en particular en lo que se refiere a endemismos, en comparación con otras partes del país, esto hace de la costa occidental de México una de las regiones prioritarias para la conservación de los mamíferos de México (Ceballos y Rodríguez, 1993; Ceballos y García, 1995; Ceballos *et al.*, 1998 y 2002), siendo habitadas por 37 de los géneros y especies endémicos del país (Ceballos y Rodríguez, 1993; Ceballos *et al.*, 2005). Los roedores son el grupo de mamíferos con mayor índice de endemismos, tanto a nivel genérico como específico en México, con 115 especies endémicas que son el 71% de los mamíferos endémicos del país (Ceballos *et al.*, 2005).

Están descritas para la región 19 especies de pequeños mamíferos, de las cuales cuatro géneros y siete especies son endémicas de México (incluyendo el único carnívoro terrestre endémico del país), tres son endémicas a Mesoamérica, una a Norteamérica y dos especies introducidas. En el Anexo 2 se muestran las especies, su endemismo y su estado actual de conservación (Ceballos y Miranda, 1986 y 2000; Ceballos y Rodríguez, 1993; Ceballos *et al.*, 2005; SEMARNAT, 2002).

Más información sobre la biología de los mamíferos de la región se encuentra en los capítulos de esta disertación doctoral y en las numerosas publicaciones donde se puede encontrar esa información. (Arroyo-Cabrales, 2005; Briones, 1991, 1996; Briones & Sánchez-Cordero, 1999; Briones *et al.*, 2006; Ceballos, 1989, 1990; Ceballos y Miranda, 1986, 2000; Ceballos &

Oliva, 2005; Collet *et al.*, 1975; Domínguez-Castellanos & Ceballos, 2005; Domínguez-Castellanos, 2000; Domínguez-Castellanos *et al.*, 2007; Genoways & Jones, 1973; Hernández, 2000; López-Forment *et al.*, 1971; López & Medellín, 2005; Mendoza, 1997, 2002a, 2002b; Mendoza & Miranda, 2002; Miranda y Mendoza, 2002; Peña *et al.*, 2005; Sánchez-Cordero & Fleming, 1993; Téllez & Medellín, 2005).

Recolección de datos

Pequeños mamíferos

Se eligieron seis sitios de trabajo, cinco en selva baja y uno en selva mediana, los cuales se muestrean, desde 1990 hasta la fecha, con cuadrantes de 8 x 8 metros con 64 trampas Sherman separadas por 10 metros cada una. Las trampas se ceban con avena, mantequilla de cacahuate y vainilla, posteriormente se colocan durante tres noches consecutivas. Desde 1990 hasta 1995 el muestreo fue mensual y bimestral a partir de 1996 fecha hasta la actualidad, acumulando 238,080 noches/trampa.

En los sitios de muestreo se recolectaron las siguientes doce especies de pequeños mamíferos: *Baiomys musculus*, *Liomys pictus*, *Megasorex gigas*, *Nyctomys sumichrasti*, *Oryzomys mexicanus*, *Oryzomys melanotis*, *Osgoodomys banderanus*, *Peromyscus perfulvus*, *Reithrodontomys fulvescens*, *Sigmodon mascotensis*, *Spilogale pygmaea*, *Tlacuatzin canescens* y *Xenomys nelsoni*. Los individuos de las distintas especies se

identificaron a partir de las claves existentes para la zona (Ceballos y Miranda, 1986 y 2000). Estas especies representan el 66% de las registradas en la región (Anexo 2).

En conjunto con la abundancia de las especies se determinaron y midieron características morfológicas como: largo total, largo de la cola, largo de la pata izquierda y la oreja izquierda, estadio reproductivo, determinación de la identidad sexual y una aproximación del estadio de edad de cada individuo capturado, los individuos se marcaron con ectomización de falanges, siguiendo en lo posible las sugerencias de diversos autores y asociaciones para disminuir el estrés en los animales capturados (Animal Behavior Society , 2000; Animal Care and Use committee, 1998; Rudran & Kunz, 1996; Sikes *et al*, 2011, 2016) los pequeños mamíferos capturados cuales fueron liberados en el sitio exacto de su captura posteriormente a la toma de datos para que pudieran ser recapturados en muestreos subsecuentes.

**CAPÍTULO 1: EL CLIMA, LA PRODUCTIVIDAD PRIMARIA Y
LA DINÁMICA POBLACIONAL DE LOS ROEDORES DE
CHAMELA: PATRONES Y PROYECCIONES.**

Resumen

Comprender los cómo afecta el ambiente las poblaciones siempre ha sido uno de los principales objetivos de la ecología y de la conservación. Los estudios de largo plazo sobre la dinámica poblacional de mamíferos pequeños son pioneros en este tipo de relaciones. La zona templada ha sido más explorada en este sentido, mientras los trópicos permanecen desconocidos, particularmente las selvas tropicales secas, en las que la precipitación es el recurso limitante. Evaluar la interacción del clima con las especies que las habitan es fundamental para entender cómo funcionan y como son impactadas por la disrupción climática global. Estudiamos la influencia de los factores bióticos y abióticos sobre las dinámicas poblacionales de siete de pequeños mamíferos en dos selvas tropicales adyacentes, pero estructural y fenológicamente contrastantes del oeste de México y las proyectamos para años posteriores. Utilizando 18 años de monitoreo climático, de productividad primaria y pequeños mamíferos, encontramos que la precipitación tiene efectos positivos directos, o indirectos por cambios en la productividad. Los eventos climáticos extremos, sequías, tormentas fuera de temporada y grandes huracanes tienen efectos devastadores en las poblaciones, reduciéndolas – hasta extirparlas, y favoreciendo a las especies invasivas y oportunistas. Descubrimos los dramáticos efectos de la disrupción climática global en mamíferos de los ecosistemas terrestres más amenazados del mundo.

Introducción y planteamiento del problema

Las primeras observaciones sobre los cambios en la dinámica poblacional de roedores las realizó Harting (1892) en Escocia, posteriormente Collett (1911-1912) describió las famosas explosiones demográficas de los lemmings en Noruega. Pero fue Elton (1924, 1933, 1942 y Elton & Nichols, 1942) el primero en estudiar cuantitativamente el fenómeno de los cambios en la abundancia de esos mismos roedores. El estudio de las causas de las fluctuaciones poblacionales, tanto de roedores como muchos otros grupos, y regiones, ha sido prolijo y existen copiosos estudios sobre este fenómeno biológico. (Brady & Slade, 2004; Howell, 1923; Kendall *et al.*, 1999, Stenseth *et al.*, 1996; Turchin, 1995; Turchin & Hanski, 1997, 2001; Turchin & Taylor, 1992; Turchin 1990).

Las fluctuaciones poblacionales pueden ser causadas por fenómenos abióticos (temperatura o precipitación), que pueden influir directa o indirectamente en la dinámica de las poblaciones, o por factores bióticos, como las interacciones entre especies o dentro de la misma especie (Aars & Ims, 2002; Adamík & Král, 2008; Agrell *et al.*, 1995; Albon *et al.*, 2002; Batzli, 1999; Berryman, 1978, 1991; 1992, 1993, 1995a, 1995b 1999, 2003; Berryman & Lima, 2006; Berryman & Turchin, 2001; Bjørnstad *et al.*, 1995, 1998, 2001; Ekerholm *et al.*, 2001; Elias *et al.*, 2006; Hörnfeldt, 1994; Hoset *et al.*, 2009; Howell, 1923; Humphries *et al.*, 2004; Huitu *et al.*, 2004; Inchausti & Ginzburg, 1998; Lima & Berryman, 2006; Turchin & Hanski, 1997; Royama, 1992). La

productividad primaria muchas veces es un buen indicador de la precipitación (Clark *et al.*, 2001; Galicia *et al.*, 1999; Hsu *et al.*, 2012; Maass & Burgos, 2011; Reichman & Van de Graaf, 1975) y puede estar relacionada con las interacciones indirectas en la dinámica poblacional.

Después de una nutrida discusión sobre la importancia relativa de los factores bióticos y abióticos en la dinámica de las poblaciones se ha llegado al consenso de que ambos factores son importantes, con diferencias relativas dependiendo de factores geográficos, latitudinales y biológicos (Berryman, 1992, 1999, 2003; Berryman & Turchin, 2001; Johst *et al.*, 2008; Royama, 1977, 1981, 1992; Murdoch, 1994; Turchin & Hanski, 1997, 2001; Turchin & Taylor, 1992; Turchin 1990).

Estudiar la dinámica poblacional tiene dos principales objetivos: 1) identificar la naturaleza de un fenómeno representada por medio de una secuencia de observaciones; y 2) proyectar los valores futuros de las variables de esas series de tiempo (Brown *et al.*, 2001; Royama, 1992).

La capacidad de los estudios de largo plazo para proyectar las dinámicas poblacionales a futuro (o pasado) y el ser modelos utilizables en poblaciones de muy diversos organismos ayuda a afirmar la posición de la ecología como una ciencia universalmente aceptada y predictiva (Berryman, 2003; McIntosh, 1985; Lawton, 1999; Peters, 1991; Turchin, 2001). Aunque Brawn & Robinson (1996) señalan dificultades en el análisis de datos de largo plazo.

El estudio de las dinámicas poblacionales también tiene complicaciones específicas: La primera limitante es el tiempo, pues el estudio de las dinámicas

o cambios poblacionales a través del espacio y tiempo requiere de muestreos biológicos de largo plazo, mismos son muy difíciles de realizar, debido; principalmente a limitantes en los incentivos académicos, financieros, institucionales, logísticos y los requisitos de las revistas arbitradas (Brawn & Robinson, 1996; Franklin, 1989; Murray, 1992; Tilman, 1989). Esto genera que la mayoría de los estudios ecológicos se realicen en periodos de 3 años o menos, lo cual imposibilita la generación y comprobación de conclusiones e hipótesis robustas dentro de los estudios de dinámica poblacional (Franklin, 1989; Tilman, 1987; Brown *et al.*, 2001).

Cómo es lógico pensar, los países o regiones donde sean más difíciles de conseguir los recursos del párrafo anterior no podrán generar las bases de datos de largo plazo necesarias. Por ende, la cantidad de publicaciones sobre la dinámica poblacional tendrá un sesgo geográfico, siendo los países del norte de Europa los líderes en cantidad y duración de sus estudios de dinámica poblacional a largo plazo de pequeños mamíferos, donde se ha encontrado que las dinámicas cíclicas y los efectos endógenos son los factores más importantes (e. g. Bierman *et al.*, 2006; Coulson *et al.*, 2001; Crespín *et al.*, 2002; Gilg *et al.*, 2003; Graham & Lambin, 2002; Hanski y Korpimäki, 1995; Hanski *et al.*, 1985, 1991, 1993, 2001; Hansson & Henttonen, 1985; Hansson, 1984, 1999; Henttonen *et al.*, 1987; Hodges *et al.*, 1999; Jánová *et al.*, 2003; Lima *et al.*, 2006a, 2006b, 2008; Johst *et al.*, 2008; Marcström *et al.*, 1990; Moran, 1953; Murúa *et al.*, 2003; Ruxton & Lima, 1997; Smith & Davis, 1981; Stenseth *et al.* 1996a, 1996b, 1997, 1998, 2003a, 2003b; Stenseth, 1999; Turchin & Hanski, 2001), seguidos por las demás regiones del planeta. Por ejemplo, en los

bosques y pastizales templados de Norte América las poblaciones tienen fuertes componentes de las interacciones interespecíficas en las dinámicas poblacionales de los pequeños mamíferos (Cameron & Kincaid, Coulson *et al.*, 2001; 1982; Fryxell *et al.*, 1988; Getz *et al.*, 2005, 2006; Morris 1959; Munger & Brown, 1981; Reed *et al.*, 2006; Reed & Slade, 2006 y Rehmeier *et al.*, 2005).

Los muestreos de largo plazo del grupo de James H. Brown en la parte árida de Estados Unidos han mostrado la importancia, para las poblaciones de roedores de la región, tanto de factores interespecíficos como de factores climáticos (ver Brown *et al.*, 1975, 1979, 1986, 1997, 2001 Guo & Brown, 1997; Heske *et al.*, 1994; Lima *et al.*, 2008, Munger & Brown, 1981; Schoener, 1983; entre otros), haciendo énfasis en los eventos climáticos atípicos (Thibault & Brown, 2008; Thibault *et al.*, 2011).

En algunas partes de Australia, se ha encontrado que los factores climáticos y la perturbación antropogénica son elementos fundamentales para las poblaciones de pequeños mamíferos de la región -causando severas disminuciones en sus abundancias (ver Brown & Singleton, 1999; Jones *et al.*, 2009; Krebs *et al.*, 2004; Laurance *et al.*, 2008; Laurance & Bierregaard, 1997; Letnic & Dickman, 2006; Madsen & Shine, 1999; Madsen *et al.*, 2006a, 2006b; McDonald *et al.*, 2004).

Los sitios de Fabián Jaksic y Peter Meserve en Chile los principales factores que determinan la dinámica poblacional de los pequeños mamíferos son: los cambios climáticos, de manera directa o indirectamente vía la modificación de la disponibilidad de alimentos, así como los eventos

climatológicos globales, en particular El Niño (Crespin et al., 2002; Crespin & Lima, 2006; Jaksic & Lima, 2003; Jaksic & Medel, 1990; Lima, 1999b; Lima, 2001; Lima et al., 1998, 1999, 2001, 2002a y 2003; Lima y Jaksic, 1988; Leaper et al., 2006; Merrit et al., 2001). Mientras que, en sitios tan lejanos como Australia también se ha identificado a El Niño como un importante factor para las dinámicas poblacionales de los pequeños mamíferos (Letnic & Dickman, 2006).

La diferencia geográfica en la cantidad y duración de estudios de largo plazo causa que las regiones tropicales del mundo estén sub-representadas por falta de bases de datos de largo plazo, tanto así es el que, hasta donde tengo conocimiento no existe ningún artículo publicado en selvas tropicales sobre la dinámica poblacional a largo plazo de pequeños mamíferos y su relación con el clima, particularmente en el contexto del cambio climático actual. Esto es preocupante, particularmente porque se trata de unos de los ecosistemas más amenazados del mundo y su estudio es fundamental para su conservación. (Ceballos & Brown, 1995; Ceballos *et al.*, 2002, 1998 and 2005; Janzen, 1971, 1982a, 1982b, 1986a, 1988; Laurance & Bierregaard, 1997; Primack *et al.*, 2001; Purvis & Hector, 2000; Rohr *et al.*, 2008; Sheil, 2001).

En este proyecto utilizamos los datos de Angelina Martínez Yrizar y su equipo (Anaya *et al.*, 2012; Maass *et al.*, 2002; Martínez-Yrizar & Sarukhán, 1996; Sarukhán & Maass, 1990), que durante 18 años han monitoreado la productividad primaria y datos climáticos regionales de 22 años (de la Estación Biológica Chamela, UNAM); comparándolos con datos de las poblaciones

de siete pequeños mamíferos en dos selvas tropicales secas, contiguas, muy diversas y complejas (la selva baja caducifolia y la selva mediana subperenifolia) de Chamela, Jalisco, México (Figura 1). La mayoría de las especies de esta región son endémicas (Anexo 2) y la reserva se encuentra rodeada de una región enormemente amenazada por la deforestación, sobreexplotación, conversión agrícola y turística del uso de suelo.



Objetivo

Modelamos matemáticamente la dinámica de estas especies para conocer la importancia relativa de los factores abióticos (precipitación y temperatura) y bióticos (productividad e interacciones intraespecíficas e interespecíficas) en la dinámica poblacional de las especies y proyectar los resultados de los modelos al futuro para corroborar su capacidad predictiva.

Objetivos particulares

- I) ¿Cómo afectan las interacciones intrínsecas, o intraespecíficas, los patrones de largo plazo de la variabilidad poblacional?
- II) ¿Cuál es la relación entre la dinámica poblacional y los factores extrínsecos (lluvia, temperatura, productividad primaria e interacciones interespecíficas)?
- III) Dentro de los factores extrínsecos, ¿cuáles son los efectos de los eventos climáticos extremos, o atípicos, en la dinámica poblacional de los pequeños mamíferos?
- IV) Proyectar los modelos obtenidos hacia los años 2008-2016 para saber, ¿qué tan cercanas son sus proyecciones comparadas con los datos de campo?
- V) Comparar los modelos contra tres escenarios de la disminución esperada en la precipitación regional, debido al cambio climático.

Hipótesis

- Debido a la fuerte estacionalidad climática y su notoria variabilidad inter anual los factores climáticos serán preponderantes para las dinámicas poblacionales de los pequeños mamíferos, en particular en la selva baja caducifolia, donde estas condiciones son más extremas.
- Como *Liomys pictus* es un heterómido y tiene características fisiológicas y ecológicas que le permiten sobrevivir más fácilmente las condiciones que imponen estos tipos de vegetación esperamos que su abundancia sea mayor a la de las demás especies, particularmente en la selva baja caducifolia.
- Como *Liomys pictus* es una especie altamente territorial esperamos que los factores intrapoblacionales sean los que dominen su dinámica, particularmente en la selva mediana subperenifolia.
- Como las especies arborícolas y semi arborícolas tienen características parecidas esperamos que las interacciones interespecíficas sean intensas entre ellas.
- Las especies invasivas y oportunistas tendrán interacciones negativas con las demás, sobre todo en casos de eventos climáticos extremos.
- En esos eventos las especies serán afectadas negativamente, excepto las invasivas, oportunistas.
- Los modelos serán capaces de proyectar los datos a futuro y demostrarán como al disminuir la precipitación (predicción regional del cambio climático) las poblaciones disminuyen sus abundancias.

Estrategias y métodos

Especies modeladas

De las trece especies capturadas durante los muestreos, de 1990 a 2007, solo las dinámicas poblacionales de seis especies fueron modeladas en este capítulo, debido a que son las únicas que tenían la abundancia y representatividad a lo largo de la serie de tiempo necesarias para que las conclusiones de sus modelos fueran sólidas. De las especies modeladas dos son endémicas de Mesoamérica, una de Norteamérica una especie endémica de México y un Género monoespecífico endémico del occidente de México, lo cual aumenta la relevancia del presente trabajo.

Productividad primaria

La productividad primaria fue medida como la biomasa recolectada de trampas de hojarasca colocadas tanto en la selva baja caducifolia como en la selva mediana subperenifolia. Las trampas fueron colocadas en dos microcuencas de laderas cercanas a los sitios de recolecta de pequeños mamíferos y se utilizaron datos desde el año 1989 a 2007.

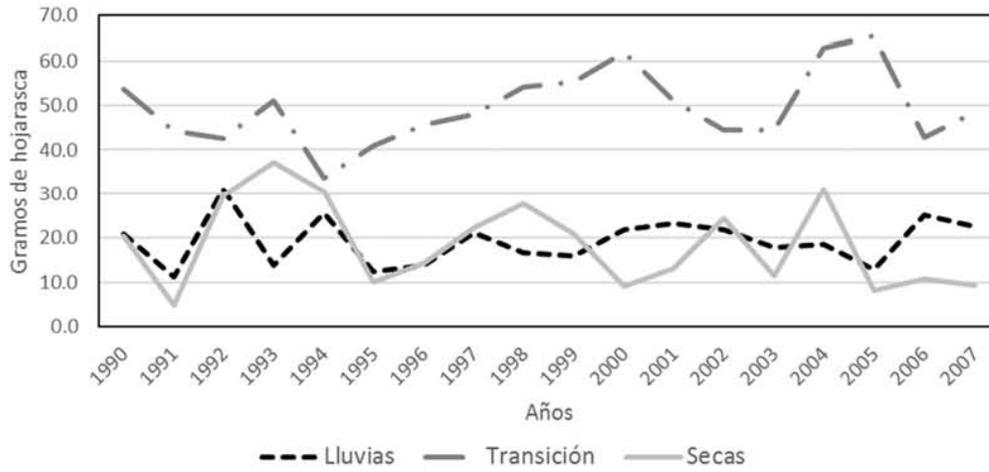
La hojarasca fue recolectada en trampas cónicas de fibra de vidrio con luz de malla de 1.4mm. Las trampas medían 50 cm de diámetro máximo y 50 cm de profundidad, sostenidos por tres estacas de aluminio de 1 metro de alto, fijadas en el suelo. Dichas trampas de hojarasca fueron sistemáticamente

distribuidas dentro de dos sitios de monitoreo de 80 x 30 metros (24 trampas por sitio). Los sitios se fijaron en una microcuenca (± 16 hectáreas) bien conservada; uno se colocó a la mitad, a 130 metros de altitud, en la selva baja caducifolia, mientras la otra se colocó en la parte baja, a orillas del arroyo Zarco, en la selva mediana subperenifolia.

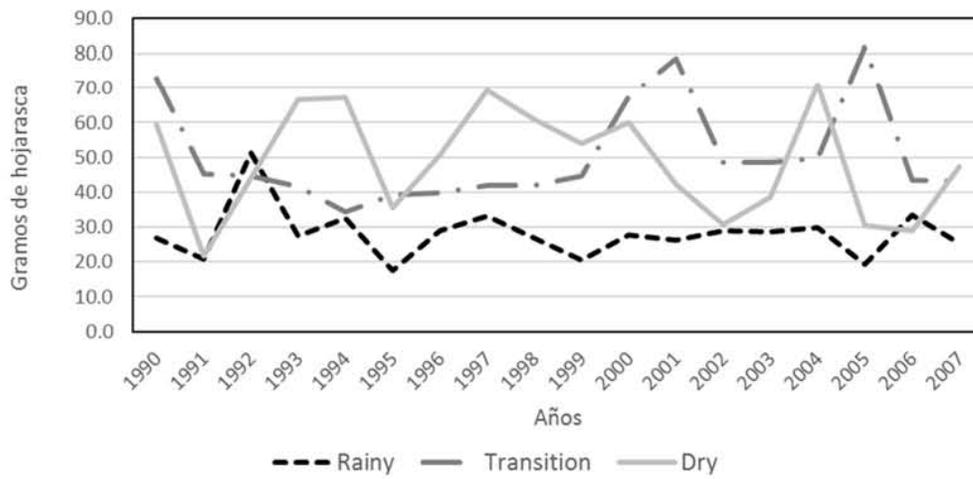
Los datos de productividad primaria fueron generados por (Anaya *et al.*, 2012; Maass *et al.*, 2002; Martínez-Yrizar & Sarukhán, 1996; Sarukhán & Maass, 1990), a quienes les agradecemos infinitamente el prestárnoslos. La hojarasca fue definida como toda la materia vegetal muerta acumulada en las trampas de hojarasca (hojas, estructuras reproductivas y residuos de madera), solo el material lignificado de menos de dos centímetros de diámetro fue utilizado. La recolecta de hojarasca ha sido mensual (aproximadamente) desde 1982 hasta la actualidad. Para este estudio agrupamos los resultados por las mismas temporadas climáticas que la precipitación y la temperatura (Figura 4). Más datos de la metodología de captura de hojarasca en: Anaya *et al.*, (2012), Maass *et al.*, (2002) y Martínez-Yrizar & Sarukhán, (1996), la ubicación de las trampas de hojarasca se encuentra en: Sarukhán & Maass (1990).

Figura 4: Productividad primaria en Chamela para los años 1990 a 2007, dividida en temporada de lluvias (junio-octubre) y la suma entre la transición (noviembre a febrero) y las secas (marzo a mayo). Para ambos tipos de vegetación.

a) Productividad primaria, medida en gramos de hojarasca, por temporada.
Selva baja caducifolia



b) Productividad primaria, medida en gramos de hojarasca, por temporada.
selva mediana subperenifolia



Datos climáticos

Los datos de temperatura y precipitación con los que se realizaron los modelos matemáticos fueron obtenidos de la página de Internet del Instituto de Biología (2012) y van desde 1990 a 2007. Es importante notar las precipitaciones atípicas de enero de 1992, cuando cayeron, en menos de 25 días 648 mm, datos que fueron modelados para observar su importancia en la dinámica de las especies, la sequía de 2004- 2005 (a pesar de ser un año muy seco la mitad de la lluvia de 2004 se concentró en el mes de julio) y el huracán Jova en octubre de 2011 (Figura 2).

Análisis de datos

Los datos obtenidos en los muestreos de campo fueron unificados en una base de datos común y fueron intensamente revisados para corregir errores. Todos los procesos de modelaje matemático de dinámica poblacional realizados y sus proyecciones a futuro se realizaron por medio del programa estadístico R (R Core Team, 2013), versión 3.0.2.

Aparte de una revisión exhaustiva del modelaje matemático realizado previamente a estos datos (Mason-Romo, 2009) Se calcularon las correlaciones entre el clima y la productividad primaria, con el fin de saber si la última puede funcionar como un *proxy* de la influencia del clima, como factor lateral o indirecto, de las dinámicas poblacionales de los mamíferos de Chamela. Como ha sido reportado para otras especies (Lima & Berryman, 2006).

Seguendo a Lima *et al.* (2008) se encontró, por medio de análisis de PRCF (partial rate correlation analysis), que la dinámica poblacional de todas las especies de pequeños mamíferos de Chamela es de primer orden (Royama, 1992; Volterra, 1926), por lo cual se decidió que los factores de mayor peso para proyectar las dinámicas poblacionales son: por una parte, la densodependencia de cada especie, su número de individuos, por otra parte la precipitación, como principal factor densoindependiente para sustituir en los modelos y generar la proyección. Debido a esas evidencias y al mejor ajuste, medido como el menor AICc en los modelos, se decidió proyectar solamente los modelos con mayor soporte biológico, reproducidos en el Anexo 20.

El proceso de proyección de los modelos matemáticos generados es muy sencillo, debido a que se utilizó como base teórica a Royama (1992), la forma generalizada del modelo logístico de Ricker (1954), en el cual cada parámetro tiene un significado biológico directo, por lo cual se puede sustituir la variable por un valor biológico.

$$R_t = R_m - \exp(aX_t - 1 + C)$$

Donde $R = \text{Log}(N_t/N_{t-1} - 1)$ es la tasa *per capita* de cambio realizada; $R_m = \text{Log}(r_m)$ es la tasa máxima de cambio *per capita*, a indica el efecto de la interferencia de cada individuo mientras la densidad aumenta, $X_t = \text{Log}(N_t)$, que es la abundancia en el tiempo t y $C = \text{Log}(c)$ es una constante que representa la competencia y el agotamiento de recursos (e.g. alimento).

Debido a que en este modelo los tres parámetros (R_m , a y C) tienen

un significado biológico explícito se pueden incluir perturbaciones exógenas dentro de cada parámetro (Lima *et al.*, 2008; Royama, 1992), tanto en forma de perturbaciones: Verticales: $R^r_m = R_m + g(\text{Rain}_t - d)$; Laterales: $C^r = C + g(\text{Rain}_t - d)$ ó No-lineares: $a^r = a + g(\text{Rain}_t - d)$. De esta forma, también es posible incluir el efecto de la competencia interespecífica dentro del modelo (Lima *et al.*, 2008; Royama, 1992): $R_t = R_m - \exp(aX_{t-1} + a1X1_{t-1} + C1)$. Donde C1 es la dinámica de la especie competidora.

Este modelado se realizó utilizando la función de Mínimos Cuadrados No Lineales (NLS) de la biblioteca de estadísticos de R, por ser un método estadístico moderno, parsimonioso y sencillo para el análisis de series de tiempo (Lima & Berryman, 2006; Lima *et al.*, 2008).

Proyectando las dinámicas poblacionales modeladas a años posteriores

Para proyectar la abundancia poblacional del año próximo se necesita solamente añadir al modelo los datos de campo necesarios en las variables del modelo, por ejemplo, si la precipitación es un factor relevante se añade la precipitación del año que terminó para proyectar la abundancia del año próximo.

Al analizar los resultados y proyecciones de los modelos matemáticos por medio de la teoría de Akaike es fundamental utilizar los modelos con mayor soporte (menor AICc y con diferencias menores de 2) y realizar los análisis de todos a la vez, y no solamente el modelo con mayor soporte,

por lo cual para cada especie se proyectaron varios modelos (Akaike, 1973, 1974; Kullback & Leibler, 1951).

A partir de la primera proyección, basada en la abundancia en campo, y siguiendo el consejo de Laurent Crespín (comunicación personal) se utilizaron, para las siguientes proyecciones los valores de la abundancia generados por cada modelo, así no se pierde la variabilidad de los diversos modelos y se tiene otra forma de elegir cual está representando mejor la realidad biológica de la especie.

Los modelos con mejor soporte fueron proyectados de 2008 a 2016. Durante esos años, con excepción de 2012 y 2013, no existen datos de campo. Se usaron los datos de esos dos años como indicadores de la calidad de las proyecciones.

Proyectando los efectos de la disminución de la precipitación regional

Realizamos proyecciones de lo que pasaría con los pequeños mamíferos de Chamela-Cuixmala en tres escenarios de disminución de la precipitación regional debido al cambio climático: un escenario conservador, con una disminución del 5% en la lluvia, de temporal y fuera de él; un escenario moderado, con una disminución del 15% en la precipitación; y un escenario severo, con una disminución del 25% en los patrones regionales de lluvia (Anexo 21). Estos escenarios están basados en las proyecciones generadas por Cook y colaboradores (2015); el IPCC (2013); y Sheffield y colaboradores (2012).

Para generar estas proyecciones utilizamos los modelos de Ricker con

mayor soporte, bases de datos de la precipitación de la región disminuyendo el porcentaje indicado a los valores observados desde 1990 a 2007 y los volvimos a modelar con la función nls de R (R Core Team, 2013). Con esos resultados obtuvimos las tasas *per cápita* de crecimiento (R) para cada población en cada escenario y las unimos, por especie, para poder comparar los cambios entre ellas (Anexo 21).



Resultados

Correlación entre la productividad y el clima

Encontramos una correlación significativa entre la productividad primaria y la precipitación, para todas las temporadas y en ambos tipos de vegetación (Anexo 3). Aunque los factores más significativos son básicamente los mismos varían entre temporadas y hábitat (Figura 5). No encontramos ninguna correlación significativa entre la productividad primaria y la temperatura.

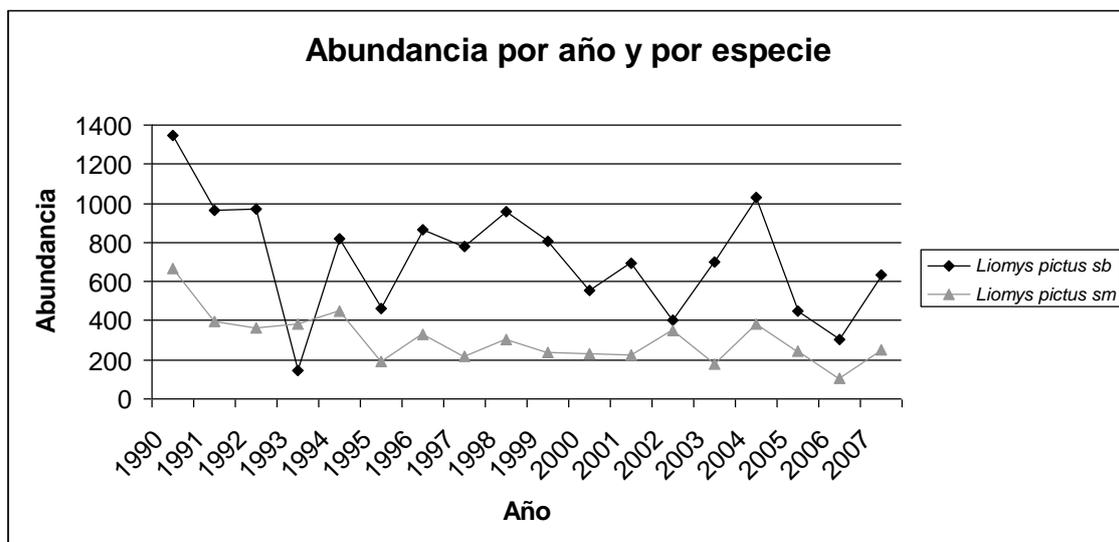
Figura 5. Resultados de las correlaciones entre precipitación y productividad primaria en Chamela. LN=Productividad año anterior; TT=Temperatura nov-feb; W=lluvia jun-oct; D=Lluvia mar-may; T=lluvia nov-feb. A=0.05.

Temporada	Tipo de vegetación	factores más significativos	F
Lluvias	Selva baja	LN, TT	<0.0001
Transición	Selva baja	LN,W,D	0.001
Secas	Selva baja	LN,T	0.001
Lluvias	Selva mediana	LN,T,TT,D	<0.0001
Transición	Selva mediana	LN,TT	0.004
Secas	Selva mediana	LN,W	<0.0001

Modelado de las dinámicas poblacionales de los pequeños mamíferos de Chamela

Las fluctuaciones poblacionales de *Liomys pictus* en los sitios de selva baja caducifolia fueron estables, estadísticamente. Esta población fue profundamente afectada por las lluvias atípicas de enero de 1992, al punto de ser extirpada de los sitios por 16 meses (Figura 6). Su estructura de retroalimentación fue de primer orden (Anexo 4). En selva mediana subperenifolia presentó una tendencia poblacional a la negativa (Figura 6) y una estructura de retroalimentación de primer orden (Anexo 5). Los modelos con mejor soporte para las todas las especies analizadas se encuentran en el anexo 11

Figura 6: Abundancia total anual de *Liomys pictus* en la selva baja, línea negra, y en la selva mediana, serie gris, de Chamela-Cuixmala, de 1990 a 2007.

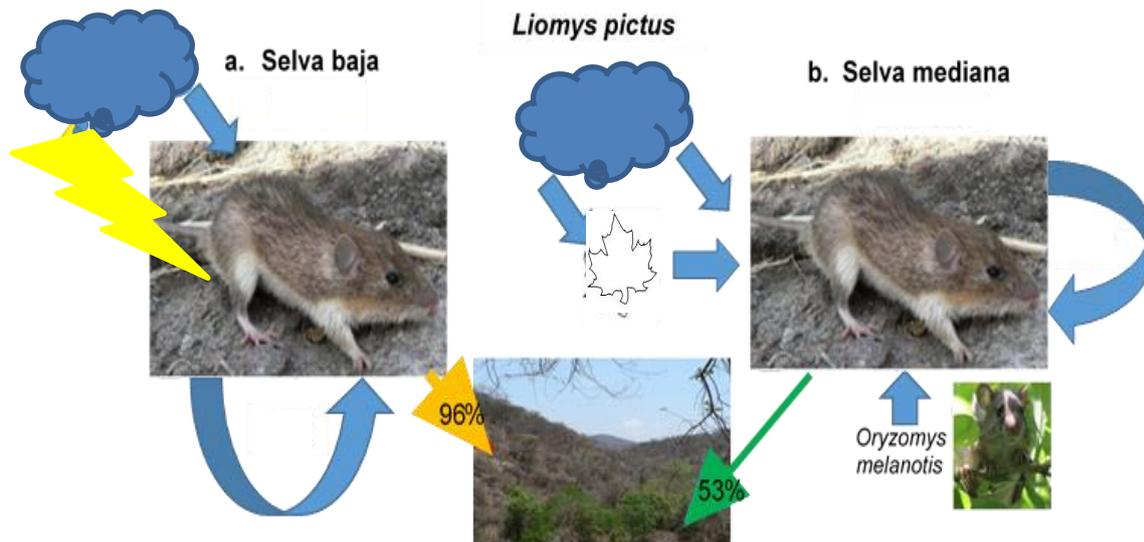


Los modelos matemáticos para *Liomys pictus* señalan que, a pesar de

que las poblaciones de ambos tipos de vegetación son afectadas por, básicamente, los mismos factores existen importantes diferencias en la forma en la que interactúan dichos factores en las poblaciones tanto de selva baja como de selva mediana.

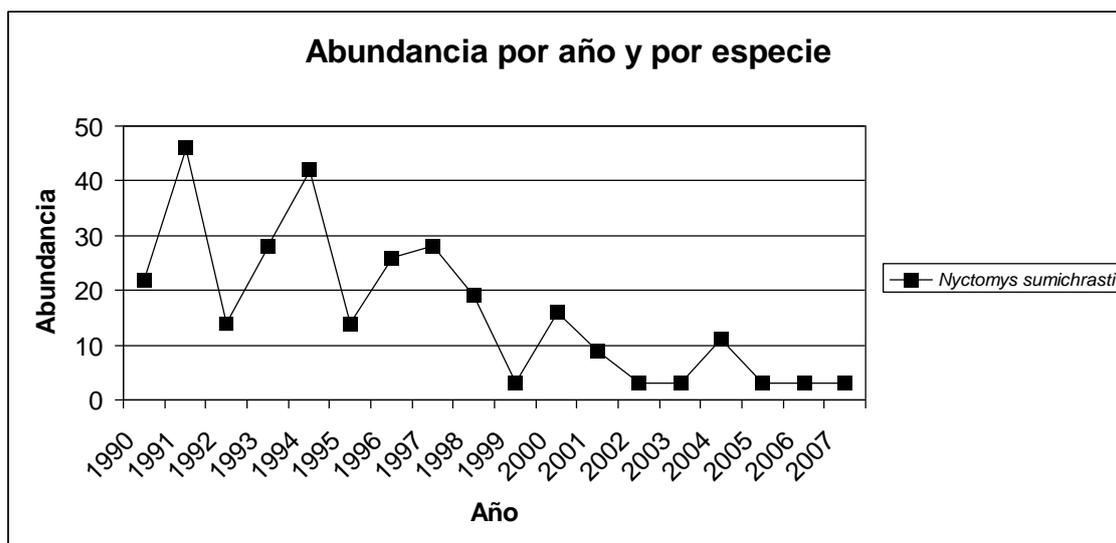
Para ambas poblaciones los efectos densodependientes son fundamentales dentro de la dinámica poblacional, pero en la selva mediana son menos intensos que en la selva baja, debido a la intensa interacción positiva que esta especie tiene, en selva mediana, con *Oryzomys melanotis*. Y mientras la precipitación tiene efectos positivos en ambas poblaciones, la de selva mediana es afectada positivamente de manera indirecta, vía la productividad primaria, y no existe afectación por las lluvias atípicas de 1992, la de selva baja es beneficiada directamente por la lluvia dentro de temporada y profundamente diezmada por esos eventos catastróficos (Figura 7, anexo 11).

Figura 7: Resultados de la dinámica poblacional de *Liomys pictus* en dos tipos de selva. En selva baja, (7a, izquierda) representa el 96% de las capturas en ese hábitat y sus mejores modelos son explicados por procesos intrapoblacionales  (), un efecto positivo y directo de la lluvia dentro de la temporada y un efecto negativo (-) directo de las lluvias atípicas () de 1992. En selva mediana (7b, derecha), donde la especie representa el 53% de las capturas los modelos son explicados por procesos endógenos (), una interacción positiva directa de la precipitación () o indirecta, vía el incremento en la productividad primaria (), respectivamente. Así como las interacciones (positivas) con *Oryzomys melanotis*.



La dinámica poblacional de *Nyctomys sumichrasti* mostró una fuerte tendencia negativa a lo largo de la serie de tiempo (Figura 8). Y una estructura de retroalimentación de primer orden (Anexo 6).

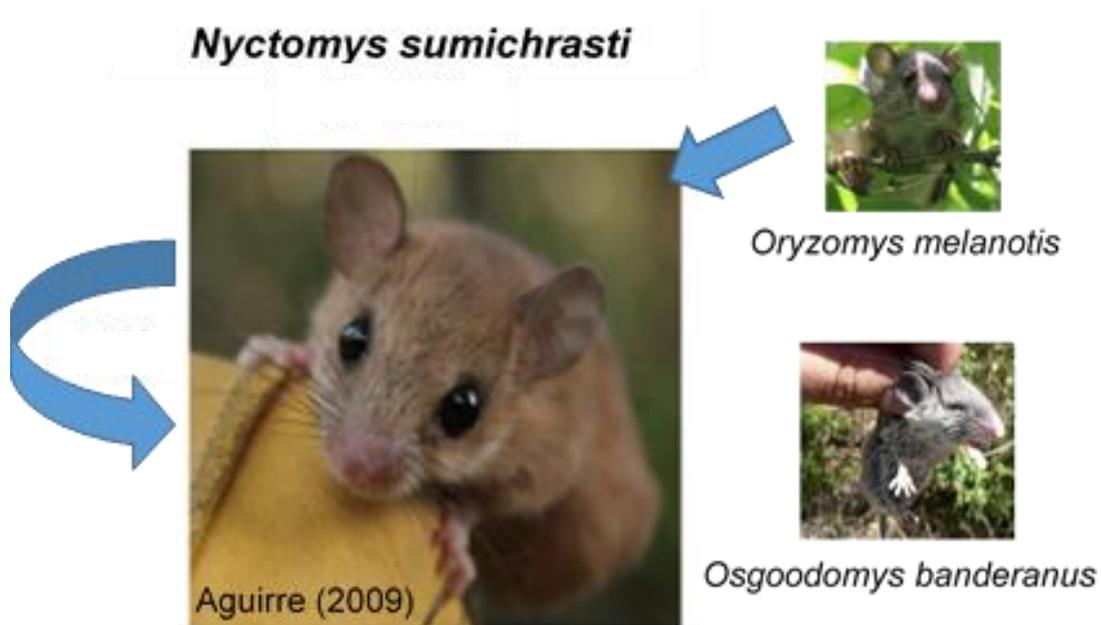
Figura 8: Abundancia total anual de *Nyctomys sumichrasti* en la selva mediana de Chamela-Cuixmala, de 1990 a 2007.



En el caso de *Nyctomys sumichrasti* los resultados de los modelos

matemáticos señalan que los factores que mejor explican la dinámica poblacional de la especie son: los efectos endógenos, la precipitación como efecto directo en la población y las interacciones positivas con *Oryzomys melanotis* y *Osgoodomys banderanus*. (Figura 7, anexo 11).

Figura 9: Resultados de la dinámica poblacional de *Nyctomys sumichrasti* en selva mediana. Los modelos mejor sustentados son los que incluyen la precipitación como efecto directo y las interacciones positivas con *Oryzomys melanotis* y *Osgoodomys banderanus*

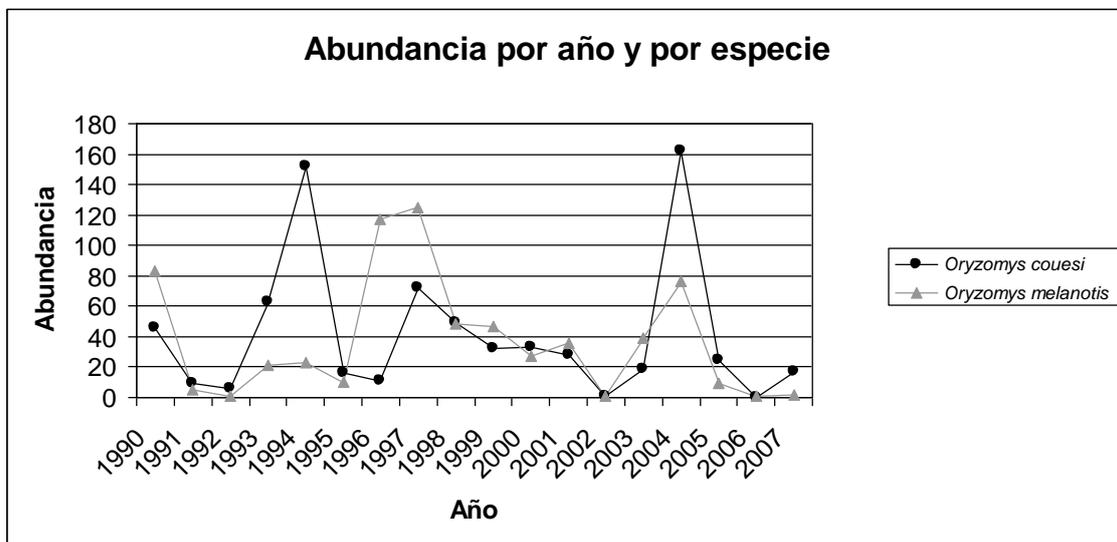


La dinámica de *Oryzomys melanotis* no presentó tendencias, pero si una muy amplia variabilidad, con tasas de crecimiento muy elevadas, particularmente después del evento climático extremo de enero de 1992 y las sequías de 2004-2005, las mayores en la serie de tiempo (Figura 10).

Su estructura de retroalimentación fue de primer orden, presenta una estructura negativa de retroalimentación de primer grado con efectos importantes de perturbaciones negativas de segundo grado marcada por ciclos de 2-3 años posiblemente generados por fuertes interacciones tróficas en una

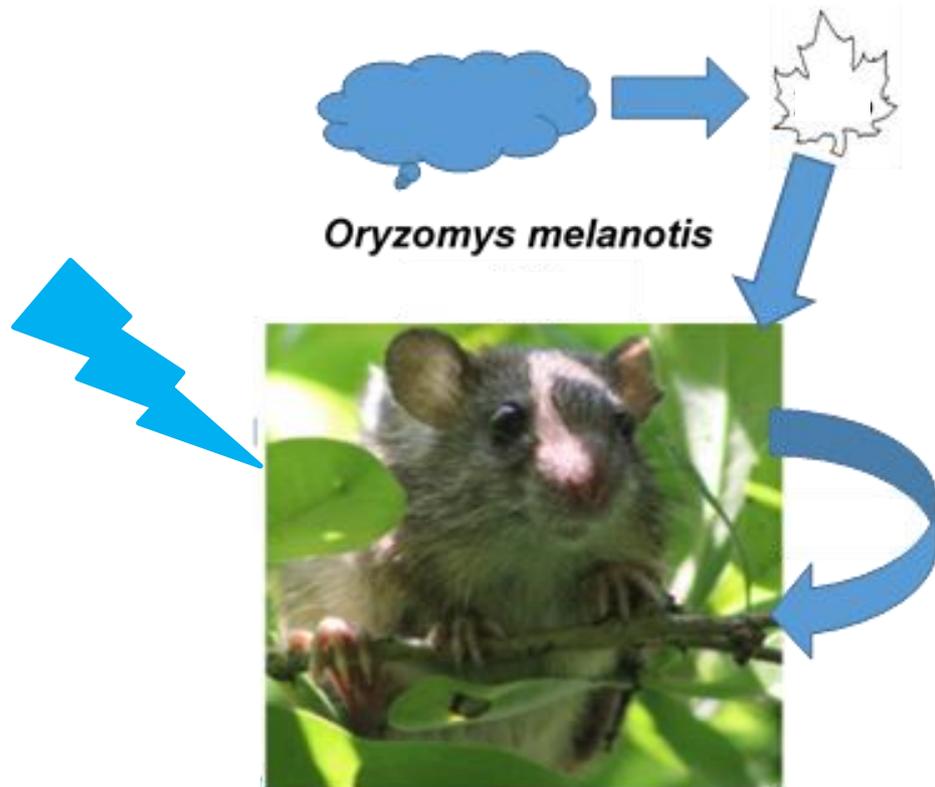
estructura de retroalimentación negativa donde se podría también inferir competencia por interferencia con especies que compartan cercanamente su nicho ecológico (Anexos 7 y 11).

Figura 10: Abundancia total anual de *Oryzomys mexicanus*, línea negra, y *Oryzomys melanotis*, línea gris, en la selva mediana de Chamela-Cuixmala, de 1990 a 2007.



Para *Oryzomys melanotis* los modelos señalan una fuerte influencia de los factores densodependientes e interacciones positivas directas de la precipitación, tanto dentro de temporada como atípicas. La productividad primaria es una aproximación correcta para los efectos indirectos de la precipitación de *Oryzomys melanotis*. Esta especie se vio beneficiada tanto por los eventos atípicos de lluvia de enero de 1992 como por las sequías de 2004-2004. También presentó una interacción positiva de *Liomys pictus* en su dinámica (Figura 11, anexo 11).

Figura 11: Resultados de la dinámica poblacional de *Oryzomys melanotis* en selva mediana. Los modelos son explicados por procesos endógenos (), la interacción positiva indirecta de la precipitación, vía cambios en la productividad () y el efecto positivo, de las lluvias atípicas de enero de 1992 () (Anexo 11).



Las fluctuaciones poblacionales de *Oryzomys mexicanus* son parecidas a las de *Oryzomys melanotis*, pero más intensas, particularmente en los años climáticamente atípicos, posteriores a 1992 y 2004, en los cuales muestra crecimientos poblacionales muy elevados, hasta casi triplicar su tamaño poblacional (Figura 10 y Figura 12). Muestra una estructura de retroalimentación negativa de segundo orden, lo que significa que la dinámica de esta especie está perturbada de manera importante por competencia inter-específica, se sugiere que al ser dinámica de segundo orden se asuma cierto nivel de periodicidad,

aunque lo más probable es que sea un fenómeno espurio (Anexo 8).

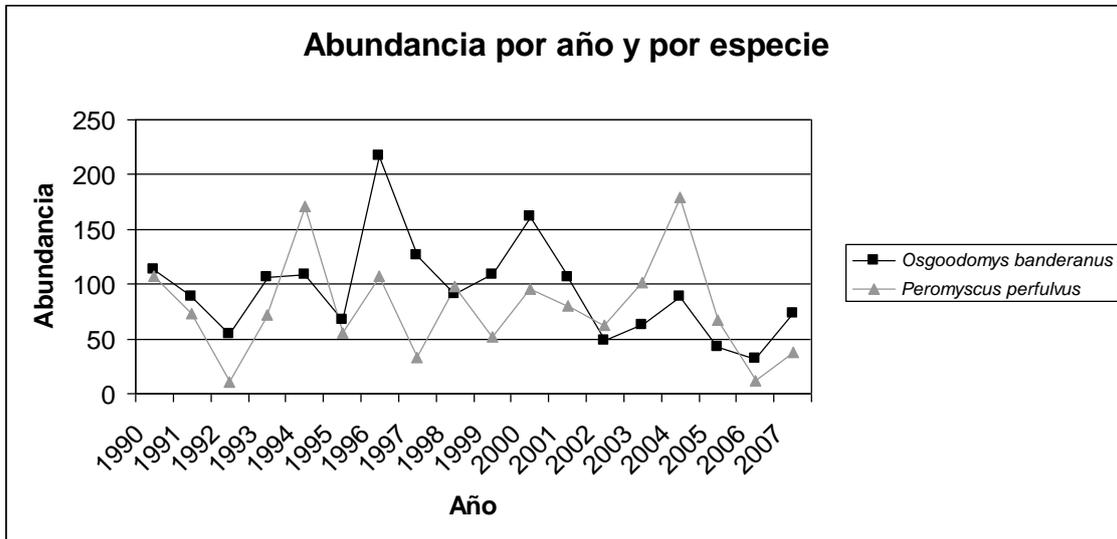
Los modelos matemáticos de *Oryzomys mexicanus* señalan la importancia de la precipitación, como factor positivo indirecto más importante aunque la estructura intrapoblacional al explicar la variabilidad de los datos (Figura 12).

Figura 12: Resultados de la dinámica poblacional de *Oryzomys mexicanus* en selva mediana. Los modelos son explicados por procesos endógenos () y la interacción positiva directa de la precipitación ().



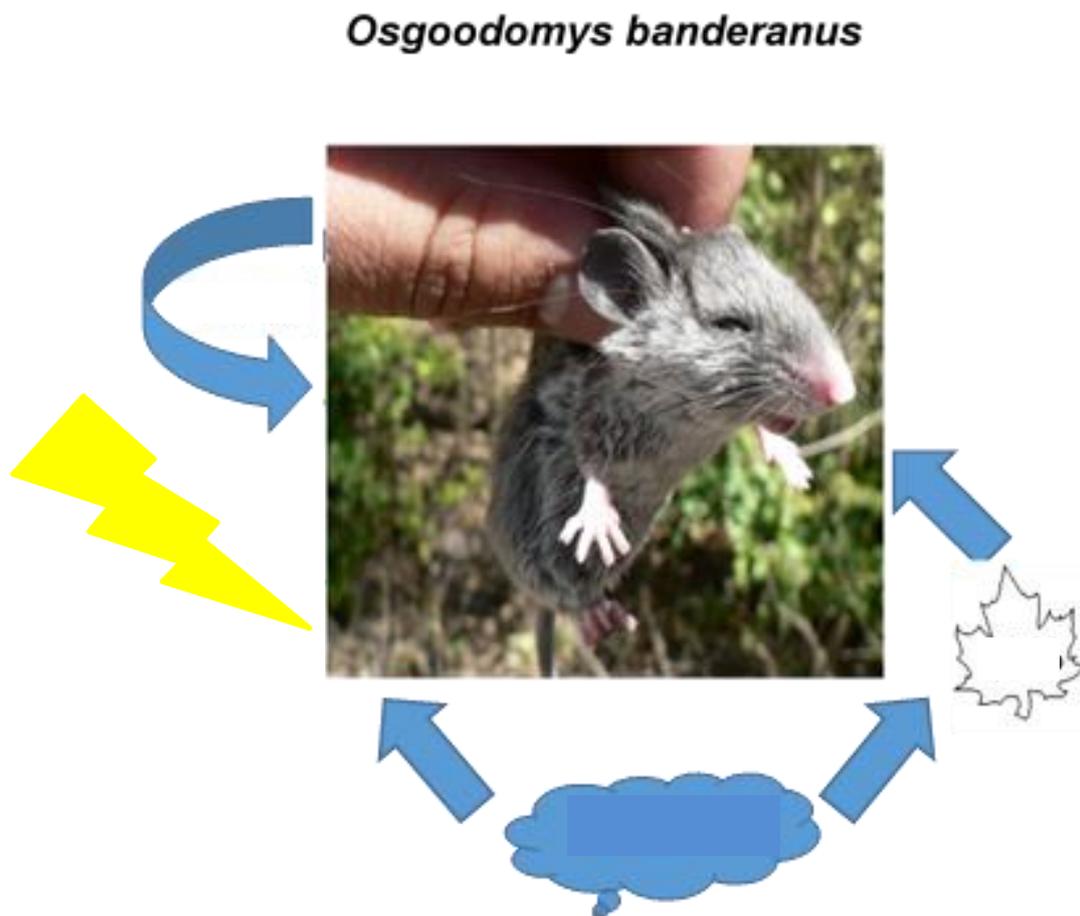
Osgoodomys banderanus presentó fluctuaciones por la precipitación, su población crece en años lluviosos, y no tiene tendencias poblacionales (Figura 13). Su estructura de retroalimentación no tuvo evidencias de periodicidad, pero sí de efectos negativos debido a interacciones con *Oryzomys melanotis* (Anexo 9).

Figura 13: Abundancia total anual de *Osgoodomys banderanus*, línea negra, y *Peromyscus perfulvus*, línea gris, en la selva mediana de Chamela-Cuixmala, de 1990 a 2007.



La dinámica poblacional de *Osgoodomys banderanus* es explicada por los siguientes factores: las relaciones intraespecíficas, el efecto positivo directo de la precipitación, efectos negativos de la lluvia atípica de 1992 y cambios indirectos en la productividad primaria. (Figura 13).

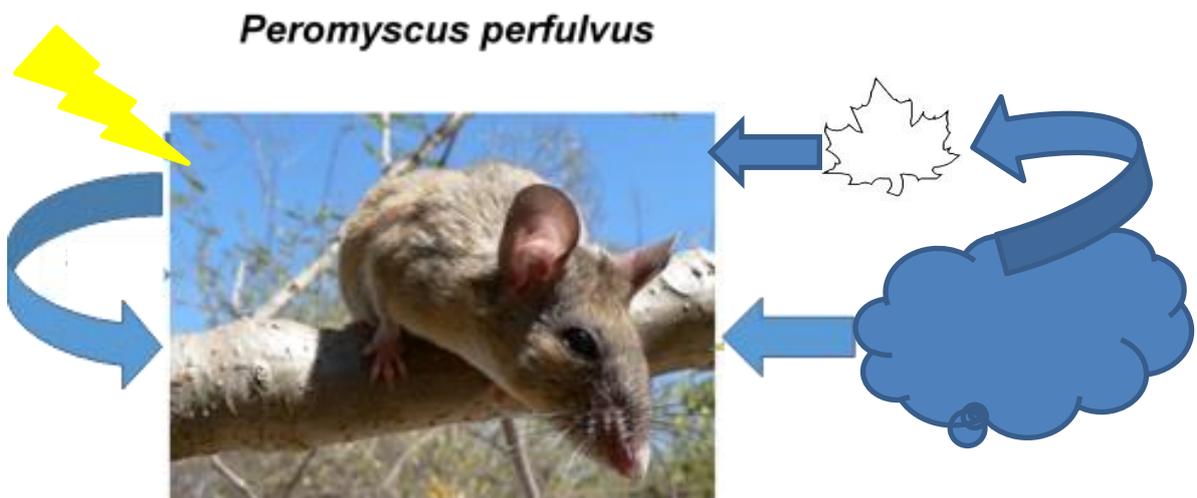
Figura 14: Resultados de la dinámica poblacional de *Osgoodomys banderanus* en selva mediana. Los modelos son explicados por los procesos endógenos (↻), los efectos directos de la precipitación dentro de temporada (☁), los indirectos, por cambios en la productividad primaria (🍃) y efectos negativos de las lluvias atípicas de 1992 (⚡).



La dinámica de *Peromyscus perfulvus* es estable, sin tendencias poblacionales y oscila dependiendo de la precipitación (Figura 13). Su estructura de retroalimentación es de primer orden con ligera evidencia de efectos segundo orden, probablemente debidos a interacciones con otros niveles tróficos (Anexo 10).

Peromyscus perfulvus presentó, como los factores más importantes en su dinámica poblacional los densodependientes, la precipitación de la temporada, directamente y vía cambios en la precipitación y efectos negativos de los eventos de lluvia atípica (Figura 15).

Figura 15: Resultados de la dinámica poblacional de *Peromyscus perfulvus* en selva mediana. Los modelos son explicados por procesos endógenos (), la interacción positiva directa de la precipitación normal () y vía cambios en la productividad () así como efectos negativos de las lluvias atípicas de 1992 ().



Proyecciones de las dinámicas poblacionales de los pequeños mamíferos de Chamela

Utilizando los modelos con mayor soporte de AICc se proyectaron las abundancias de las especies modeladas durante los años 1990-2007, 2012-2013 para predecir las abundancias de 2008-2016, años para los que no hay datos, para compararlas con los datos de 2012 y 2013, años que si se muestreó.

Los modelos proyectados están detallados en los anexos (Anexos 11-18, para cada especie y en los Anexos 19 y 20 el resumen de los mejores modelos de todas las especies, así como los datos a proyectar)

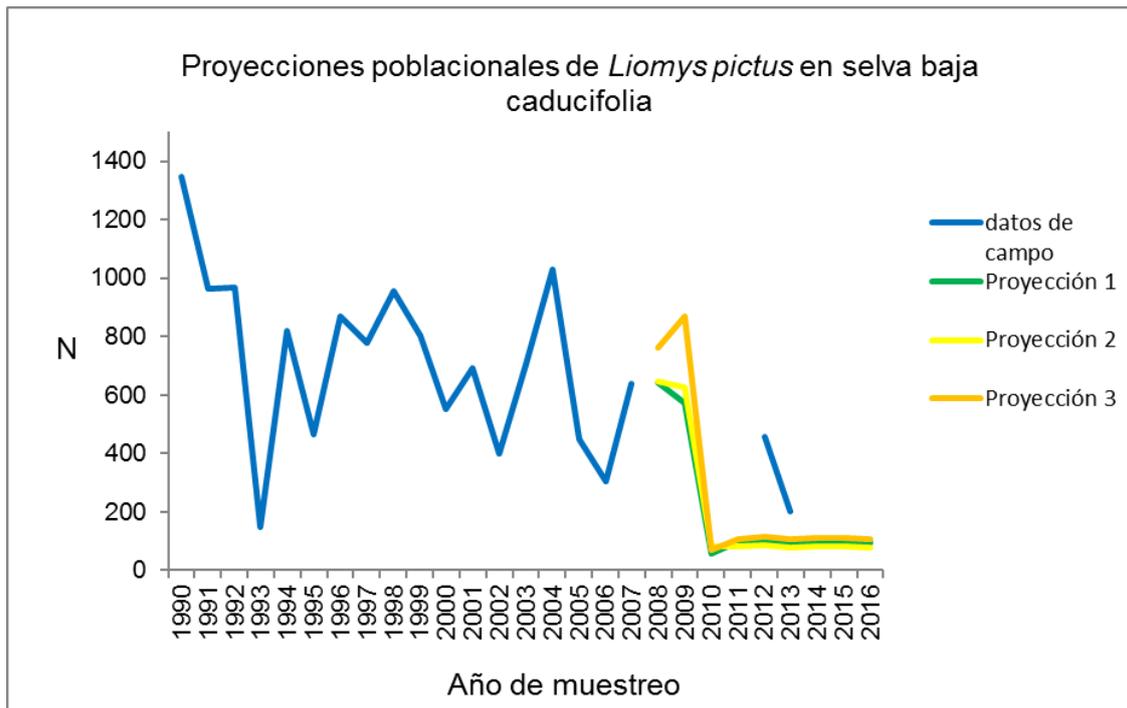
Los resultados obtenidos de las proyecciones apuntan a una disminución poblacional de todas las especies modeladas, misma que coincide con la llegada del huracán Jova que impactó directamente en la región que abarca de Puerto Vallarta a Manzanillo (Chamela está en medio) en octubre de 2011, causando una destrucción nunca antes vista en la región (información de Jorge Vega, director de la Estación Biológica Chamela, UNAM). Nuestros modelos matemáticos fueron capaces de modelar la respuesta de las especies de manera cercana a lo que encontramos en campo durante 2012 y 2013.

Las proyecciones mostradas aquí pertenecen a los modelos que presentaron menor AICc (menos de 2 puntos de diferencia, como sugiere Royama, 1992) y que explicaron un mayor porcentaje de variación para cada especie. La proyección uno es la que mejor describió los modelos y de ahí cada vez es mayor el AICc (datos de las proyecciones en el Anexo 20, script de las proyecciones en el Anexo 21).

Para *Liomys pictus* en selva baja caducifolia la mayoría de los modelos tienden a subestimar la abundancia en 2012 y 2013, pero mantienen la tendencia general. El modelo que se aproximó más a la realidad biológica fue la proyección 1, que tomó en cuenta la influencia de fenómenos climáticos extremos (Figura 16).

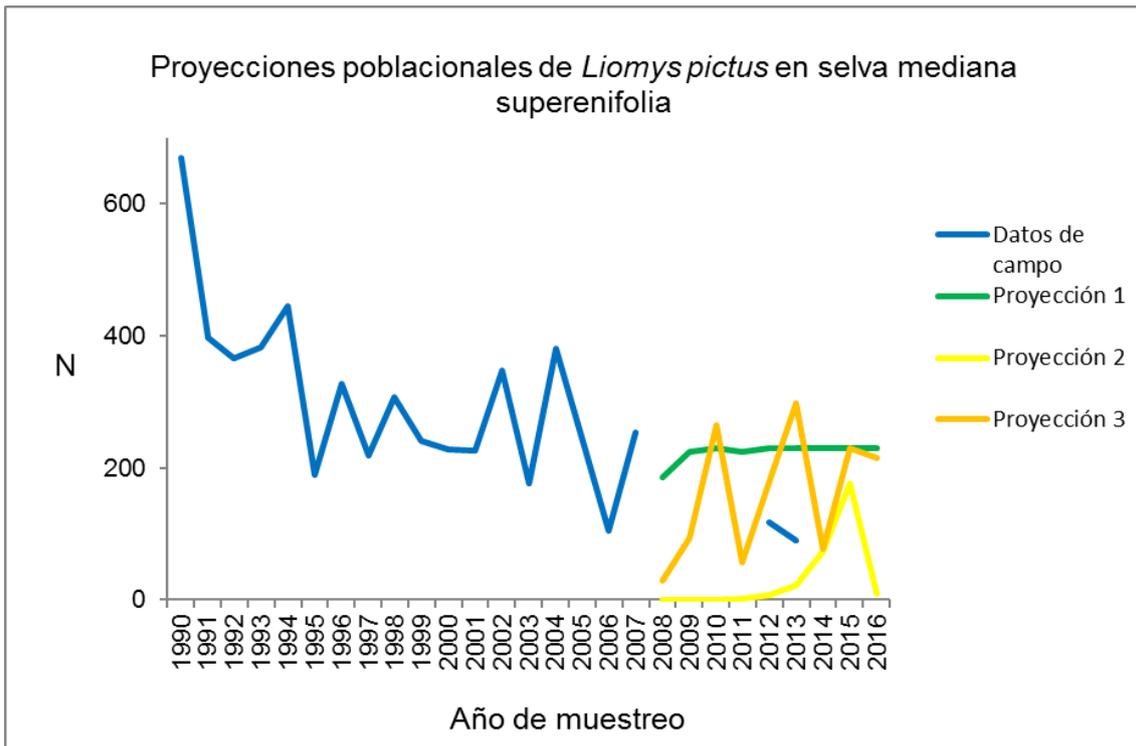
Figura 16. Proyecciones poblacionales para *Liomys pictus* en selva baja caducifolia. Los modelos de los que se obtuvieron estas proyecciones se

encuentran en los Anexos 19 y 20.



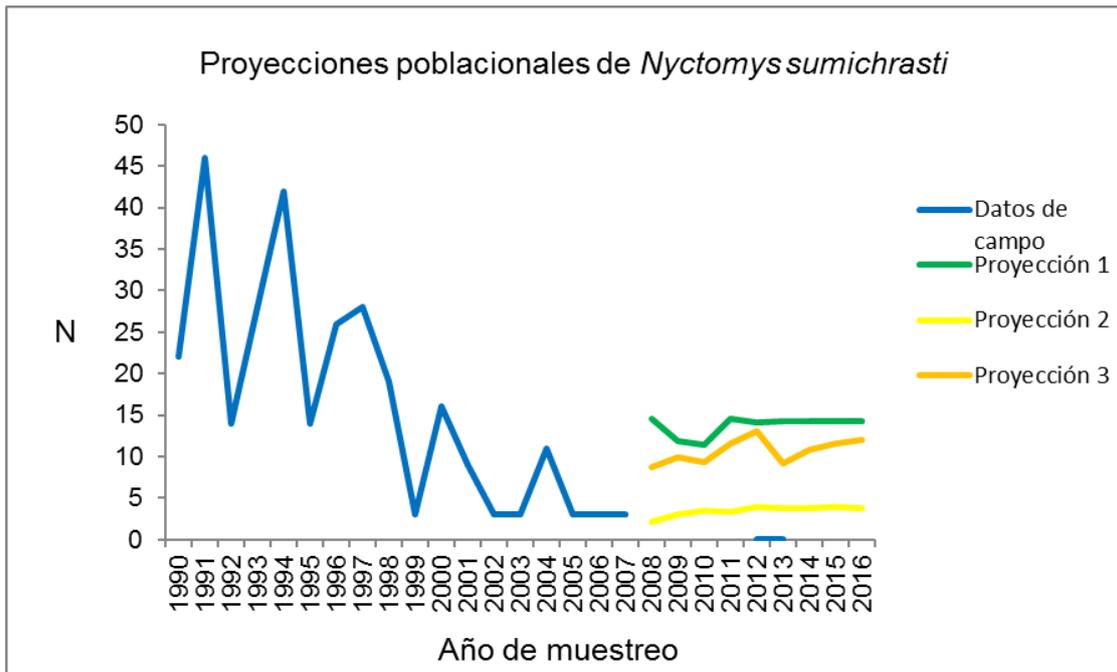
El modelo que mejor proyectó la abundancia de *Liomys pictus* en la selva mediana subperenifolia fue aquel que tomó en cuenta la precipitación como un factor indirecto (proyección 3). Mientras que la proyección 2, que toma en cuenta directamente la productividad primaria subestima el tamaño poblacional consistentemente. El modelo más simple, el que únicamente toma en cuenta las interacciones intraespecíficas, proyección 1, tiende a sobreestimar el tamaño poblacional y eliminar las oscilaciones, al no tomar en cuenta la precipitación (Figura 17).

Figura 17. Proyecciones poblacionales para *Liomys pictus* en selva mediana subperenifolia. Los modelos de los que se obtuvieron estas proyecciones se encuentran en los Anexos 19 y 20.



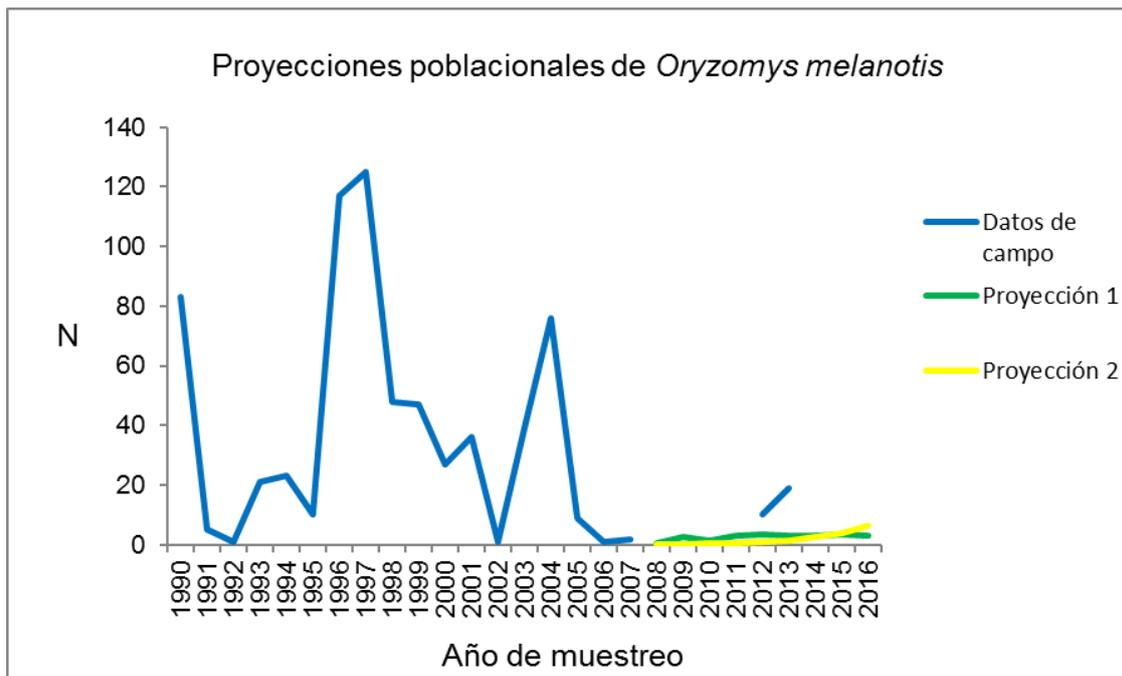
Debido al escaso tamaño poblacional de *Nyctomys sumichrasti* modelarlo y proyectar sus abundancias fue particularmente complejo. Los modelos proyectan abundancias muy reducidas y, a pesar de eso, tienden a sobreestimar el tamaño poblacional, pues no convergen con los datos de campo de 2012 y 2013 en que la especie no fue capturada. Las proyecciones sugieren que la especie está presente en la comunidad a pesar de no haber sido capturada en los últimos muestreos (Figura 18).

Figura 18. Proyecciones poblacionales para *Nyctomys sumichrasti*. Los modelos de los que se obtuvieron estas proyecciones se encuentran en los Anexos 19 y 20.



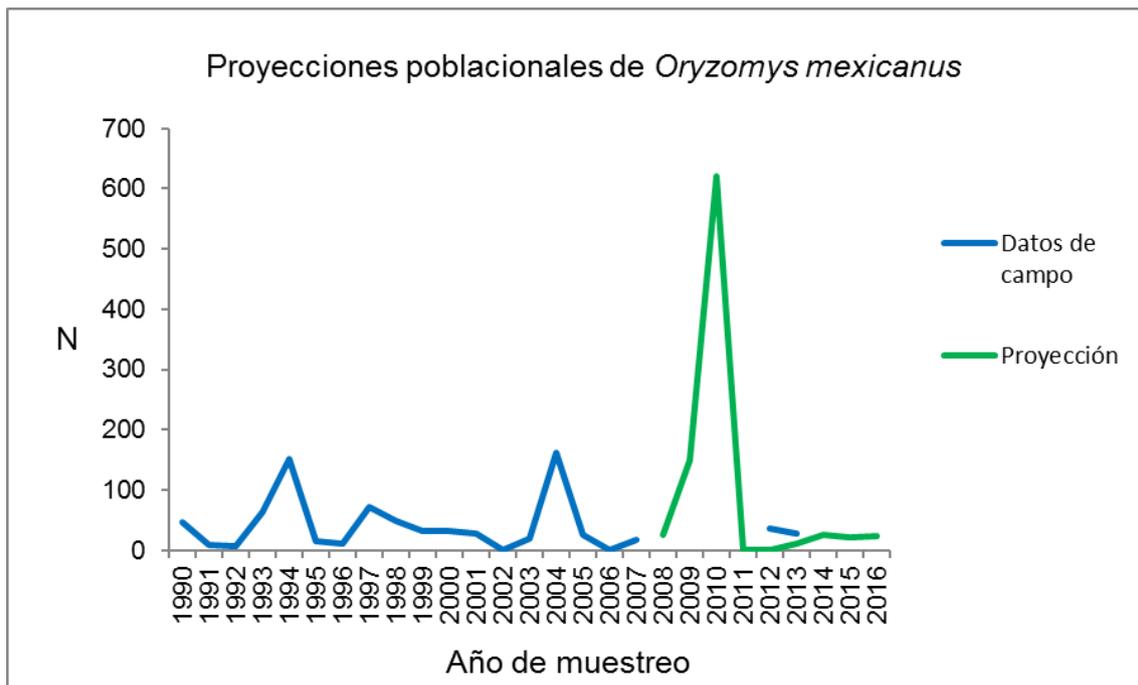
Para el caso de *Oryzomys melanotis* todos los modelos proyectaron abundancias muy bajas, subestimando las intensas oscilaciones antes vistas (Figura 19). Su presencia, en tendencia creciente, en los datos de campo de 2012 y 2013 sugiere que el huracán Jova puede haber tenido influencia en aumentar la abundancia de la especie, que es una especie invasiva y oportunista que se beneficia de eventos atípicos (Figura 19).

Figura 19. Proyecciones poblacionales para *Oryzomys melanotis*. Los modelos de los que se obtuvieron estas proyecciones se encuentran en los Anexos 19 y 20.



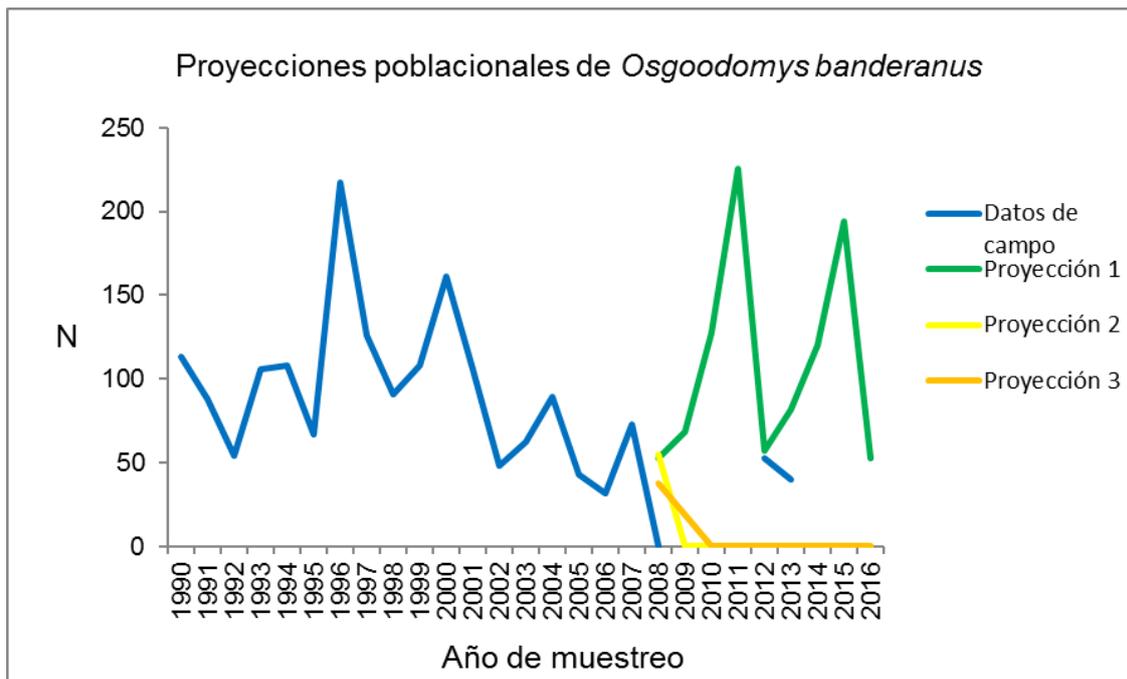
Oryzomys mexicanus es, al igual que su especie hermana, una especie invasiva y oportunista y los modelos lo proyectaron para los años 2008-2010 aumento inusitado de su abundancia, disminuyendo drásticamente un año después, como lo ha hecho durante la serie de tiempo. Los modelos predicen que la caída poblacional es lo suficientemente drástica para que la especie haya sido extirpada dos años, mientras que los datos de campo presentan un patrón como el de *Oryzomys melanotis*, la especie está presente, aunque su abundancia es baja (Figura 20).

Figura 20. Proyecciones poblacionales para *Oryzomys mexicanus*. Los modelos de los que se obtuvieron estas proyecciones se encuentran en los Anexos 19 y 20.



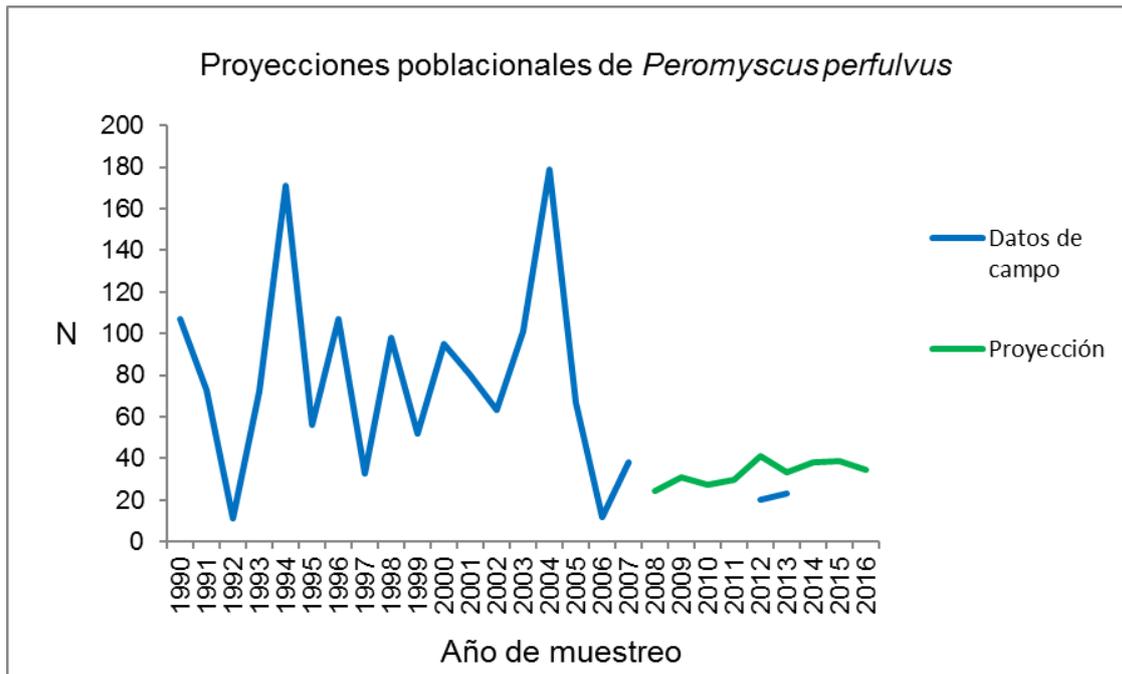
Mientras que la proyección 1, la más cercana a la dinámica de los años anteriores, sugiere oscilaciones muy intensas y abundancias muy variable, cercanas a los datos de 2012-2013, las proyecciones 2 y 3 de la abundancia de *Osgoodomys banderanus* tienden a subestimar el número de individuos de esta especie. Esto se da, posiblemente, por la dificultad de modelar las interacciones con otras especies y la productividad en los dos últimos modelos. El trabajo de campo de 2012 y 2013 muestra una cantidad arriba de 50 individuos (Figura 21).

Figura 21. Proyecciones poblacionales para *Osgoodomys banderanus*. Los modelos de los que se obtuvieron estas proyecciones se encuentran en los Anexos 19 y 20.



La proyección poblacional de *Peromyscus perfulvus* se ajustó ligeramente arriba de los datos de campo de 2012 y 2013. Dicha proyección tiende a subestimar las oscilaciones, posiblemente debido a que la dinámica tiene casi ninguna intervención intrapoblacional y que la proyección no incluye los eventos climáticos atípicos, que marcan una disminución en la población, a pesar de que no están presentes en los modelos con mayor AICc (Figura 22).

Figura 22. Proyecciones poblacionales para *Peromyscus perfulvus*. Los modelos de los que se obtuvieron estas proyecciones se encuentran en los Anexos 19 y 20.



Proyecciones de las abundancias de los pequeños mamíferos de Chamela-Cuixmala con distintos escenarios de cambio climático.

Las proyecciones de las abundancias de los pequeños mamíferos modelados muestran que todas las poblaciones sufrirían decrementos poblacionales con la disminución de la precipitación a nivel regional. A pesar de que los resultados son los mismos para todas las especies la magnitud de estos varía de acuerdo con la dinámica poblacional de cada especie.

En el caso de *Liomys pictus* observamos dos patrones contrastantes, dependiendo del tipo de vegetación donde habita la población. En la selva baja esta especie presenta una notoria disminución en sus tamaños poblacionales, comparados con lo que se encontró en el trabajo de campo. Dicha disminución se hizo más severa en los escenarios con mayor reducción en la precipitación (Figura 23). Mientras que en la selva mediana la reducción de la población de *Liomys pictus* fue similar en todos los escenarios (Figura 24). Es importante

recordar que la dinámica de esta población fue generada únicamente por los procesos demográficos de la misma, por lo que se esperaba que fuera más resistente a la baja precipitación que su contraparte de la selva baja.

Figura 23. Proyecciones de *Liomys pictus* en selva baja, usando tres escenarios de disminución de la precipitación observada de 1990 a 2007: escenario conservador (-5%), moderado (-15%) y severo (-25%). Los puntos negros son los datos de campo. La línea azul representa las proyecciones del modelo con mejor soporte (Anexo 12) utilizando solo la abundancia inicial (1990). La línea roja representa las proyecciones de los modelos utilizando la abundancia inmediatamente anterior al dato proyectado.

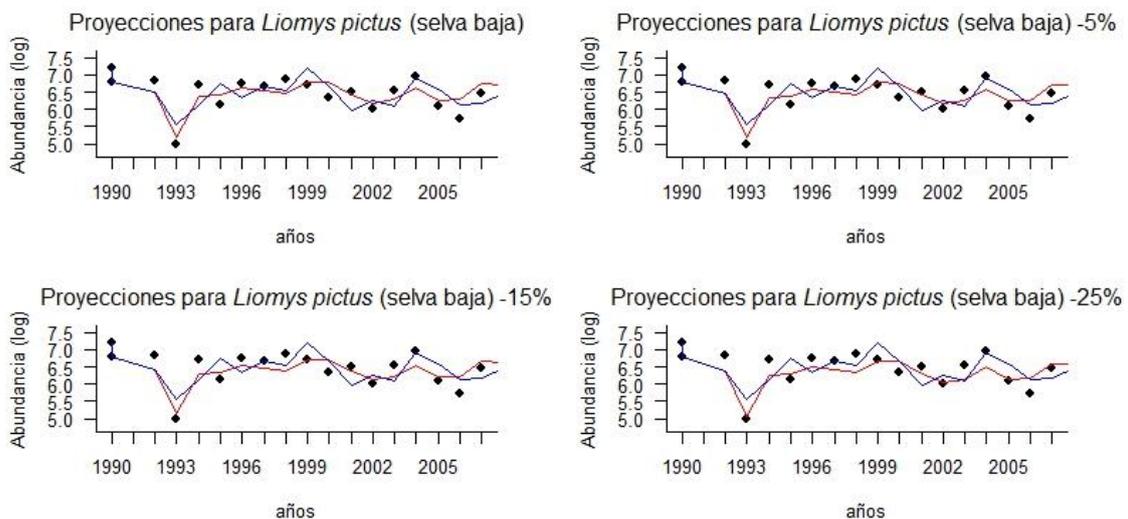
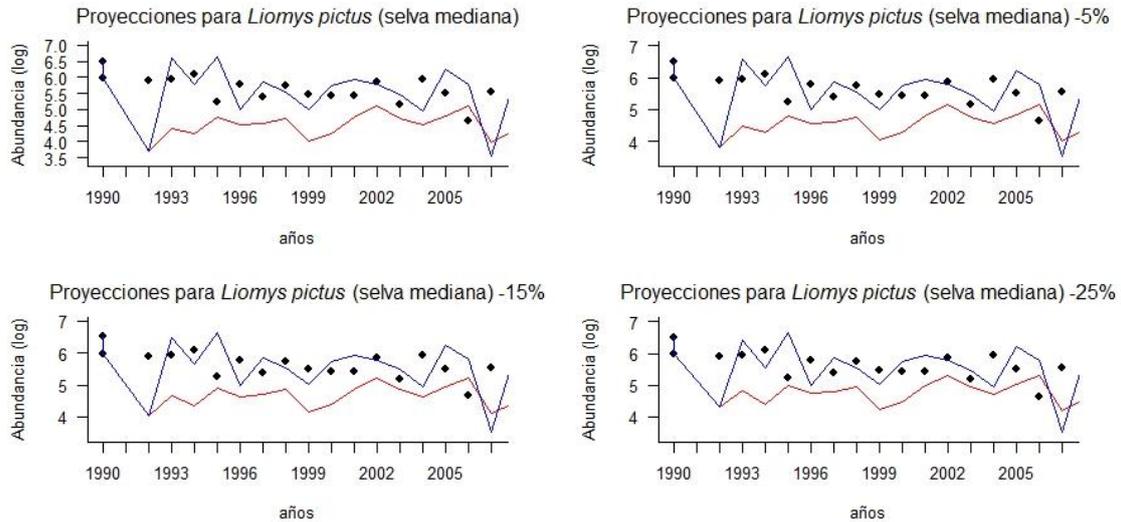


Figura 24. Proyecciones de *Liomys pictus* en selva mediana, usando tres escenarios de disminución de la precipitación observada de 1990 a 2007: escenario conservador (-5%), moderado (-15%) y severo (-25%). Los puntos negros son los datos de campo. La línea azul representa las proyecciones del modelo con mejor soporte (Anexo 13) utilizando solo la abundancia

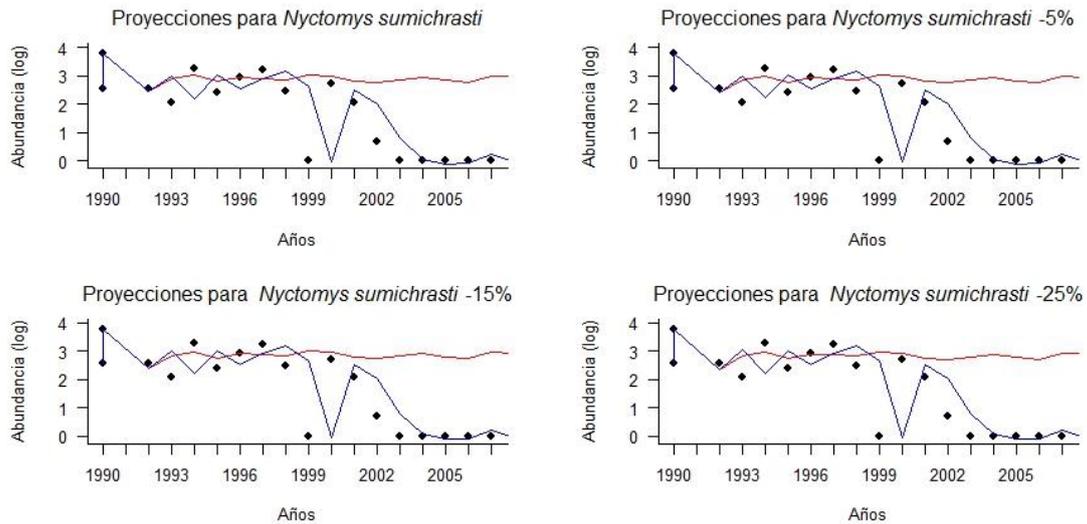
inicial (1990). La línea roja representa las proyecciones de los modelos utilizando la abundancia inmediatamente anterior al dato proyectado.



Para el caso de *Nyctomys sumichrasti* las proyecciones señalan la misma disminución independientemente de los cambios en la precipitación (Figura 25). El modelo que mejor explicó la dinámica poblacional de esta especie (Anexo 14) mostró que la estructura de retroalimentación es la única que explica la abundancia de la especie, por lo tanto, la precipitación no resulta un factor importante para la misma. Cabe notar que en este caso la proyección punto por punto (línea roja, Figura 25) fue incapaz de proyectar los datos poblacionales correctamente, mientras la que solo utilizó la abundancia inicial (línea azul, Figura 25) proyectó correctamente la dinámica poblacional.

Figura 25. Proyecciones de *Nyctomys sumichrasti*, usando tres escenarios de disminución de la precipitación observada de 1990 a 2007: escenario conservador (-5%), moderado (-15%) y severo (-25%). Los puntos negros son los datos de campo. La línea azul representa las proyecciones del

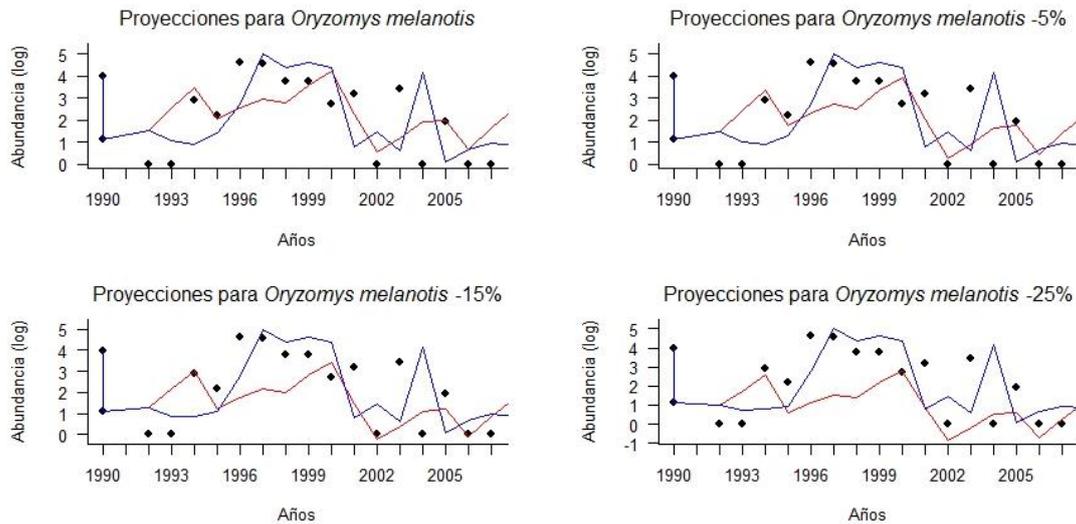
modelo con mejor soporte (Anexo 14) utilizando solo la abundancia inicial (1990). La línea roja representa las proyecciones de los modelos utilizando la abundancia inmediatamente anterior al dato proyectado.



Oryzomys melanotis mostró severas disminuciones poblacionales, especialmente cuando la reducción de la precipitación fue más severa. Esto fue particularmente notorio para la proyección a un dato anterior (línea roja, Figura 26) y en atenuar los picos poblacionales, lo que significa que las explosiones registradas por la especie tenderían a ser menores. La dinámica de esta especie sería particularmente afectada por reducciones en la precipitación dentro de la temporada de lluvias (Figura 26).

Figura 26. Proyecciones de *Oryzomys melanotis*, usando tres escenarios de disminución de la precipitación observada de 1990 a 2007: escenario conservador (-5%), moderado (-15%) y severo (- 25%). Los puntos negros son los datos de campo. La línea azul representa las proyecciones del modelo con mejor soporte (Anexo 15) utilizando solo la abundancia inicial

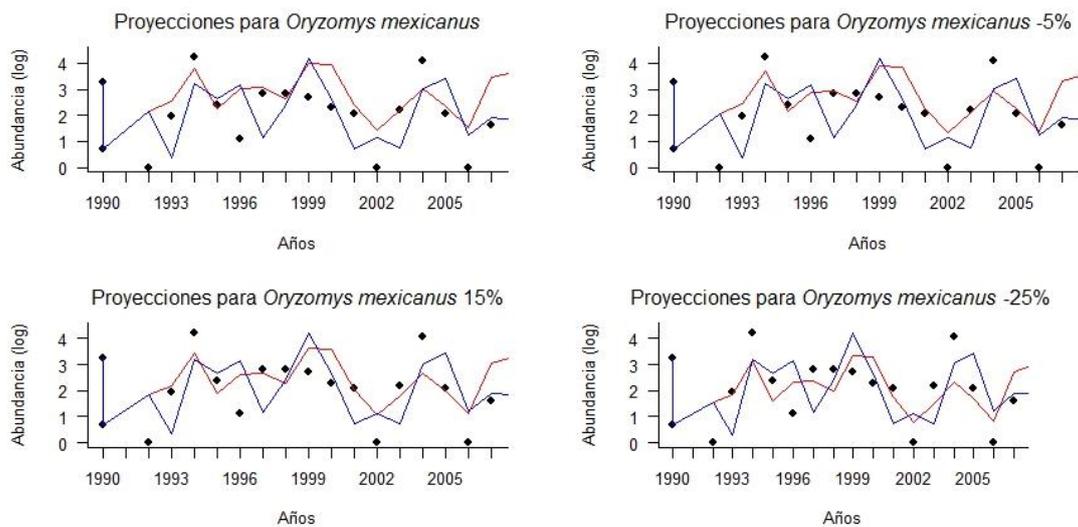
(1990). La línea roja representa las proyecciones de los modelos utilizando la abundancia inmediatamente anterior al dato proyectado.



El caso anterior es similar a su especie hermana: *Oryzomys mexicanus*, presentando una drástica disminución de sus poblaciones mientras más intensa sea la reducción en la precipitación, particularmente limitando la capacidad de la especie para incrementar sus poblaciones en los años de alta precipitación. Eso pondría en riesgo su capacidad de resiliencia a los años de poca lluvia. Ambos tipos de proyección, desde la primera abundancia (línea azul, Figura 27) y punto por punto (línea roja, Figura 27) muestran la misma tendencia. Para esta especie la dinámica proyectada por ambas coincide de manera más cercana (Figura 27) lo cual supone que la dinámica de la especie se mantendrá más parecida que la de *Oryzomys melanotis*, que presentó importantes diferencias entre las proyecciones (Figura 26).

Figura 27. Proyecciones de *Oryzomys mexicanus*, usando tres escenarios de disminución de la precipitación observada de 1990 a 2007: escenario

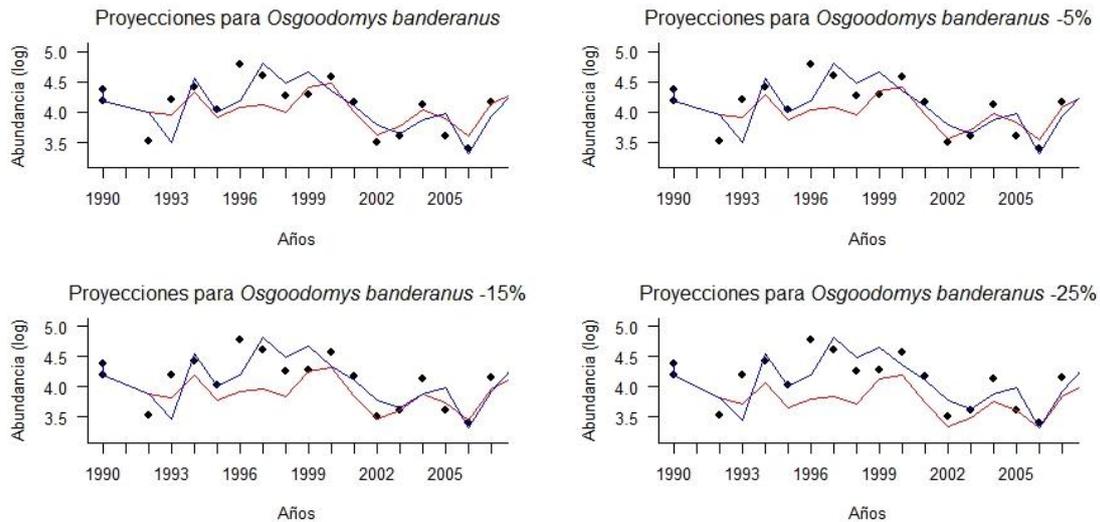
conservador (-5%), moderado (-15%) y severo (- 25%). Los puntos negros son los datos de campo. La línea azul representa las proyecciones del modelo con mejor soporte (Anexo 16) utilizando solo la abundancia inicial (1990). La línea roja representa las proyecciones de los modelos utilizando la abundancia inmediatamente anterior al dato proyectado.



La abundancia de *Osgoodomys banderanus* también mostró ser sensible a las reducciones en la precipitación, particularmente a partir del escenario moderado en adelante. La abundancia de esta especie se ve particularmente afectada en los años en los que la población es baja, años de poca precipitación. Este efecto podría desencadenar la extirpación de la especie, en caso de una sequía prolongada. El efecto es particularmente intenso en la proyección punto por punto (Línea roja, Figura 28).

Figura 28. Proyecciones de *Osgoodomys banderanus*, usando tres escenarios de disminución de la precipitación observada de 1990 a 2007: escenario conservador (-5%), moderado (-15%) y severo (- 25%). Los puntos

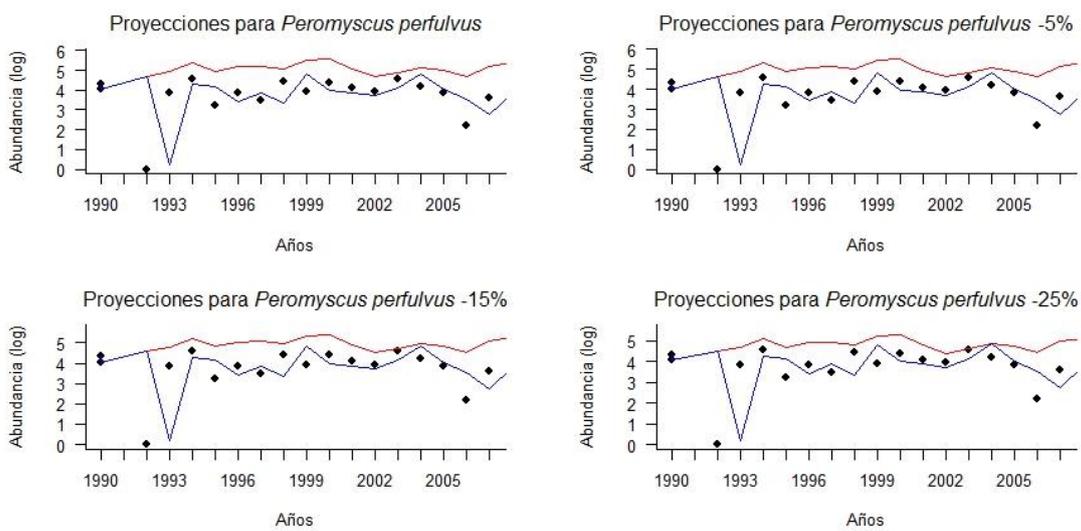
negros son los datos de campo. La línea azul representa las proyecciones del modelo con mejor soporte (Anexo 17) utilizando solo la abundancia inicial (1990). La línea roja representa las proyecciones de los modelos utilizando la abundancia inmediatamente anterior al dato proyectado.



Peromyscus perfulvus mostró ser poco sensible a la disminución de la precipitación, pues a pesar de que su población disminuye con la misma los cambios son muy similares en todos los escenarios. Para esta especie la proyección con la abundancia inicial dio mejores resultados, particularmente para predecir la disminución catastrófica causada por las lluvias atípicas de enero de 1992, así como la oscilación de la abundancia a lo largo del tiempo (línea azul, Figura 29). Mientras que la proyección a un dato anterior sobreestimó la abundancia de la especie y, al mismo tiempo, subestimó las oscilaciones, ignorando por completo el evento de 1992 (línea roja, Figura 29).

Figura 29. Proyecciones de *Peromyscus perfulvus*, usando tres escenarios

de disminución de la precipitación observada de 1990 a 2007: escenario conservador (-5%), moderado (-15%) y severo (-25%). Los puntos negros son los datos de campo. La línea azul representa las proyecciones del modelo con mejor soporte (Anexo 18) utilizando solo la abundancia inicial (1990). La línea roja representa las proyecciones de los modelos utilizando la abundancia inmediatamente anterior al dato proyectado.



Discusión

Las dinámicas poblacionales de los pequeños mamíferos de Chamela son extraordinariamente simples (ver May, 1973, 1974; Turchin & Hanski, 1997, 2001; Turchin & Taylor, 1992; Turchin 1990, 2001; para comparar dinámicas simples y con “time-lag”). Todas ellas tienen una estructura de retroalimentación de primer orden, los procesos intrapoblacionales son primordiales, junto con la precipitación, tanto directa como indirectamente. Esto es contrastante con lo que se esperaría encontrar en hábitats tan complejos como las selvas tropicales secas, donde las interacciones interespecíficas se supondrían como muy

intensas y complejas (Brown, 2014; Elton, 1924; Hanski *et al.*, 2001; Holmgren *et al.*, 2001; Royama, 1992; Stenseth *et al.*, 2003; Tyler *et al.*, 2008). En este, el primer estudio a largo plazo de la dinámica poblacional de los pequeños mamíferos de selvas tropicales secas altamente complejas sugiere que estas dinámicas pueden ser reguladas por una serie de pequeños sub sistemas de fuertes interacciones poblacionales, posiblemente incluyendo el efecto Allee (Allee, 1932; Allee & Park, 1939) que interactúan débilmente con otros componentes del ecosistema (Berryman, 2003; Royama, 1992).

La lluvia, tanto en cantidad como en su patrón de distribución, y las consecuentes fluctuaciones de la productividad fueron fundamentales para las especies. Cuando llovía poco las abundancias bajaban y viceversa. Esto contrasta con lo encontrado para *Necromys lasiurus* en una sabana tropical brasileña cuya población dependía de la temperatura y no de la lluvia, excepto en casos extremos de precipitación (Magnusson *et al.*, 2010). Otros pequeños mamíferos de bosques templados y pastizales del hemisferio norte muestran, como en este estudio, una estrecha relación con la precipitación y la productividad (Bronson, 2009; Brown *et al.*, 2001; Lima *et al.*, 2002a, 2002b, 2000c; Reed *et al.*, 2006; Tkadlec & Zejda, 1998). Esta relación es muy intensa en especies de zonas áridas, que también presentan dinámicas simples (Lima *et al.*, 2008a). En Sudamérica los pequeños mamíferos también tienen una relación muy cercana con el clima y los cambios en la disponibilidad de alimentos; particularmente con El Niño, que causa fuertes cambios demográficos, como las “ratadas”, en las que las poblaciones pueden crecer de manera exponencial de manera muy veloz (Jaksic & Lima, 2003), pero también se han visto otros cambios, como tendencias poblacionales negativas generadas por el clima

(Lima, 2001; Lima *et al.*, 1996, 1999, 2001a, 2001b, 2002a, 2002c, 2003, 2006a, 2006b; Lima & Jaksic, 1998, 1999). Lo mismo se ha observado en otros lugares del hemisferio sur, como Nueva Zelanda (Choquenot & Ruscoe, 2000), aunque también se ha encontrado que los factores estocásticos y densodependientes regulan las poblaciones de roedores africanos (Leirs *et al.*, 1996, 1997; Sluydts *et al.*, 2007).

Las tendencias poblacionales negativas también las observamos para *Liomys pictus* y *Nyctomys sumichrasti* en la selva mediana y para roedores del desierto de Chihuahua, donde la precipitación es el recurso limitante (Lima *et al.*, 2008a; Ernest *et al.*, 2000). Estas disminuciones poblacionales son preocupantes, particularmente para *Liomys pictus*, por mucho la especie más abundante de ambos hábitats, que si se perdiera causaría una importante disminución de la diversidad funcional de la región o la colonización de especies invasivas (Brown, 2014; Brown & Munger, 1985; Ceballos & Brown, 1995; Ceballos & Ehrlich, 2006; Ceballos *et al.*, 1990, 1998; 2002; Ceballos & García, 1995; Ceballos & Rodríguez, 1993; Holmgren *et al.*, 2001; Hughes, 2003; Ernest *et al.*, 2000). Conservar Chamela como un área protegida es fundamental, porque, puede funcionar como refugio para mitigar los efectos de la disrupción climática global para áreas adyacentes, ya perturbadas (Ceballos & García, 1995; Ceballos *et al.*, 1998, 2002; Eigendrod *et al.*, 2015; Hughes, 2003; Parmesan, 2006; Sheil, 2001).

La dinámica poblacional de *Liomys pictus* difirió entre hábitats en la magnitud de los factores que la causan, aunque sean los mismos en ambos sitios. Esto es debido a que, a pesar de que la selva baja caducifolia y la selva mediana subperenifolia son hábitats contiguos y que se encuentran bajo el

mismo microclima existen diferencias en su inclinación y condiciones de los tipos de suelo presentes, que generan cambios en la dinámica hídrica de ambos hábitats. Mientras en la selva mediana el suelo se mantiene húmedo más tiempo después de terminada la época de lluvias, en la selva baja la pendiente y el suelo, más somero y pedregoso, hace que el agua se pierda más rápido, causando una fenología vegetal mucho más marcada, que modifica la dinámica poblacional de *Liomys pictus* (Anaya *et al.*, 2012; Bullock & Solís-Magallanes, 1990; Galicia *et al.*, 1999; Lott *et al.*, 1987; Maass *et al.*, 2002, 2005; Maass & Burgos, 2011).

Esto es notorio, particularmente porque *Liomys pictus* es un heterómido y, por lo tanto, tiene características fisiológicas y ecológicas para sobrevivir en medios más áridos que las demás especies de la comunidad, por lo que puede mantener densidades más altas en selva baja que en selva mediana, algo que ninguna otra especie puede hacer (Brylski, 1993; Ceballos, 1990; Domínguez-Castellanos & Ceballos, 2005; Flemming, 1974a, 1974b, 1975, 1977; Hudson & Rummel, 1966; Jones, 1985, 1993; Mason-Romo, 2009; Sánchez-Cordero & Flemming, 1993).

Los eventos climáticos extremos dejaron una profunda huella en la comunidad de pequeños mamíferos de Chamela, efectos ya vistos en otros grupos y hábitats. Las lluvias atípicas de enero de 1992 diezmaron la población de *Peromyscus perfulvus* y *Liomys pictus*, ésta última fue extirpada por más de año y medio de la selva baja caducifolia debido a que la segunda “temporada de lluvia” causó que la fenología de los árboles se modificara y que las semillas, de las que se alimenta estrictamente (Flemming 1974a) y que son muy abundantes en esa época del año, fueron arrastradas por las tormentas, dejando a la especie sin alimento y acabando con su población. Esto también se ha observado en el

desierto Chihuahuense, donde otros heterómidos han sido extirpados de los sitios por inundaciones atípicas (Bowers & Brown, 1982; Brown *et al.*, 2001; Lima *et al.*, 2008; Matson & Christian, 1977; Thibault & Brown, 2008; Valone *et al.*, 1995).

La población de *Liomys pictus* fue resiliente y se recuperó, posiblemente porque individuos de la selva mediana, que no se vieron afectados por los fenómenos atípicos de 1992, hayan colonizado la selva baja. Eso es algo que en el desierto de Chihuahua no sucedió, ahí el ambiente fue colonizado por otra especie con funciones ecológicas parecidas que “suplió” el rol de la extirpada (Thibault *et al.*, 2010). Los eventos climáticos extremos favorecen la llegada y el éxito de especies invasivas y oportunistas como *Oryzomys melanotis* and *Oryzomys mexicanus*, que aumentaron notoriamente sus abundancias gracias a eventos extremos como los de 1992 y 2004-2005. El huracán Jova (2011) también tuvo resultados dramáticos sobre las dinámicas de las especies, pues todas las abundancias se vieron afectadas negativamente.

Al proyectar las dinámicas poblacionales al decremento en el patrón regional de precipitación esperado por el IPCC (2013) encontramos que dicha reducción en la precipitación afectaría de manera diferencial a las poblaciones. Existen algunas que son altamente resistentes a las bajas precipitaciones esperadas (*Liomys pictus* y *Nyctomys sumichrasti*) y que parece ser que tendrán disminuciones menores debido a estos eventos. Mientras que otras, como *Oryzomys melanotis* y *Oryzomys mexicanus* se verán profundamente afectadas en sus dinámicas, particularmente en su capacidad oportunista e invasiva de aumentar masivamente sus tamaños poblacionales y colonizar sitios cuando la precipitación es particularmente alta. Al mismo tiempo el resto, *Peromyscus*

perfulvus y *Osgoodomys banderanus* se verían particularmente afectados en las partes de menor abundancia de sus dinámicas poblacionales, incrementando de manera importante el riesgo de ser extirpadas por sequías prolongadas, como las que se proyectan en los modelos de cambio climático (IPCC, 2013).

Los eventos climáticos extremos ya dejaron de ser proyecciones y ahora son una dolorosa realidad (Hughes, 2000; Parmesan, 2006; Walther *et al.*, 2002) que ha costado decenas de miles de vidas de pequeños mamíferos en todo el mundo (Jones *et al.*, 2009; Lučan, *et al.*, 2013; Magnusson *et al.*, 2010; Sherwin *et al.*, 2013; Welbergen *et al.*, 2008; Williams *et al.*, 2003). Este estudio aporta información valiosa sobre como este tipo de eventos afectan la biodiversidad de las selvas tropicales, hasta ahora desconocido. Aunque el ejemplo más cercano lo podrían proveer Brown y Gurevitch (2004) que comparan datos de diversidad en Madagascar después de décadas de deforestación, encontrando una importante disminución en la diversidad biológica, pero sin una serie de tiempo de esas décadas, si no datos puntuales del inicio y final del periodo.

Las especies con distribuciones restringidas, con capacidad limitada para dispersarse, con nichos reducidos y que habiten regiones altamente amenazadas por factores antropogénicos, son las más amenazadas por la disrupción climática global (Levinsky *et al.*, 2007; Moore *et al.*, 2008; Moritz *et al.*, 2008; Santos *et al.*, 2015; Schloss *et al.*, 2012; Walther *et al.*, 2002). Los pequeños mamíferos de las selvas secas de México tienen, en su mayoría, esas características, lo que los hace mucho más vulnerables (Ceballos & Brown, 1995; Ceballos & Ehrlich, 2006; Ceballos *et al.*, 1990, 1998; 2002; Ceballos & García, 1995; Ceballos & Rodríguez, 1993; Holmgren *et al.*, 2001; Hughes, 2003). Ante este complejo escenario nos urge a investigar, ampliar y proteger las selvas

secas de México para que puedan estar mejor protegidas antes este tipo de eventos (Eigenbrod *et al.*, 2015).

Las interacciones interespecíficas son el factor menos importante en la dinámica. *O. melanotis*, es la única especie que compite con las demás, es invasiva y oportunista, y genera un efecto negativo en las dinámicas de *Liomys pictus* and *Peromyscus perfulvus*, las dos especies afectadas por los eventos extremos, que benefician a ambas especies de *Oryzomys*. Las especies arbóreas y semi arbóreas (*Nyctomys sumichrasti*, *Osgoodomys banderanus* y *Peromyscus perfulvus*) presentan dinámicas coincidentes y son positivas la una a la otra, como ya se había reportado antes (Ceballos, 1990, Ceballos & Oliva, 2005; Domínguez-Castellanos *et al.*, 2007; Peña *et al.*, 2005).

Es importante seguir estudiando las dinámicas de los pequeños mamíferos de la región y relacionarlas con las de otros grupos, como las aves, pues se ha publicado que la abundancia de los primeros afecta la de las últimas, como en el caso de los lemmings, cuyas erupciones poblacionales afectan indirectamente a las aves playeras disminuyendo notablemente sus poblaciones (Blomquist *et al.*, 2002). Algo parecido sucede al aumentar la abundancia de los lirones, debido al clima y la productividad, al ocupar cavidades utilizadas por aves y, por lo tanto, disminuir sus poblaciones (Adamík & Král, 2008).

Conclusiones

- Las dinámicas poblacionales de los roedores de las dos selvas estudiadas son extraordinariamente simples y dependen, en general, de factores intrapoblacionales y de la precipitación, tanto directa como indirectamente, vía los cambios en la productividad primaria.
- La magnitud de los factores (aunque sean los mismos) que determinan las dinámicas poblacionales de *Liomys pictus* en ambas selvas son de distinta magnitud: en selva mediana la competencia intraespecífica es intensa y en la selva baja la lluvia (normal y atípica) es primordial.
- La productividad primaria es un buen *proxy* para algunas de las especies, pero no para aquellas influenciadas directamente por la precipitación.
- Los eventos climáticos extremos (como las lluvias de enero de 1992) causan enormes disturbios en las especies, que van desde el colapso de poblaciones y su extirpación hasta el aumento de las poblaciones de especies invasivas y oportunistas (ambos *Oryzomys*).
- Las selvas bien conservadas (como Chamela) son un importante reservorio para conservar la biodiversidad y sus funciones en la crisis climática actual, pues las especies, de pequeños mamíferos, presentan una gran resiliencia aun a eventos catastróficos.
- Estos modelos matemáticos simples describen correctamente la dinámica poblacional de las especies, los factores que la causan y son capaces de generar proyecciones robustas que pueden ser invaluable para conservar la biodiversidad, particularmente debido a la actual disrupción climática global.

**CAPÍTULO 2: DIVERSIDAD FUNCIONAL DE LOS
PEQUEÑOS MAMÍFEROS DE DOS AMBIENTES
CONTRASTANTES EN ESTACIONALIDAD**

Resumen

Entender los efectos del clima sobre la diversidad taxonómica y funcional un objetivo central de la ecología. Y es urgente, debido a que la actual disrupción climática global genera aumento en la temperatura, cambios en los patrones de precipitación y mayor probabilidad de eventos climáticos extremos. Conocemos los factores que causan la diversidad de los mamíferos en la región templada, pero no así para los trópicos –la región más diversa y llena de especies endémicas y amenazadas. Este es el primer estudio de largo plazo que busca entender los factores que generan la diversidad taxonómica y funcional de mamíferos tropicales. Exploramos la relación entre la riqueza, la abundancia y la biomasa comparándolas contra un modelo nulo, la temperatura y la precipitación, en dos selvas tropicales contiguas, y fenológicamente distintas. Los patrones de precipitación y los eventos climáticos extremos son los causantes de la diversidad funcional y taxonómica, su influencia es mayor en la selva baja caducifolia que en la selva mediana subperenifolia, que mantiene un ensamblaje más rico, diverso, equitativo y resiliente. Estas selvas –los ambientes terrestres más amenazados del mundo.

Introducción y planteamiento del problema

Entender cuáles son los factores que causan la biodiversidad ha sido un objetivo central de la ecología desde sus inicios (Brown, 1971, 2014; Connor & Simberloff, 1979; Diamond, 1975; Keddy, 1992; Lawton, 1999; Mc Arthur & Wilson, 1967; Sanderson *et al.*, 2009; Weither & Keddy, 1999). La actual crisis climática antropocéntrica hace que entender los procesos detrás de la diversidad biológica sea urgente, porque está causando cambios en las condiciones actuales del planeta, tales como aumento de la temperatura global, cambios en los patrones de la lluvia a nivel mundial y un notable incremento en la probabilidad de eventos climáticos extremos, como huracanes fuertes o sequías prolongadas (Cook *et al.*, 2015; Easterling *et al.*, 2000; IPCC, 2013; Mily *et al.*, 2005; Knutson *et al.*, 2010; Seager *et al.*, 2007; Sheffield *et al.*, 2012; Wright *et al.*, 1999).

Estas, otrora predicciones, hoy en día son una dramática realidad que afecta a la biodiversidad de formas anteriormente no predecibles, causando extinciones, cambios en dominancias, en distribución, invasión de especies y explosiones poblacionales (Ceballos *et al.*, 2015; De Valpine & Harte, 2001; Easterling *et al.*, 2000; Eigenbrod *et al.*, 2015; Harte & Shaw, 1995; Hughes *et al.*, 2012; Hughes, 2000, 2003; Jaksic & Lima, 2003; Jones *et al.*, 2009; Keith *et al.*, 2008; Klein *et al.*, 2004; Lučan *et al.*, 2013; Magnusson *et al.*, 2010; McLaughlin *et al.*, 2002a, 2000b; McMenamin *et al.*, 2008; Moore & Huntington, 2008; Moritz *et al.*, 2008; Nicholls *et al.*, 1998; Rowe *et al.*, 2010; Parmesan, 2006; Pimm & Raven, 2000; Sæther *et al.*, 2000, 2003; Saitoh *et al.*, 1999; Schloss *et al.*, 2012; Sherwin *et al.*, 2013; Thibault & Brown, 2008; Thibault *et al.*, 2010;

Valone *et al.*, 1995; Valone & Brown, 1995; Welbergen *et al.*, 2008). Los efectos de los eventos climáticos extremos en la biodiversidad es uno de los efectos menos estudiados, y que más urge conocer, de la disrupción climática global (Keith *et al.*, 2008; Parmesan, 2006).

La disrupción climática global no afecta a todas las especies de la misma manera, las más amenazadas son aquellas que tienen limitantes en su dispersión, viven en ambientes amenazados por otras causas antropocéntricas, que son endémicas o con distribución restringida, son especializadas y tienen poblaciones pequeñas (Ceballos & Brown, 1995; Ceballos & Ehrlich, 2006; Ceballos *et al.*, 2015; Brown 1971, 2014; Davidson *et al.*, 2009; De Valpine & Harte, 2001; Eigenbrod *et al.*, 2015; Hughes *et al.*, 2012; Hughes 2000; Humphries *et al.*, 2004; Jenouvrier *et al.*, 2009; Leaper *et al.*, 2006; Learmonth *et al.*, 2006; McMahon & Hays, 2006; Moore & Huntington, 2008; Moritz *et al.*, 2008; Nicholls *et al.*, 1998; Parmesan, 2006; Peterson *et al.*, 2015; Rowe *et al.*, 2010; Sandel *et al.*, 2011; Schloss *et al.*, 2012; Shaver *et al.*, 2000; Verborgh *et al.*, 2009). La mayoría de las especies tropicales tienen estas características, por lo cual son las especies más vulnerables (Ceballos *et al.*, 2015; Hughes *et al.*, 2012; Janzen, 1971, 1982a, 1982b, 1986a, 1988; Magnusson *et al.*, 2010; Parmesan, 2006; Schloss *et al.*, 2012). Si a eso le sumamos la velocidad de dichas amenazas esto pone a las especies, particularmente las endémicas, en peligro crítico (Sandel *et al.*, 2011).

La diversidad funcional es el conjunto de los componentes que influyen en el funcionamiento de los ecosistemas (Bengtsson, 1998; Díaz & Cabido, 2001; Hooper *et al.*, 2005; Mason *et al.*, 2005, 2008; Naeem *et al.*, 1994; Petchey & Gaston, 2002a, 2006; Petchey, 2003; Tilman 2001; Villéger *et al.*, 2008). Las

diferencias funcionales entre las especies de una comunidad son un factor fundamental de los procesos ecosistémicos (Bengtsson, 1998; Chapin *et al.*, 2000; Díaz & Cabido, 2001; Loreau, 1998; Maass *et al.*, 2002, 2005, Petchey & Gaston, 2002a, 2006; Petchey, 2003; Tilman, 1999). Las especies endémicas tienen características funcionales únicas que mantienen el funcionamiento de los ecosistemas que habitan (Ceballos *et al.*, 2015; Brown, 2014, De Valpine & Harte, 2001; Jones *et al.*, 2009). Perder estas especies, y sus funciones, puede desencadenar graves problemas de conservación (Ceballos *et al.*, 2015; Petchey & Gaston, 2002b).

Los factores que causan la diversidad (tanto taxonómica como funcional) pueden ser: el azar (procesos estocásticos), interacciones biológicas o filtros ambientales (Díaz & Cabido, 2001; Harte, 1999, 2003; Petchey & Gaston, 2002a, 2002b; Villéger *et al.*, 2008). Para entender la importancia relativa de estos factores se genera un modelo nulo, que pasaría si las especies contribuyeran por igual al ensamblaje, independientemente de sus características, y se compara con los datos de campo. En ensamblajes dominados por competencia interespecífica los valores de diversidad funcional serán consistentemente más altos que el promedio del modelo nulo y aquellos ensamblajes dominados por filtros climáticos saldrán consistentemente por debajo (Díaz & Cabido, 1997, 2001; Farías & Jaksic, 2011; Lotka, 1925; Naeem & Wright, 2003; Petchey *et al.*, 2007; Petchey & Gaston, 2002a, 2002b; Weiher & Keddy, 1999).

La diversidad funcional, comparativamente con la diversidad taxonómica, ha sido poco estudiada y los métodos para su cuantificación están menos desarrollados (Botta-Dukát, 2005; Loreau *et al.*, 2002; Petchey & Gaston, 2002a, 2006; Villéger *et al.*, 2008). La diversidad funcional en plantas ha sido más

estudiada que en los animales (Petchey & Gaston, 2002a, 2006), en el caso de los mamíferos existen muy pocos trabajos sobre su diversidad funcional (i. e. Blackburn *et al.*, 2005; Dayan & Simberloff, 1994; Jaksic & Medel, 1990; Stevens *et al.*, 2003). Nuestro conocimiento se basa, en su mayoría en estudios de corto plazo y bibliográficos, que no incluyen datos demográficos de las especies (Aarssen, 1977, Berryman, 1992; Ehrlich & Murphy, 1987; Franklin, 1989; ILTER Networks, 2000; Tilman, 1989; Sharov, 1992) La inmensa mayoría de esos estudios fueron realizados en hábitats de la región templada (Chapin *et al.*, 2000; Díaz & Cabido, 1997, 2001; Mason *et al.*, 2005, 2008; Naeem *et al.*, 1994; Levinsky *et al.*, 2007; Liebhold & Kamata, 2000; Liebhold *et al.*, 2006; Lima & Berryman, 2006; Loreau, 1998; Ludwig *et al.*, 2006; Madsen & Shine, 1999; Meyer *et al.*, 1998; Norrdahl & Korpimäki, 2002; Oro *et al.*, 2004; Orrock *et al.*, 2000; Ozgul *et al.*, 2004; Petchey & Gaston, 2002a, 2006, 2007; Ranta *et al.*, 1995, 1997; Rouyer *et al.*, 2008; Schaffer & Tamarin, 1973; Stinge *et al.*, 2007; Stoddart *et al.*, 2001; Tilman 1999; Tkadlec & Zejda, 1998; Tkadlec & Stenseth, 2001; Watson *et al.*, 2000; Yoccoz *et al.*, 1998), pero existen excepciones (Farías & Jaksic, 2007, 2011; Harte *et al.*, 2005; Milner-Gullan *et al.*, 1993).

La elección del índice de diversidad funcional que se utilizará es crucial para conocer la diversidad funcional del grupo con el que se trabaja, pues de esa elección dependen las conclusiones del estudio (Poos *et al.*, 2009; Villéger *et al.*, 2008). Existen dos tipos de métodos, los que toman en cuenta la abundancia de las especies para su cálculo (“weighted índices”), que consistentemente subestiman a las especies raras y los índices monotónicos, que tienen a estimar mejor a las especies raras (Walker *et al.*, 2008).

Las causas de la diversidad funcional de los mamíferos tropicales –los

más diversos y amenazados-, muchos de ellos endémicos, han sido ignoradas. México es el lugar ideal para estudiar estas causas, debido a que es el único país continental con más mamíferos endémicos de lo esperado por su tamaño, de sus más de 525 especies de mamíferos arriba de 200 son endémicas. La gran mayoría de estas especies endémicas son pequeños mamíferos, solamente más del 70% son roedores, como *Rheomys mexicanus* y *Xenomys nelsoni* (Ceballos & Brown, 1995). Las regiones de mayor riqueza y diversidad de especies de mamíferos son las selvas húmedas del sureste y las selvas secas de la costa occidental de México. Regiones que, desafortunadamente, están sujetas a enormes tasas de deforestación, cambios de uso de suelo irracionales, desde agropecuarios hasta hoteleros. Por eso estas, las más diversas, regiones también son las más amenazadas (Ceballos & Ehrlich, 2006; Ceballos & García, 1995; Ceballos *et al.*, 1998; Medellín & Soberón, 1998).

Las selvas secas del occidente de México son altamente estacionales y las condiciones ambientales varían altitudinalmente desde las riberas de los arroyos y ríos, selva mediana subperenifolia, hasta las lomas adyacentes, cubiertas por selva baja caducifolia. Para la región de Chamela más del 60% de las especies de pequeños mamíferos registradas son endémicas de México, junto con cuatro géneros monotípicos (Ceballos & Miranda, 1986, 2000; Ceballos & Oliva, 2005).

Aunque sabemos que las causas generales de la diversidad en México incluyen los factores geográficos, históricos, climáticos y bióticos (Ceballos & Brown, 1995, Ceballos & Ehrlich, 2006; Ceballos & García, 1995; Ceballos *et al.*, 1998; Medellín & Soberón, 1998) ignoramos cómo funcionan esos factores a escalas locales y con datos de largo plazo.

Objetivo

El objetivo de este capítulo es comprender la influencia relativa de los factores que generan la extraordinaria diversidad de especies endémicas de los dos tipos de vegetación dominantes en Chamela (selva baja caducifolia y selva mediana subperenifolia). Para lograrlo utilizamos 19 años de datos de campo, una base de caracteres funcionales y los comparamos contra un modelo nulo, lo cual nos permite contestar las siguientes preguntas:

Objetivos particulares

- I. ¿La diversidad funcional varía de acuerdo con la riqueza taxonómica (al azar) o es generada por factores determinísticos como filtros ambientales o interacciones interespecíficas?
- II. ¿La importancia relativa de los factores es distinta entre hábitats (la relevancia de los factores determinísticos depende de las diferencias en las condiciones micro ambientales entre tipos de selvas)?
- III. Si la diversidad funcional es causada por el clima, ¿qué efecto tendrán los eventos climáticos extremos (diferirán entre tipos de vegetación)?
- IV. ¿Existe redundancia funcional entre las especies, particularmente las endémicas, o muestran funciones ecológicas complementarias?

Hipótesis

- La estacionalidad climática de ambos tipos de vegetación, así como la marcada variabilidad interanual serán el principal factor de la diversidad funcional de los pequeños mamíferos de Chamela.
- La selva baja caducifolia tendrá valores más bajos de diversidad funcional a lo largo del tiempo por la baja equitatividad de la comunidad de pequeños mamíferos y la elevada abundancia relativa de *Liomys pictus* (+90%) que la selva mediana subperenifolia, la cual tendrá una mayor diversidad funcional.
- Los cambios en la diversidad taxonómica, causados por cambios en la precipitación anual generarán una modificación de la diversidad funcional solamente cuando las especies ausentes o presentes sean funcionalmente distintas a las presentes en la comunidad en el momento anterior.
- Por lo tanto, la ausencia o presencia de especies con usos similares de hábitat (i. e. arborícolas o semi arborícolas) causará cambios en la diversidad funcional por ser especies complementarias y no redundantes ecológicamente (Naeem, 1998; Thibault *et al.*, 2011; Rosenfield, 2002).

Estrategias y métodos

Debido a la naturaleza de los métodos utilizados en este capítulo (no es importante que la especie no tenga abundancias altas o sea representada a lo largo de la serie de tiempo) pudimos analizar todas las especies capturadas en los muestreos de campo, desde 1990 a 2007 y 2012. Lo que si resulta crucial es utilizar un método que tome en cuenta y no subestime las abundancias de las especies raras, debido a que varias de las especies analizadas son extremadamente poco abundantes (Walker *et al.*, 2008). Lo cual realizamos tomando en cuenta las sugerencias publicadas por diversos autores (e. g. Lavorel *et al.*, 2008; Luck *et al.*, 2012; Walker *et al.*, 2008)

Tabla de características funcionales

Siguiendo a Petchey y Gaston (2002a, 2002b y 2006) y a Farías y Jaksic (2011) se recopiló una base de datos de atributos funcionales para determinar la diversidad funcional de la comunidad de los pequeños mamíferos de Chamela. La base de caracteres, o atributos funcionales incluyó toda la información disponible sobre la ecología y conservación de las especies y esos datos fueron transformados en características multivariadas para poder ser utilizadas comparando las proporciones de uso de cada variable.

Junto con esa base funcional se calcularon las abundancias de cada especie por tipo de vegetación, así como su biomasa individual promedio (Anexo 22). Se utilizó la media aritmética como medida de tendencia central debido a que la distribución de los datos fue mayormente simétrica y no presentó colas

pesadas hacia ningún extremo, de otro modo la media armónica hubiera sido la opción a utilizar (Farías, comunicación personal). Los datos de selva baja está en el Anexo 23 y los de selva mediana en el Anexo 24.

Análisis de coordenadas principales

Para definir cuáles de las variables son las de mayor importancia y reducir las que estén correlacionadas entre sí, se redujo la dimensionalidad de cada uno de estos rasgos multivariados mediante análisis de coordenadas principales (PCoA) de cada rasgo (Legendre & Legendre, 2012), utilizando la función *capscale* del paquete *vegan* (Oksanen *et al.*, 2013), dentro del ambiente estadístico de R (R Core Team, 2013). Los análisis de coordenadas principales se generaron con base en matrices de distancia euclidiana de cada variable entre especies que se generaron utilizando la función *dist* del mismo paquete *vegan*. Se seleccionaron los ejes principales del espacio multivariado que explican la mayor parte (>75%) de la variabilidad observada, reduciéndose cada rasgo multivariado a un número menor de ejes ortogonales, con los cuales se generó una nueva matriz de ocurrencia (T), donde los ejes seleccionados para cada uno de los rasgos multivariados y la biomasa de las especies constituyen nuevos rasgos funcionales.

Matriz de distancias funcionales

A partir de la matriz T se creó una matriz de distancia funcional entre las especies, calculando la distancia de Gower (Gower, 1966, 1971, 1985; Legendre

& Legendre, 2012; Petchey & Gaston, 2007; Podani, 1999) con la función *gowdis* del paquete *FD* (Lalibertè & Shipley, 2011):

Donde $X = \{X_{ij}\}$ es una matriz con n objetos (filas) y m variables (columnas), que es transformada en G_{jk} , la matriz de similitud de Gower entre objetos j y k , que es calculada como:

$$G_{jk} = \text{sum}(W_{ijk} * S_{ijk}) / \text{sum}(W_{ijk})$$

W_{ijk} es el peso de la variable l para el par de datos j - k , y S_{ijk} es la similitud parcial de la variable l para el mismo par de datos, y donde $W_{ijk} = 0$ y los objetos j y k no pueden ser comparados porque X_{ij} o X_{ik} son desconocidos.

Para el cálculo de esta matriz de distancia se incluyó un vector (W) de ponderación para cada variable, de modo que cada rasgo (univariado o multivariado) tenga el mismo peso en el dendrograma final de distancia funcional (LaLiberté & Legendre, 2010).

Debido a que, después de 20 años de muestreo en los cuales no se han encontrado especies nuevas, podemos claramente asumir que conocemos a todas las especies que conforman el ensamblaje utilizamos la metodología de generación de los dendrogramas propuesta por Petchey y Gaston (2002), misma que da mejores resultados cuando se cumple el supuesto de conocer todas las especies de la comunidad (LaLiberté & Legendre, 2010; Poos *et al.*, 2009).

Modelo nulo

Posteriormente se determinó la relación entre la diversidad funcional y

específica, con las variables climáticas y las interacciones interespecíficas en los dos distintos tipos de vegetación (selva baja y selva mediana), para lo cual se crearon modelos de disminución de la diversidad en tres condiciones: al azar, debido a condiciones climáticas o interacciones interespecíficas. Estos modelos permiten conocer cuáles son los procesos que generan la diversidad de los pequeños mamíferos de las selvas secas del occidente de México.

Esto se logró creando una matriz donde cada fila represente un ensamblaje simulado de especies con 1 para las presencias y 0 para las ausencias, para asegurar la igual representatividad de las especies en la simulación se generaron trayectorias de extinción, que comenzaron de un ensamblaje teórico en el que todas las especies estuvieron presentes y se fueron eliminando al azar una especie a la vez, hasta que solo quedara una, y en cada paso obtuvimos un ensamblaje nuevo (fila nueva) con una especie menos, hasta solo quedar con una.

Este proceso se iteró 1000 veces obteniendo así $1+1000$ (S-1) filas, de las cuales solo la primera representa el ensamblaje completo y las restantes todos los ensamblajes de S-1 a una especie que fueron generados durante la simulación. Para el caso de nuestros datos, en el que se realizó con 13 especies se generaron 12,001 ensamblajes (es importante recordar que el valor de diversidad funcional de uno de ellos es único porque es el ensamblaje teórico con todas las especies) y los otros 12,000 representan las 1000 trayectorias de extinción. De esta manera, se obtuvimos 1000 valores de diversidad funcional para cada valor de riqueza de especies, desde 1 a S-1 (en este caso los 1000 valores correspondientes a riqueza 1 son todos por definición iguales a 0; i.e. la diversidad funcional es cero cuando existe una única especie).

Para realizar esta simulación se crearon dos funciones:

1. **ExtTrj**: Simula una trayectoria de extinción aleatoria a partir de un vector de valores '1' (argumento 'v') cuyo largo es igual a la riqueza inicial, devolviendo una matriz donde en cada fila uno de los '1' de la columna anterior se convierte en '0' en forma aleatoria con una probabilidad dada por el vector 'prob' (la primera fila está compuesta íntegramente por valores '1' representando el sistema antes de que ocurra extinciones).

En el caso de esta función 'prob' es un vector de 1s, por lo que todas las especies tienen la misma probabilidad de extinción.

```
ExtTrj<-function(v,prob){vi<-1:(length(v)-1);V<-  
rbind(v,matrix(1,ncol=length(v),nrow=(length(v)-1))) ; for(i in vi){V[i+1,]<-V[i,] ;  
i1s<-which(V[i,]==1,arr.ind=TRUE) ; pi1s<-prob[i1s] ; i0<-  
sample(i1s,1,prob=pi1s) ; V[i+1,i0]<-0} ; V<-V}
```

2. **RExtTrj**: función que repite 'iter' veces el proceso en 'ExtTrj'. Los resultados de cada trayectoria de extinción se pegan debajo de la anterior, en la matriz final (nº de filas: 1+iter*[S-1]):

```
RExtTrj <- function(v,prob,iter){V0<-v ; for(i in 1:iter){Vi<-ExtTrj(v,prob) ; V0<-  
rbind(V0,Vi[-1,])} ; V0<-V0}
```

Cálculo de la diversidad funcional

Posteriormente creamos matrices de ocurrencia y abundancia, (en un caso determinada como el número de individuos y en otro como la biomasa de cada especie), de la comunidad de pequeños mamíferos, mismas que usamos para calcular la diversidad funcional (utilizando el índice de diversidad funcional

(FDis) de Laliberté & Legendre (2010) como medida de la diversidad funcional. Para cada tipo de vegetación (usando la abundancia o biomasa) y de riqueza funcional (usando las ocurrencias) con la fórmula *dbFD* del paquete FD (Laliberté & Shipley, 2011), utilizando, también, la matriz de distancias de Gower (generada anteriormente) y utilizando la corrección '*lingoes*' por si existieran ejes negativos, no euclidianos, en la matriz (Gower, 1971).

Es importante tomar en cuenta que cuando todas las especies tienen la misma abundancia relativa, los valores de riqueza y diversidad funcional calculados a partir del índice FDis son iguales. Por lo tanto, los cálculos realizados para el modelo nulo (M0), aunque representan los valores esperados de riqueza funcional (FDis) para cada nivel de riqueza taxonómica (S), también representan los valores de diversidad funcional esperados para el caso en que todas las especies tienen la misma abundancia relativa. Entonces, los valores de FDis para el modelo nulo se usan como referencia tanto para la riqueza funcional obtenida a partir de las matrices de incidencia como para la diversidad funcional obtenida a partir de las matrices de abundancia relativa en número y en biomasa.

Comparación del modelo nulo con los datos de campo

Posteriormente a la generación de los modelos de diversidad funcional estos fueron graficados para obtener, por un lado, los cambios a lo largo del tiempo del índice de diversidad funcional (FDis, Laliberté & Legendre, 2010), y por otro lado el análisis gráfico de los procesos que generan dicha diversidad funcional.

En las gráficas, una para incidencia, otra para abundancia y otra para

biomasa, se muestran los resultados esperados de los modelos nulos y los de los datos reales de campo, si los últimos coinciden con los modelos nulos significa que tanto ese valor está determinado por condiciones estocásticas, si están por encima de la media significa que el proceso dominante son las interacciones interespecíficas y si está por debajo de la media de los modelos nulos quiere decir que los procesos son generados por un filtro ambiental, climático y que tanto la estructura de la comunidad como su diversidad funcional no dependen del azar, sino de forzamientos abióticos.

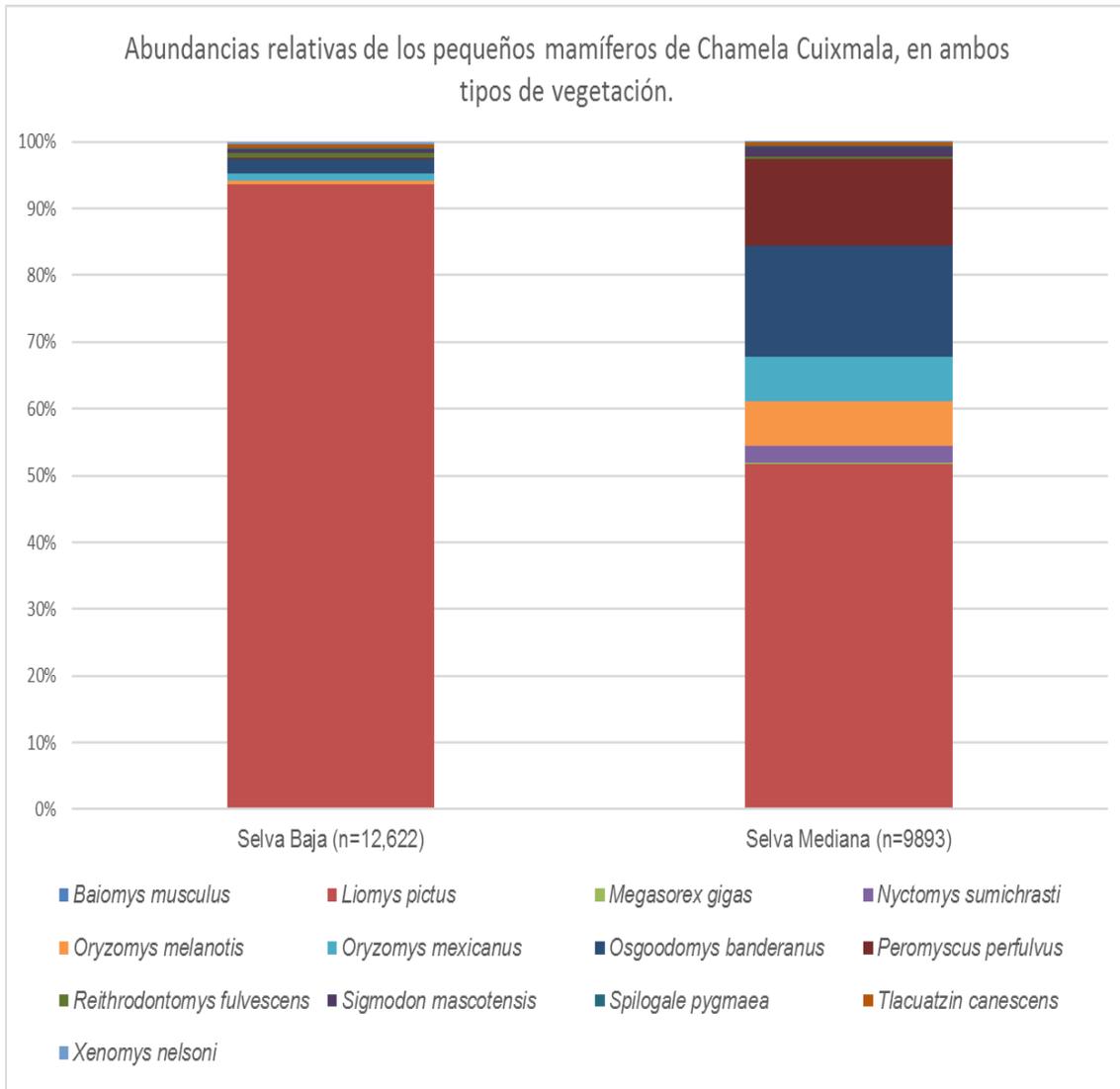


Resultados

Debido a la naturaleza de los análisis de diversidad funcional, tanto la presencia como la ausencia de una especie en el ensamblaje, son importantes para determinar la diversidad funcional del mismo y como no existe problemática al utilizar especies con muy pocos datos (a diferencia de los otros dos capítulos de esta tesis, en los que solo se pueden modelar las especies más abundantes). En este capítulo se utilizan todas las especies capturadas durante el trabajo de campo independientemente de su abundancia. (Abreviaturas en el Anexo 26).

Se capturaron (incluyendo recapturas) 12,622 individuos en selva baja caducifolia y 9893 en selva mediana subperenifolia. A pesar de que se encontraron más especies en selva baja que en selva mediana esta última tiene mayores densidades de todas las especies, menos *Liomys pictus*, que es la especie más abundante del ensamblaje. Esta especie es más abundante en selva baja que en selva mediana (Figura 30).

Figura 30. Abundancia relativa de los pequeños mamíferos de Chamela, Jalisco. Para ambos tipos de vegetación, selva baja caducifolia y selva mediana subperenifolia.



La matriz de atributos funcionales que se creó para cada especie, incluyendo las variables señaladas en los métodos de este capítulo y transformadas a proporción de uso de cada uno se encuentra en la Figura 31, a partir de esa matriz obtuvimos los valores relativos de cada uno de los tipos de características (Anexo 22).

Figura 31. Base de características funcionales de los pequeños mamíferos de Chamela, Jalisco.

#	Tipo de característica	Características	Tipo de característica			Referencias
1	Hábitat	1.5 Selva baja caducifolia (TDF)	Multivariada	Categórica	Uso proporcional	IUCN, 2013
		1.6 Selva mediana subperenifolia (TML)				
		1.9 Bosque de niebla subtropical/ tropical (TMM)				
		1.4 Bosque templado (TF)				
		4.5 pastizal subtropical/ Tropical (TGL)				
		4.4 Pastizal templado (TemGL)				
		3.5 matorral subtropical/tropical				
		5. Humedal				
13.3 Duna costera						
2	Uso del hábitat	Terrestre	Multivariada	Categórica	Uso proporcional	Arroyo-Cabrales, 2005; Briones, 1991, 1996; Briones & Sánchez-Cordero, 1999; Briones <i>et al.</i> , 2006; Ceballos, 1989, 1990; Ceballos y Miranda, 1986, 2000; Ceballos & Oliva, 2005; Collet <i>et al.</i> , 1975; Domínguez-Castellanos & Ceballos, 2005; Domínguez-Castellanos, 2000; Domínguez-Castellanos <i>et al.</i> , 2007; Genoways & Jones, 1973; Hernández, 2000; López-Forment <i>et al.</i> , 1971; López & Medellín, 2005; Mendoza, 1997, 2002a, 2002b; Mendoza & Miranda, 2002; Miranda y Mendoza, 2002; Peña <i>et al.</i> , 2005; Sánchez-Cordero & Fleming, 1993; Téllez & Medellín, 2005.
		Arbóricola				
		Semi arbóricola				
		Semi acuática				
3	Dieta	Carnívora	Multivariada	Categórica	Uso proporcional	
		Herbívora				
		Frugívora				
		Granívora				
		Insectívora				
4	Actividad	Diurna	Multivariada	Categórica	Uso proporcional	
		Crepuscular				
		Nocturna				
5	Biomasa	Biomasa individual promedio por tipo de vegetación	Promedio aritmético	Logarítmica		Datos de campo

Ejes de coordenadas principales

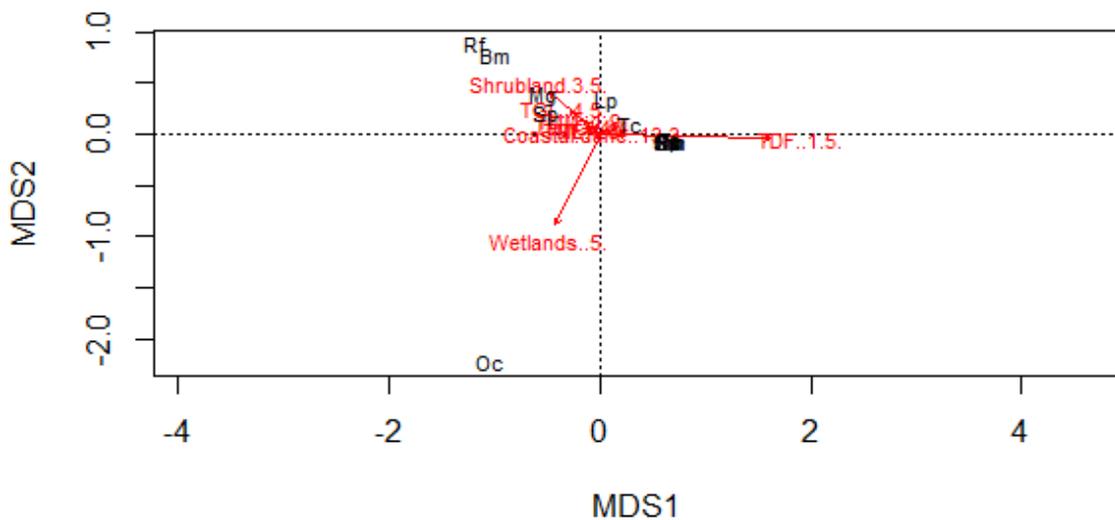
Se realizaron 4 análisis de coordenadas principales (PCoA), uno por cada uno de los datos funcionales definidos (ver métodos de este capítulo). Para cada variable funcional se eligieron los ejes de coordenadas principales que explicaron la mayor cantidad de variabilidad y se graficaron, generaron los siguientes resultados.

Por tipo de vegetación

Este análisis demuestra que las especies con mayor diferencia en el uso de tipos de vegetación incluye, por un lado, a *Oryzomys mexicanus*, que usa de manera muy importante humedales y zonas inundables, contra especies como *Tlacuatzin canescens*, *Xenomys nelsoni* u *Osgoodomys banderanus* que utilizan exclusivamente la selva baja caducifolia como su hábitat (ver Anexos 22 y 23).

El análisis de los tipos de vegetación y la proporción en la que los utilizan los pequeños mamíferos dio como resultado que los ejes principales son la selva baja caducifolia (66%) y los humedales, explicando el 66% (MDS1) y 21.5% (MDS2), respectivamente. (Ver Figura 32)

Figura 32. Gráfica del PCoA generado con la proporción de uso de diversos tipos de vegetación (IUCN, 2013) por los pequeños mamíferos (letras en negro) de Chamela. (abreviaturas en el Anexo 26). Dependiendo de su uso de los distintos tipos de vegetación (en letras rojas): Selva baja caducifolia (TDF); selva mediana subperenifolia (TML); Selva tropical de montaña (TMM); bosque templado (TF); matorral (shrubland); pastizal tropical (TGL); pastizal templado (TemGL); humedal (wetlands); duna costera (coastal dune). Datos en el Anexo 27.

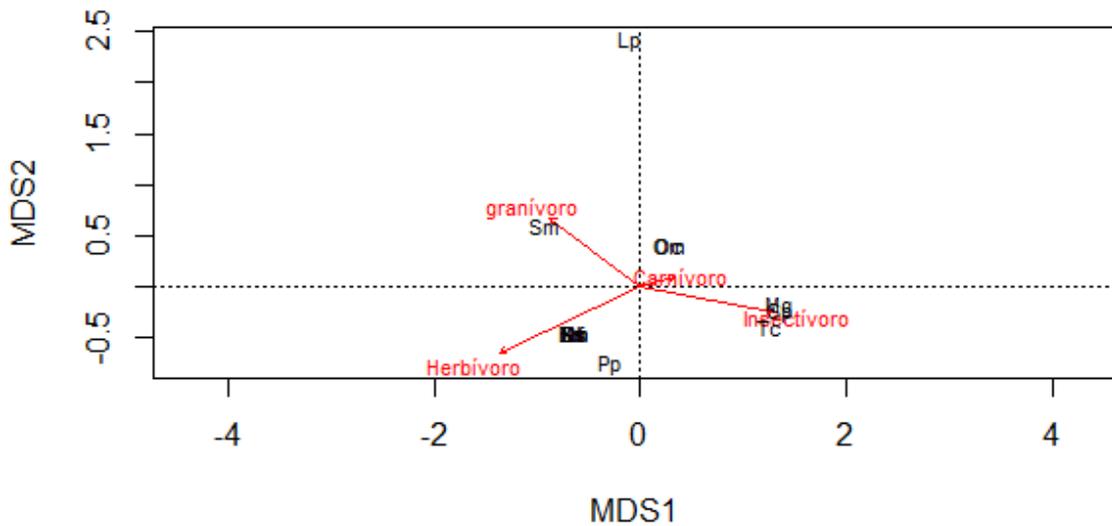


Dieta

En este análisis encontramos que el eje principal es la división entre *Liomys pictus*, una especie granívora muy especializada, y *Peromyscus perfulvus*, una especie generalista que come tanto plantas como animales. Y el segundo eje separa a las especies que comen semillas (*Liomys pictus* y *Sigmodon mascotensis*) de las de mayor amplitud de nicho alimentario (*Megasorex gigas*, *Tlacuatzin canescens* y ambas especies del género *Oryzomys*) y cuyas dietas incluyen insectos y vertebrados, como *Spilogale pygmaea*.

La granivoría (0.74%) y la herbivoría (0.16%) fueron los ejes principales de la diversidad funcional en la dieta de los pequeños mamíferos de Chamela (Figura 33).

Figura 33. Gráfica del PCoA usando los datos de tipo de alimentación (letras rojas) de los pequeños mamíferos de Chamela (letras en negro). Abreviaturas en el Anexo 26. Más información en el Anexo 28.



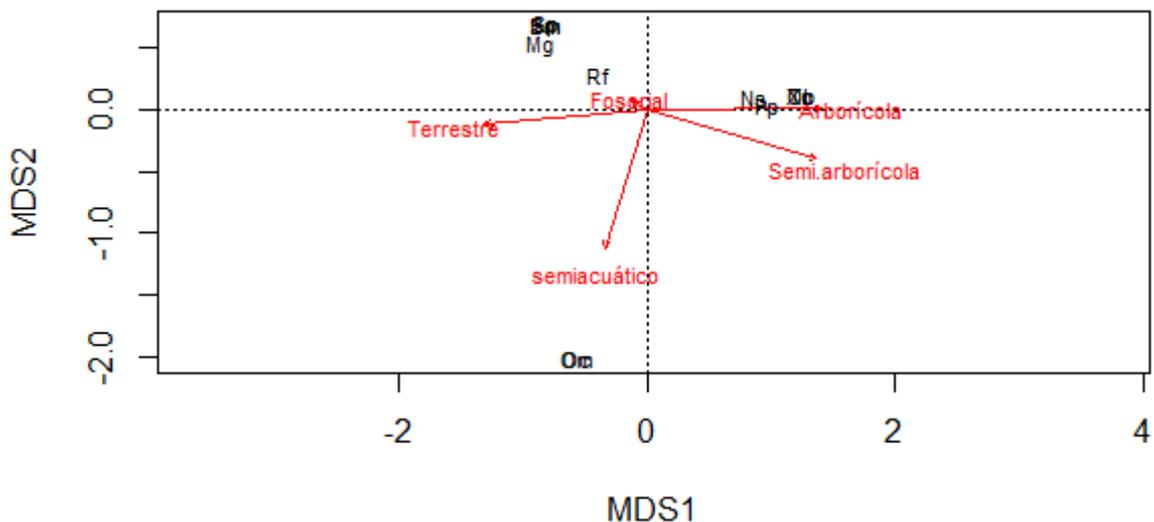
Sustrato

Para el caso del sustrato que utilizan las especies para vivir (las categorías fueron definidas en la sección de métodos) la PCoA dio como resultado que las especies con mayor diferencia, en el uso de sustrato son las dos pertenecientes al género *Oryzomys*, debido a que pueden ser semiacuáticas, característica que ninguna otra especie tiene, el grupo más distinto a ellas incluye a las semifosoriales, o que viven en madrigueras bajo la superficie.

El segundo eje separa a las especies estrictamente terrestres (como *Megasorex gigas*, *Reithrodontomys fulvescens*) de las arborícolas y semi

arborícolas, como *Osgoodomys banderanus*, *Nyctomys sumichrasti*, *Peromyscus perfulvus* y *Xenomys nelsoni*. El uso de hábitat, definido como el tipo de sustrato (letras rojas) que usan las especies y la proporción en la que lo utilizan, generó dos ejes principales: terrestre (75%) y arborícola (20%), los demás tipos de sustrato explican un porcentaje muy reducido de la variabilidad. (Figura 34).

Figura 34. Gráfica del PCoA del uso del sustrato (letras rojas) de los pequeños mamíferos de Chamela (letras en negro), abreviaturas en Anexo 26 y datos en el Anexo 29.



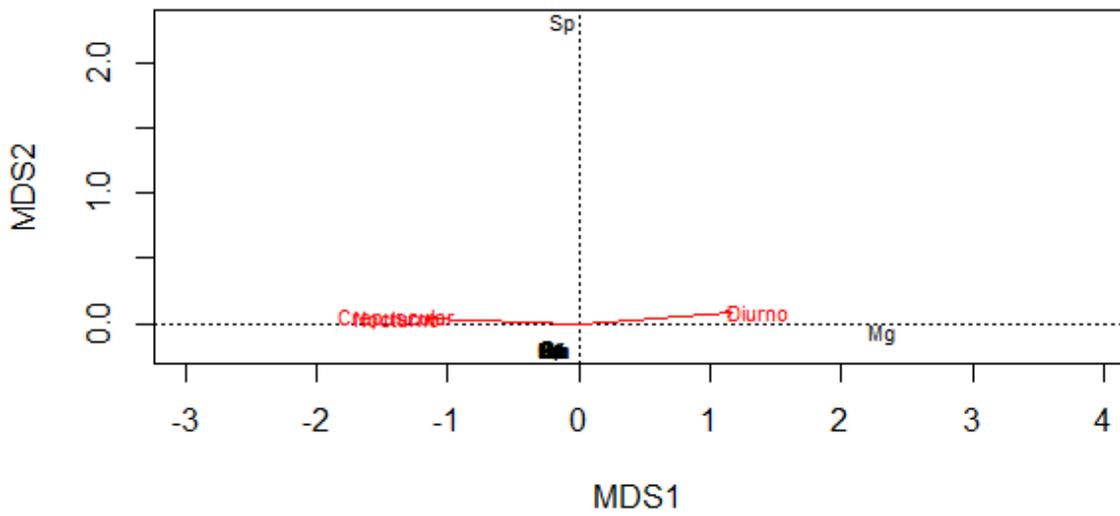
Horario de actividad

El resultado de la PCoA con horarios de actividad separa a las especies nocturnas y crepusculares de la única especie diurna (*Megasorex gigas*), haciendo también, en el segundo eje, una división ligera entre *Spilogale pygmaea* y las demás especies, debido a sus hábitos crepusculares.

En este caso solo hubo un eje principal, la diferencia entre animales diurnos y nocturnos, que explicó el 99.8% de la variabilidad, mientras que la diferencia

entre especies crepusculares y nocturnas explicó el resto (Figura 35).

Figura 35. Gráfica del PCoA del horario de actividad (letras rojas) de los pequeños mamíferos de Chamela (letras en negro). Abreviaturas en el Anexo 26. Datos en el Anexo 30.



Matriz de distancia de Gower

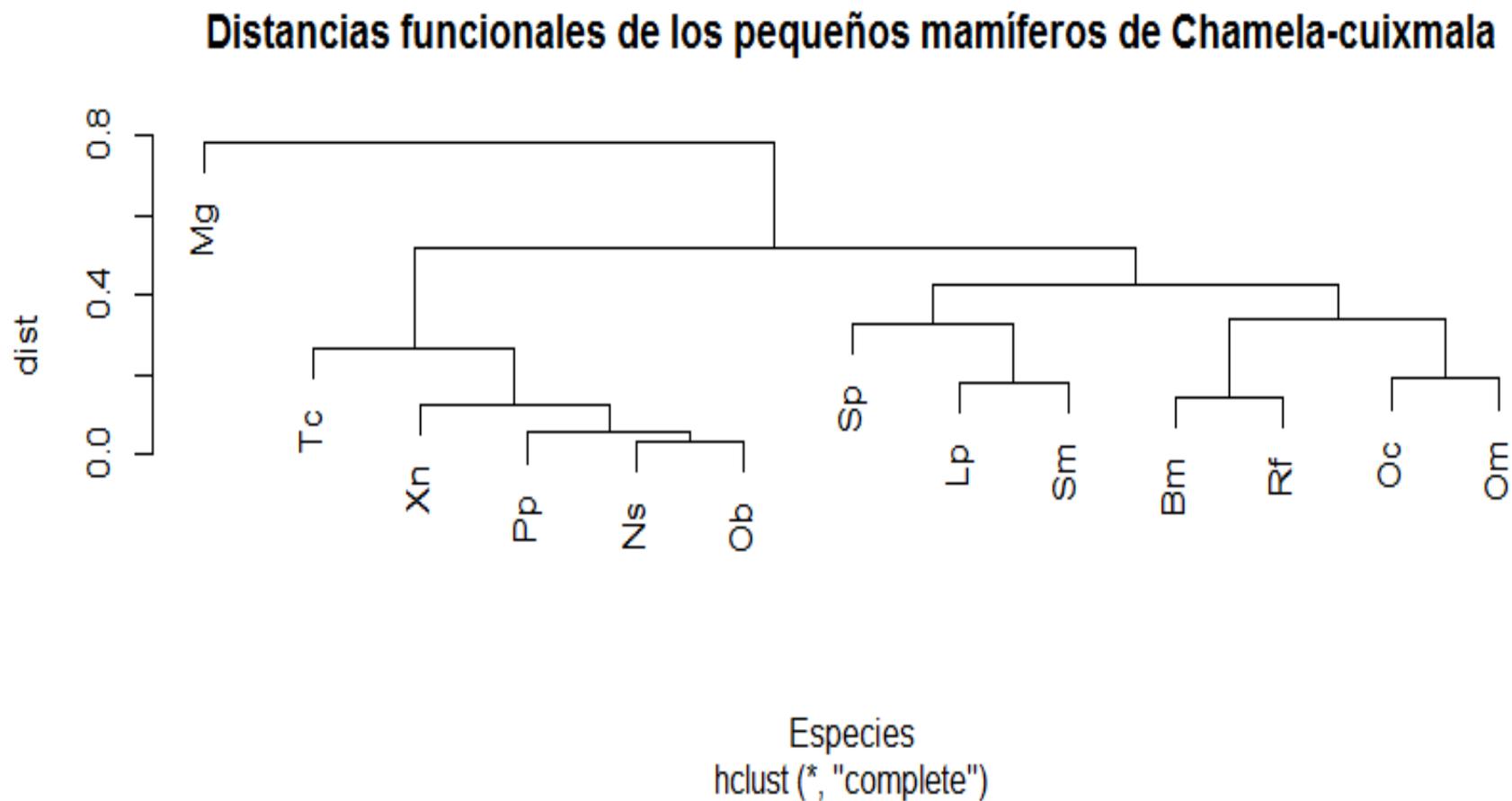
Utilizando los ejes principales (que explicaron más del 75% de la variabilidad), mostrados en la sección anterior, obtenidos de las PCoAs de las distintas variables modeladas, un vector (w) que se obtuvo de los eigenvalores de las mismas PCoAs, así como la biomasa promedio de cada especie (Anexo 23). Se obtuvo una matriz de distancia de Gower (Anexo 31) que fue graficada y nos dio los siguientes resultados (Figura 36):

El análisis separa a *Megasorex gigas*, debido a que es ecológicamente distinto a los demás pequeños mamíferos, siendo diurno y estrictamente insectívoro. Posteriormente genera un grupo que incluye a todas las especies arborícolas y semiarborícolas (*Osgoodomys banderanus*, *Peromyscus perfulvus*, *Nyctomys sumichrasti*, *Xenomys nelsoni* y *Tlacuatzin canescens*).

Posteriormente genera otro grupo, el de pequeños mamíferos con hábitos terrestres (incluye a los nadadores) y nocturnos, que se separa de acuerdo con su uso de hábitat, uniendo a *Baiomys musculus* y *Reithrodontomys fulvescens* en un grupo, como aquellos que usan hábitats perturbados, en conjunto con un menor tamaño corporal, y separándolos de *Liomys pictus*, *Spilogale pygmaea* y *Sigmodon mascotensis*, que prefieren hábitats más conservados y tienen mayor tamaño corporal.

A las especies del género *Oryzomys* las separa debido a que presentan patrones de uso de hábitat totalmente distintos a los demás, su capacidad para desplazarse por el agua e invadir ambientes cercanos a cuerpos acuáticos, así como su amplitud de nicho trófico y su tamaño corporal (Figura 36).

Figura 36. Dendrograma de distancias funcionales de los pequeños mamíferos de Chamela Cuixmala, basado en la matriz de distancia de Gower, Abreviaturas en el Anexo 26 y datos en el Anexo 31.



La matriz de Gower fue utilizada para calcular la diversidad funcional (FDis) para de ambos tipos de vegetación por cada temporada climática de los 19 años de datos que incluye este estudio y sus resultados se compararon con el modelo nulo creado (Anexo 32). Se encontró que, tanto para la incidencia, como la abundancia y la biomasa en la selva mediana (Figura 37) son más estables que en la selva baja (Figura 38), puesto a que, a pesar de que muestran las mismas tendencias las dinámicas de la diversidad funcional en selva baja presentan cambios más fuertes, particularmente en la incidencia.

Es importante notar la marcada disminución de la diversidad funcional en los periodos de 1993-1994 y 2005, en el primer periodo debido a la combinación de precipitación atípica muy intensa en enero de 1992 seguida por uno de los años más secos de las últimas dos décadas, mientras que en el segundo periodo también se trató del año más seco en los últimos 38 con 384mm de precipitación, que fue precedido por el 2004, un año seco, por debajo del promedio anual (652mm), contrastantemente en 2004 también hubo una fuerte concentración de fenómenos meteorológicos en el mes de julio, con la depresión tropical DT 2E, La tormenta tropical Blas, el huracán (1) Celia, el huracán (3) Darby y la depresión tropical DT 6E (SMN, 2004) que generaron que en ese mes llovieran 309 mm, afectando la dinámica de las especies (Anexo 1).

Figura 37. Dinámica de la diversidad funcional de los pequeños mamíferos de la selva mediana subperenifolia de Chamela-Cuixmala, la primera gráfica muestra la riqueza funcional, basada en ocurrencia de las especies, la segunda muestra la diversidad funcional, basada en la abundancia de las especies. Y la tercera representa la diversidad funcional calculada con la biomasa de las especies. Fórmula para graficar en el Anexo 33.

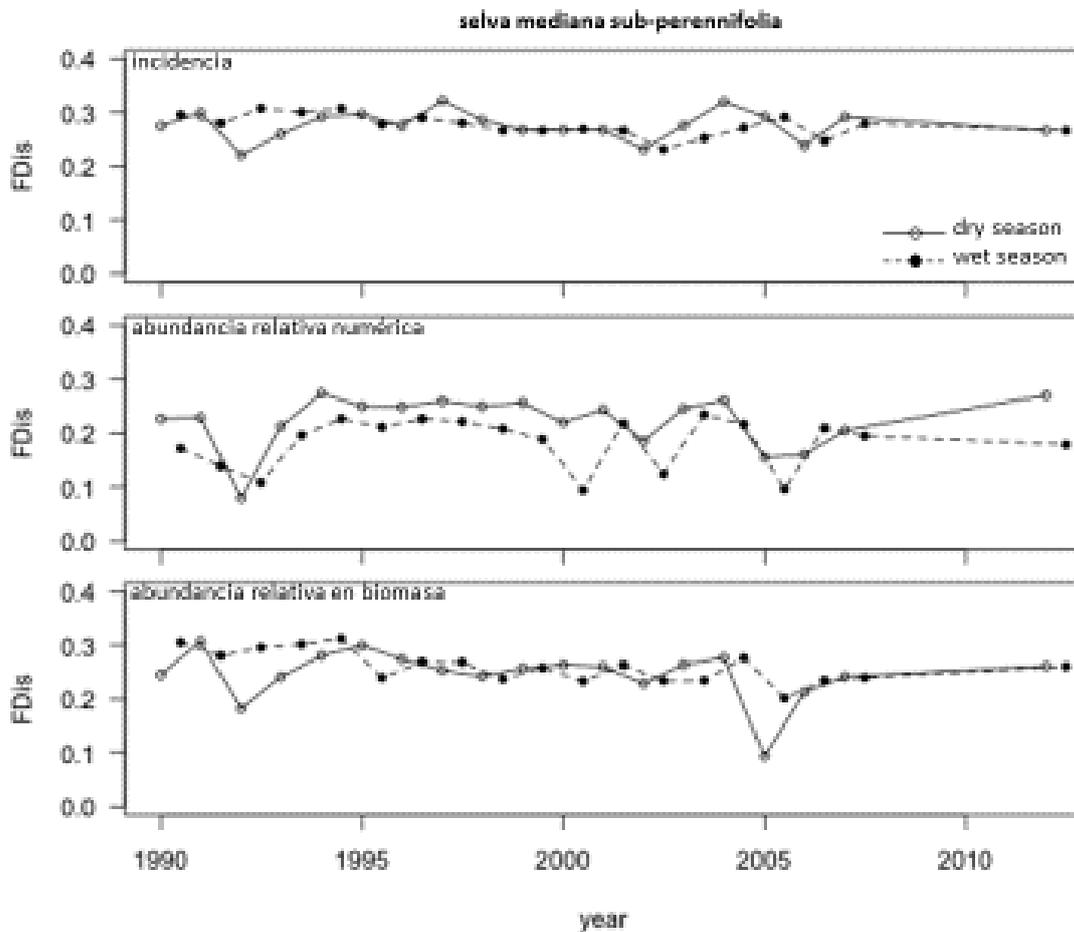
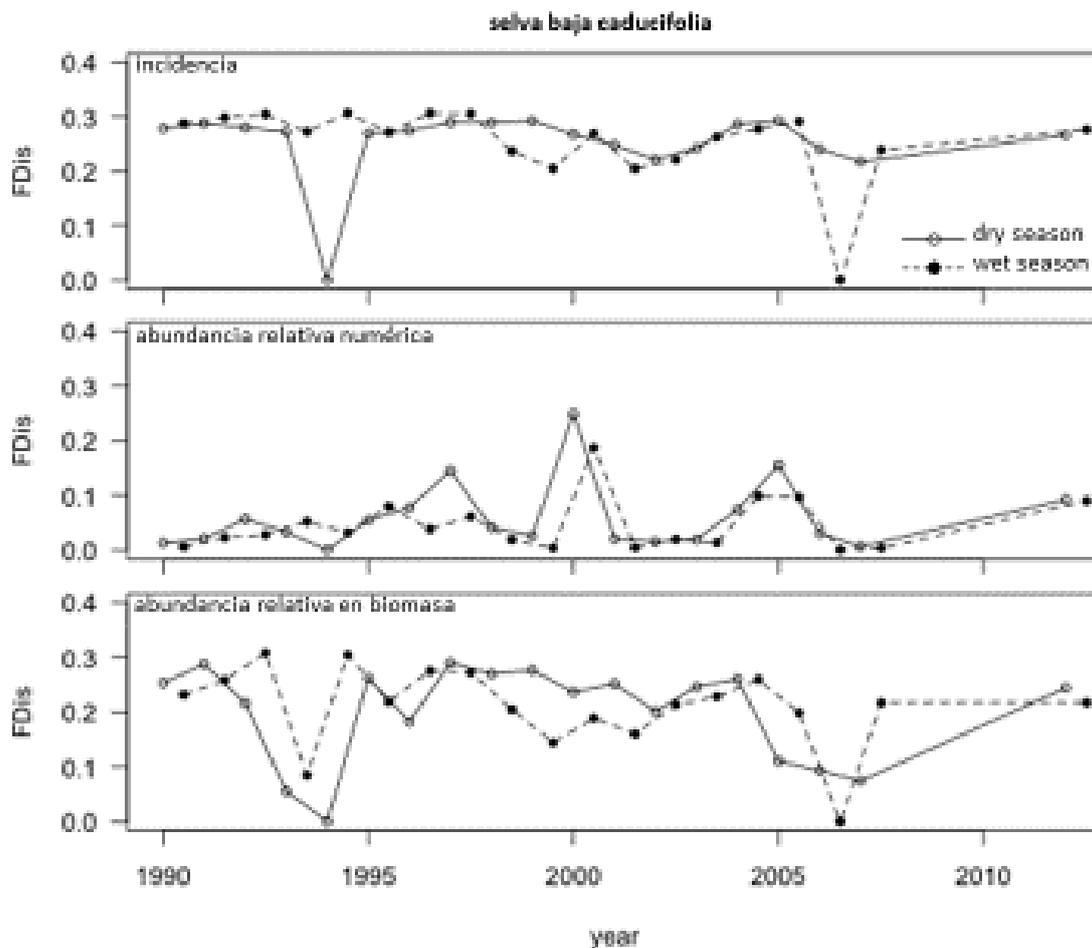


Figura 38. Dinámica de la diversidad funcional de los pequeños mamíferos de la selva baja caducifolia de Chamela-Cuixmala, la primera gráfica muestra la riqueza funcional, basada en ocurrencia de las especies, la segunda muestra la diversidad funcional, basada en la abundancia de las especies. Y la tercera representa la diversidad funcional calculada con la biomasa de las especies. Fórmula para graficar en el Anexo 33.



Comparación con los modelos nulos

Los resultados de comparar la dinámica real con un modelo nulo, en el cual la diversidad funcional sea generada por el azar (ver Métodos, y Anexo 32) muestran que los valores de diversidad funcional (Laliberté & Legendre, 2010) generados a partir de las matrices de presencia/ausencia caen consistentemente

dentro de la parte baja de los valores esperados por el modelo nulo (Figuras 39a y 40a). Sin embargo, al caer de manera constante bajo la media del modelo azaroso se sugiere que la presencia de las especies no está determinada por el azar, si no por procesos abióticos, esto es más notorio en la selva baja caducifolia (Figura 40b), donde la estacionalidad climática es mucho más intensa que en la selva mediana subperenifolia (Figura 40b).

Esta tendencia es más clara en los casos de los modelos generados con la abundancia de las especies. Como sería de esperar se observa que el forzamiento climático es mucho más notorio en los sitios de selva baja caducifolia (Figura 39c) donde los puntos generados por los datos son más bajos, sugiriendo una dominancia muy intensa de una especie con rasgos funcionales específicos (*Liomys pictus*) comparados con los sitios de selva mediana subperenifolia (Figura 40c) que presentan un patrón parecido, pero menos intenso.

En el caso de los modelos construidos a partir de la biomasa aportada por cada especie se nota la misma dominancia de *Liomys pictus*, pero el efecto es menos notorio, lo cual sugiere que, en términos de biomasa aportada los individuos de *L. pictus* son menos preponderantes que en el caso de la abundancia, lo cual aumenta la equitatividad, en el espacio ecológico multivariado, tanto en selva baja (Figura 39d), pero más todavía en selva mediana (Figura 40d).

Figura 39. Comparación gráfica del modelo nulo, gráficas de cajas con intervalos de confianza, (a y el resto de las gráficas) con los datos biológicos, puntos de: presencia/ausencia (b), abundancia (c) y biomasa (d) de los pequeños mamíferos de la selva baja caducifolia de Chamela-Cuixmala. Los puntos de la temporada de lluvias son negros y los de las temporadas secas son blancos.

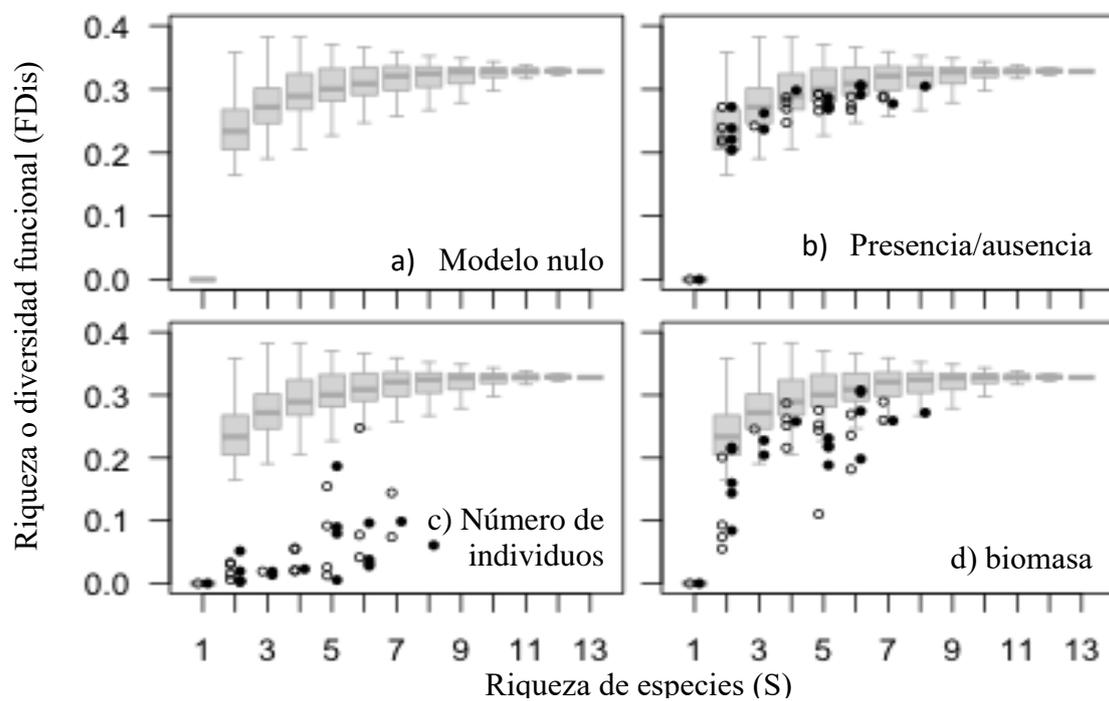
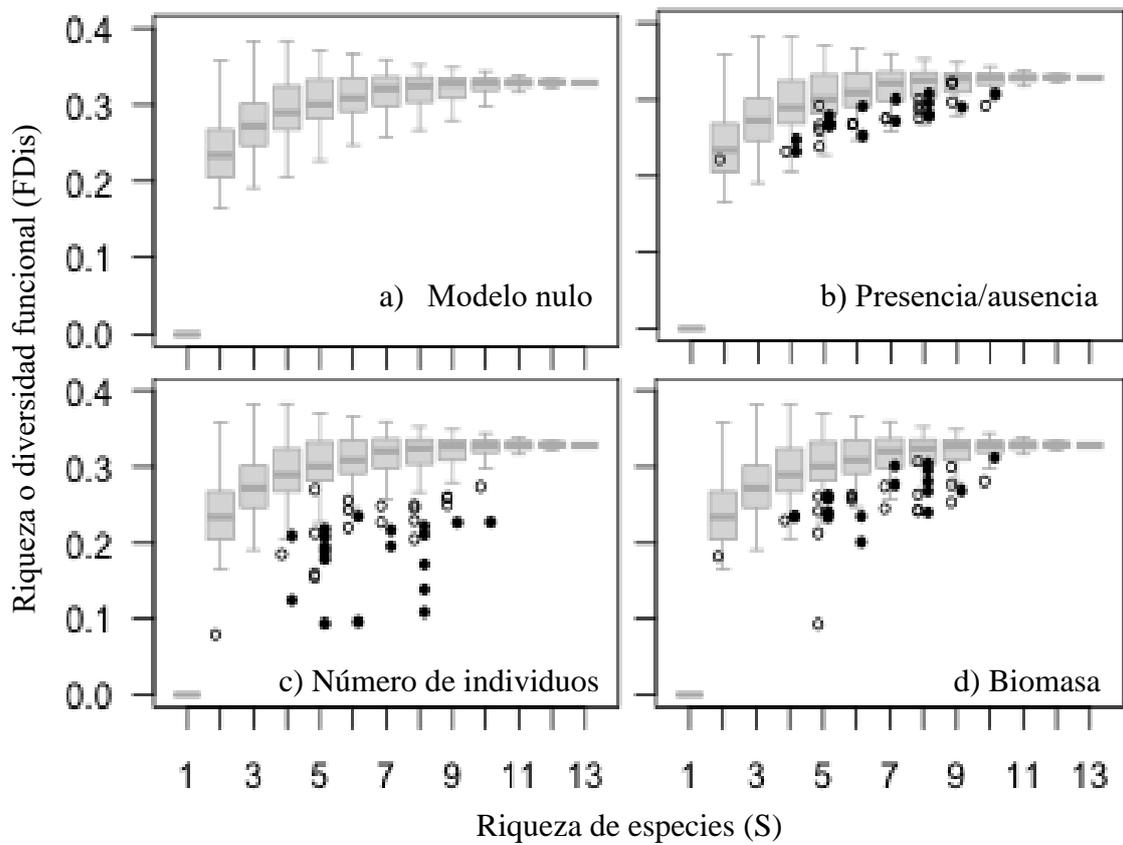


Figura 40. Comparación gráfica del modelo nulo, gráficas de cajas con intervalos de confianza, (a y el resto de las gráficas) con los datos biológicos, puntos de: presencia/ausencia (b), abundancia (c) y biomasa (d) de los pequeños mamíferos de la selva mediana subperenifolia de Chamela-Cuixmala. Los puntos de la temporada de lluvias son negros y los de las temporadas secas son blancos.



Discusión

Los factores que causan la diversidad funcional son diversos, y van desde los procesos estocásticos (Connor & Simberloff, 1979; Hubbell, 1979, 2005), las interacciones interespecíficas (Díaz & Cabido, 1997, 2001; Farías & Jaksic, 2011; Mason *et al.*, 2008) hasta los filtros ambientales (Farías & Jaksic, 2007; Naeem *et al.*, 1994; Petchey *et al.*, 2007). Debido a la intensa estacionalidad climática de las selvas secas la estructura de la comunidad y la diversidad funcional dependen fuertemente de la precipitación como principal factor y no de las interacciones interespecíficas ni del azar.

A pesar de que el patrón de precipitación es el mismo para ambos tipos de selvas las condiciones microclimáticas, edafológicas y fenológicas de la selva baja (Anaya *et al.*, 2012; Bullock & Solis-Magallanes, 1990; Lott *et al.*, 1987; Maass *et al.*, 2002) hacen que la precipitación juegue un papel más fuerte en esta selva, comparada con la selva mediana subperenifolia. La conjunción de estos factores con las adaptaciones fisiológicas y ecológicas de los heterómidos logran que la especie dominante de ambos hábitats sea *Liomys pictus*, que en selva baja caducifolia acapara más del 93% de las capturas (Figura 30) y en selva mediana más del 50% (Ceballos, 1990; Ceballos & Oliva, 2005). En Costa Rica también se han reportado efectos parecidos para su especie hermana, *Liomys salvini* (Flemming, 1974a, 1974b, 1975, 1977).

Aunque, como nosotros encontramos, en muchos pequeños mamíferos la precipitación es la principal fuerza detrás de su diversidad funcional, siendo más diversos mientras más llueve (Farías & Jaksic, 2007; Jaksic & Lima, 2003; Lima *et al.*, 2008). La temperatura también es un importante filtro ambiental que causa la diversidad taxonómica o funcional, algunos casos en ambientes tropicales

(Magnusson *et al.*, 2010; Welbergen *et al.*, 2008) como templados (Lučan *et al.*, 2013; Sherwin *et al.*, 2013).

La diversidad funcional varía dependiendo de si la calculamos utilizando la abundancia o utilizando la biomasa promedio, probablemente debido a que la especie dominante no es una de las que aportan más biomasa, es relativamente pequeña y el efecto de cada individuo es desproporcionadamente grande, comparado con su tamaño (Farías & Jaksic, 2007, 2001). En nuestro caso esto puede deberse a que *Liomys pictus* es una especie altamente territorial, con machos que defienden el espacio alrededor de su madriguera ante la presencia de otras especies. Eso en conjunto con su fisiología y ecología como heterómido que la hace más efectiva para vivir en ambientes áridos (Brylski, 1993; Ceballos, 1989, 1990; Jones, 1993; Sánchez-Cordero & Fleming, 1993).

Los eventos climáticos extremos dejaron una profunda huella en la diversidad taxonómica y funcional de estos ambientes, mucho más fuerte en la selva baja caducifolia que en la selva mediana subperenifolia. Durante nuestra serie de tiempo sucedieron dos eventos climáticos extremos con características muy distintas: el conjunto de precipitaciones de enero de 1992 que sumó más de 648 mm de lluvia en dos semanas, cuando el promedio para ese mes en la serie de tiempo es de 42 mm (Figura 2, Anexo 1) causó que durante la temporada seca la riqueza funcional se fuera a pique en la selva baja y disminuyera notoriamente en la selva mediana. Y el segundo, en 2004-2005 está causado por la suma de los dos años más secos de la serie de tiempo junto con un julio de 2004 extraordinariamente lluvioso, con dos tormentas tropicales, dos huracanes y una depresión tropical que generaron más de 309 mm, la mitad de lo que llovió ese año y que afectó, durante la época de lluvias la riqueza

específica (Figuras 37 y 38).

Estos eventos afectaron de otra manera la diversidad funcional, a diferencia de la riqueza, debido a que su efecto no se limitó a la temporada en la que sucedieron, sino que duró mucho más tiempo. Esto también ha sido reportado en Chile, donde los factores climáticos reducen la diversidad funcional de los ensamblajes de pequeños mamíferos (Farías & Jaksic, 2007, 2011) y causan enormes explosiones demográficas (Jaksic & Lima, 2003) y en el desierto Chihuahuense, donde estos eventos causan cambios en la dominancia, extirpaciones y entrada de especies exóticas e invasivas (Bowers & Brown, 1982; Bowers, *et al.*, 1987; Heske *et al.*, 1994; Lima *et al.*, 2008; Thibault *et al.*, 2008, 2010; Valone *et al.*, 1995). Eso último también sucede en nuestro sitio, al ser extirpada *Liomys pictus* debido al evento de 1992 y al aumentar las poblaciones de *Oryzomys melanotis* y *Oryzomys mexicanus*, dos especies invasivas, oportunistas y buenas nadadoras (Ceballos, 1989, 1990; Ceballos & Oliva, 2005; López & Medellín, 2005; Téllez & Medellín, 2005).

Las selvas secas del oeste de México son extraordinariamente diversas y ricas en especies de pequeños mamíferos endémicos, debido a la complejidad geográfica de la región, su historia geológica y su clima (Ceballos & Brown, 1995; Ceballos & Ehrlich, 2006; Ceballos & García, 1995; Ceballos & Miranda 1986, 2000; Ceballos *et al.*, 1998, 2002, 2005). Pero es hasta ahora que conocemos el efecto, a escala muy fina, tanto de los patrones de lluvia como de las lluvias atípicas sobre la comunidad.

Para el caso de las especies arborícolas y semi arborícolas (*Peromyscus perfulvus*, *Osgoodomys banderanus* and *Xenomys nelsoni*) encontramos que los análisis de diversidad funcional las clasifican como ecológicamente muy

parecidas o cercanas (Figura 36). Eso podría sugerir que son especies ecológicamente redundantes y que por lo tanto una podría suplir el rol de la otra, al azar, (Arroyo-Cabrales, 2005; Farías & Jaksic, 2011; Naeem, 1998). Pero al nosotros modelar las especies nos damos cuenta de que cada una cumple un rol distinto, a pesar de ser muy parecidas, por lo tanto, al “extinguirse” una la diversidad funcional disminuye, eso sugiere que las especies de pequeños mamíferos de Chamela son complementarias y no redundantes. (Cardinale *et al.*, 2002; Domínguez-Castellanos *et al.*, 2007; Farías & Jaskic, 2007, 2011; Fonseca & Ganade, 2001; Petchey *et al.*, 2007; Rosenfeld, 2002; Thibault *et al.*, 2010). Como se ha visto en otros ambientes, donde la extinción de especies causa una drástica disminución en las funciones ecológicas del ecosistema (Boyer & Jetz, 2014; Jaksic & Marone, 2007; Loreau *et al.*, 2002; McLaughlin *et al.*, 2002a, 2000b; Naeem *et al.*, 2009; Orians *et al.*, 1996; Pimm & Raven, 2000;).

La presencia de cada especie es importante para el funcionamiento del ecosistema (Blackburn *et al.*, 2005; Ceballos *et al.*, 2015; Lima *et al.*, 1996; Petchey & Gaston, 2002a). Particularmente la presencia de las especies raras, o poco abundantes (Walker *et al.*, 2008). Los mecanismos que permiten que especies ecológicamente tan parecidas puedan coexistir en el mismo espacio todavía no han sido estudiados para estas especies. Pero podría ser que la complementariedad de nicho (Jaksic & Marone, 2007; Loreau *et al.*, 2002; Mason *et al.*, 2008; Mason-Romo *et al.*, 2017; Naeem *et al.*, 2009; Wright, 2002) esté causando esta posibilidad, por medio de factores como: la altura a la que forrajean, el tipo de alimento que prefieren, o su horario de actividad. Otra opción que podría permitir su convivencia podría ser la capacidad de estas especies para presentar cambios evolutivos en sus nichos de temperatura y precipitación,

o un cambio en las interacciones interespecíficas (Martínez-Meyer *et al.*, 2004; Mason-Romo *et al.*, 2017).

Perder los ensamblajes sanos de pequeños mamíferos tendría severas consecuencias para la estructura, funcionamiento y estabilidad de las selvas secas, pues se perderían importantes depredadores de semillas, controladores de insectos y partes fundamentales de las redes tróficas, como presas (Arroyo-Cabrales, 2005; Briones, 1991, 1996; Briones & Sánchez-Cordero, 1999; Briones *et al.*, 2006; Ceballos, 1989, 1990; Ceballos & García, 1995; Ceballos *et al.*, 2002; Ceballos & Rodríguez, 1993; Ceballos y Miranda, 1986, 2000; Ceballos & Oliva, 2005; Collet *et al.*, 1975; Curtis *et al.*, 1999; De Villa, 1998; Domínguez-Castellanos & Ceballos, 2005; Domínguez-Castellanos, 2000; Domínguez-Castellanos *et al.*, 2007; Genoways & Jones, 1973; Giannoni *et al.*, 2001; Guerrero *et al.*, 2002; Hay & Fuller, 1981; Hernández, 2000; Jeffries & Lawton, 1984; López-Forment *et al.*, 1971; López & Medellín, 2005; Mason-Romo, 2005, 2009; Mason-Romo *et al.*, 2017; Matson & Christian, 1977; Mendoza, 1997, 2002a, 2002b; Mendoza & Miranda, 2002; Miranda y Mendoza, 2002; Peña *et al.*, 2005; Sánchez-Cordero & Fleming, 1993; Téllez & Medellín, 2005; Srinivasan *et al.*, 2007).

Esta información sobre los procesos que causan la diversidad taxonómica y funcional de los pequeños mamíferos de las selvas secas del oeste de México es fundamental para proteger una región sujeta a altísimas tasas de deforestación, cambio de uso de suelo irracional, tanto agropecuario como hotelero. Nos permite crear herramientas para proteger a estos altamente amenazados ambientes, no solo de esas problemáticas, sino también de los efectos de los cambios en la precipitación y los eventos climáticos extremos,

cada vez más comunes en la región. De esa forma podríamos evitar la pérdida de diversidad funcional y funciones ecosistémicas en la región (Ceballos & García, 1995; Ceballos *et al.*, 2002; Ceballos & Rodríguez, 1993; Naeem, 1998; Naeem *et al.*, 1994, 2002, 2009).

Conclusiones

- La diversidad funcional del ensamblaje de pequeños mamíferos de Chamela es generada por los filtros ambientales (precipitación) que actúan sobre ella. La influencia del azar y las interacciones interespecíficas no es relevante.
- La importancia relativa de la precipitación depende de las diferencias micro ambientales imperantes en ambos tipos de selva. En la selva mediana, cuyas condiciones son menos severas la influencia es menor y viceversa. Aunque la diversidad funcional es más alta en la selva baja caducifolia.
- Los efectos de los eventos climáticos extremos son notorios en la diversidad funcional de estas especies, causando que disminuya de manera notoria, sobretodo en la selva baja caducifolia, donde, de por si los filtros ambientales actúan más intensamente.
- Las especies de pequeños mamíferos de Chamela no son redundantes, son complementarias, debido a que la pérdida de cualquiera de ellas causa una disminución de la diversidad funcional. Esto es cierto aun en el

caso de las especies arborícolas o semiarborícolas (casi todas endémicas) con funcionalmente muy parecidas entre sí. Esto asegura la importancia de estas especies, aunque la redundancia fuera un criterio para su conservación (Fonseca & Ganade, 2001).



**CAPÍTULO 3: PATRONES DEMOGRÁFICOS A LARGO
PLAZO DE LOS PEQUEÑOS MAMÍFEROS DE CHAMELA-
CUIXMALA**

Resumen

Entender que es lo que causa las historias de vida de las especies (e.g. supervivencia, tasas de crecimiento) es básico en el actual escenario de disrupción climática global en el que los cambios en los patrones de temperatura, precipitación y los eventos climáticos extremos generan modificaciones en las historias de vida de las especies. Se espera que muchas especies, debido a la mayor incertidumbre en los recursos de los que dependen tiendan a modificar sus historias de vida hacia la iteroparía (mayor supervivencia para tener más eventos reproductivos a lo largo de su vida). Conocer estos cambios es crítico para conservar los ambientes tropicales, que son los más diversos y, en algunos casos, altamente estacionales. Desafortunadamente el trabajo demográfico de largo plazo en estas zonas todavía es escaso. Nosotros nos enfocamos a conocer la demografía de las especies de pequeños mamíferos de las selvas secas del oeste de México para conocer los procesos detrás de los patrones que presentan. Encontramos que la estacionalidad climática es el principal factor detrás de la supervivencia, probabilidad de recaptura y crecimiento poblacional de los pequeños mamíferos de la región. Que las especies arborícolas tienden a estrategias iteróparas, mientras las terrestres aprovechan tasas más altas de crecimiento con vidas más cortas. La tendencia hacia la iteroparía puede ser debida a los niveles de competencia, o a cambios en la estabilidad climática de las selvas secas, los ecosistemas terrestres más amenazados.

Introducción y planteamiento del problema

Las historias de vida de los seres vivos se encuentran en un continuo entre

la semelparí (estrategia r) estricta, en la que presentan un solo evento reproductivo en la vida y luego fallecen (e.g. salmones, plantas anuales) hasta la iteroparí (estrategia K) extrema, en la que se alarga la edad a la primer reproducción para que las hembras tengan una mayor talla y por lo tanto sean más eficientes en los múltiples eventos reproductivos que tendrán en su vida (e.g. los humanos, las ballenas, las coníferas). La mayoría de las especies se encuentran dentro, no en los límites, de ese continuo (Gotelli, 2008).

Para conocer la estrategia que utiliza una especie –y que la causa- es necesario tener datos demográficos para modelarlos. Pero estos modelos son sensibles a tamaños de muestra pequeños, por lo que las series de tiempo de largo plazo han sido la herramienta perfecta para conocer las historias de vida de los seres vivos. Debido a que obtener series de tiempo largas, con tamaños muestrales grandes es difícil en mamíferos los roedores han sido siempre un objeto de estudio predilecto de las historias de vida de mamíferos (Gotelli, 2008; Hammond & Anthony, 2006).

¿Cuál es la mejor estrategia de historia de vida? Evolutivamente hablando las especies semélparas tienen la ventaja de tener tiempos generacionales más cortos y, por lo tanto, el supuesto es que son las que tienen la estrategia más eficiente y deberían ser la inmensa mayoría. En la realidad existe un porcentaje muy alto de especies iteróparas que hacen fundamental estudiar las razones por las que utilizan esta historia de vida (Lande *et al.*, 2009; Margalef, 1980; Promislow & Harvey, 1990).

Son diversas las razones que generan diferencias en las historias de vida de las especies. La biomasa es una de ellas, las especies más grandes tienen tiempos generacionales más grandes y tienden a estrategias iteróparas más que

las especies pequeñas (Promislow & Harvey, 1990). La variabilidad climática también incide en la demografía de las especies, los ambientes más estables y con poca variación estacional en los recursos la estrategia r es la más provechosa, mientras que en ambientes altamente estacionales y con recursos limitados aumentar la supervivencia, y por lo mismo, tener varios eventos reproductivos –especialmente si están sincronizados con los recursos ambientales- es benéfico, por lo tanto, las especies iteróparas son beneficiadas en estas condiciones (Brown & Sibly, 2006; Forcada *et al.*, 2005; Koons *et al.*, 2008, 2012; Korlund & Steen, 2006; Tuljapurkar *et al.*, 2009; Verin *et al.*, 2015).

En este contexto es claro que la disrupción climática global antropogénica, al generar aumento en la temperatura (IPCC, 2013) inestabilidad en los patrones de precipitación (Cook *et al.*, 2015; Sheffield *et al.*, 2012) y mayores probabilidades de eventos climáticos extremos (Knutson *et al.*, 2010; Vecchi & Soden, 2007) que pueden afectar las historias de vida de las especies (Brown *et al.*, 1979; Forcada *et al.*, 2005; Koons *et al.*, 2007, 2012; Lučan *et al.*, 2013; Magnusson *et al.*, 2012; Weltzin *et al.*, 2003).

La distribución latitudinal también juega un papel importante en las historias de vida de las especies. Para los primates de los bosques de la región templada la estrategia tasa intrínseca máxima de crecimiento poblacional (r_{max}) es significativamente más alta que en las selvas tropicales, posiblemente porque las tasas de mortandad de las especies tropicales sean más bajas, pero también por la marcada estacionalidad climática de muchas regiones templada (Forcada *et al.*, 2005; Promislow & Harvey, 1990; Ludwig *et al.*, 2006; Madsen & Shine, 1999; Oro *et al.*, 2004; Ozgul *et al.*, 2004; Ross, 1988; Yoccoz *et al.*, 1998), asumiendo que las tropicales tengan una estacionalidad menor, que difícilmente

es el caso de las selvas tropicales secas (Ceballos & García, 1995; Brown & Sibly 2006).

Desafortunadamente estas selvas tropicales secas adolecen la falta de estudios de largo plazo sobre la demografía de los pequeños mamíferos que las habitan. Esto es particularmente importante, debido a que son uno de los ecosistemas más amenazados del mundo, y al mismo tiempo uno de los ecosistemas más ricos en especies de mamíferos-muchos de ellos pequeños y endémico (Ceballos *et al.*, 2015; Ceballos & Ehrlich, 2006; Ceballos & García, 1995; Ceballos & Rodríguez, 1993; Janzen, 1986a, 1988).



Objetivo

Describir las diferencias demográficas que existen entre las especies, así como los procesos que las causan, dividiéndolos por tipo de vegetación (selva baja caducifolia o selva mediana subperenifolia).

Objetivos particulares

- I. Conocer la probabilidad de supervivencia (ϕ) de las especies modeladas en ambos tipos de vegetación y determinar si la identidad sexual, la temporada climática, y los muestreos (“trap shyness” o “happyness”) la afectaron.
- II. Conocer la probabilidad de recaptura (p) de las especies modeladas en ambos tipos de vegetación y determinar si la identidad sexual, la temporada climática, y los muestreos (“trap shyness” o “happyness”) la afectaron. Y determinar las diferencias en dicha probabilidad entre especies e individuos para conocer (cuántas veces fueron recapturados y durante cuánto tiempo).
- III. Conocer la tasa finita de crecimiento poblacional (λ) de las especies modeladas en ambos tipos de vegetación y determinar si la identidad sexual, la temporada climática, y los muestreos la afectaron. Para conocer cuáles son las especies cuyas poblaciones crecen, o decrecen más rápidamente.

Hipótesis

- Esperamos que las probabilidades de supervivencia (ϕ), recaptura (p), y tasa finita de crecimiento poblacional (λ) estén profundamente influenciadas por la intensa estacionalidad climática de la región, y que ésta sea el principal proceso detrás de los patrones observados de todas las especies, en ambos tipos de vegetación.
- Esperamos que, debido a las condiciones, más intensas, de la estacionalidad en la selva baja el clima –particularmente la lluvia- dominen más intensamente la demografía de las especies, comparativamente con la selva mediana.
- Debido al peso de las especies, muy parecido, esperamos que la historia de vida de todas sea muy parecida.
- Esperamos que la menor abundancia poblacional en selva baja se refleje en intervalos de confianza más amplios en selva baja, comparados con los de selva mediana. Excepto en el caso de *Liomys pictus*.
- Esperamos que, debido a la falta de dimorfismo sexual y a que no se conoce de ningún fenómeno que lo justifique no existan diferencias entre los parámetros modelados y la identidad sexual de los individuos.
- Esperamos que la supervivencia y la probabilidad de recaptura sean menores al final de la temporada de secas, particularmente en selva baja, debido a que es la temporada climáticamente más severa y debe causar mayor mortandad en todas las especies.

- Esperamos que las especies con características oportunistas e invasivas aprovechen la temporada seca para tener tasas de crecimiento poblacional más altas que las de las demás especies.



Métodos

Para conocer la supervivencia (Φ), la probabilidad de recaptura (p) y la tasa de crecimiento de la población (λ) en relación con la estacionalidad climática, la identidad sexual de los individuos, el tipo de vegetación en el que habitan, así como las diferencias interanuales en esos factores y las interacciones entre ellos. Para lograr esos objetivos se utilizaron modelos Pradel de supervivencia y crecimiento poblacional (Cooch & White, 2015; Franklin, 2002; Hines & Nichols, 2002; Krebs & Boonstra, 1978, 1984; Krebs, 1999; Lebreton *et al.*, 1992; Nichols *et al.*, 1984 Pradel, 1996; Pradel & Lebreton, 1999) implementados en el programa MARK, (White, 2013). Solo se modelaron las cinco especies más abundantes (*Liomys pictus*, *Oryzomys mexicanus*, *Oryzomys melanotis*, *Osgoodomys banderanus*, y *Peromyscus perfulvus*) debido a que son las únicas con un número suficiente de individuos capturados y recapturas de estos para generar modelos sólidos y biológicamente significativos.

Es importante resaltar que los modelos calculan los tres factores (p , Φ y λ) para periodos distintos, mientras p es calculada para los periodos utilizados, cada temporada climática, Φ y λ son calculadas para la transición entre temporada, (i.e. la supervivencia de la temporada seca a la húmeda) y que, mientras el cálculo de p y Φ puede ser en escala *logit*, la que MARK pone de inicio, la λ tiene que ser, forzosamente calculada en escala *log*. Estos cambios se realizaron correctamente en este estudio.

Para esto se construyeron historias de encuentro binarias (presencia/ausencia) para todos los individuos en todos los días de muestreo, lo

que permite saber cuántas veces se capturó a los individuos. Dichas historias de vida fueron comprimidas (manteniéndolas binarias) por temporada (transición, secas, lluvias) debido a que el número de encuentros por día generaba 619 periodos primarios, lo cual impedía el correcto análisis de los datos, al ser demasiados comparándolo con el número de grados de libertad. Después de la compresión quedaron solamente 54 periodos primarios de muestreo, temporadas. Posteriormente se pasó la base a una base de datos separada por comas (.CSV) y después a un archivo de texto (.txt) separado por comas y finalmente a un archivo de MARK (.inp), donde se estandarizaron los tiempos de los muestreos. Debido a que la distancia entre los muestreos no es idéntica para todos los periodos, por lo cual se estandarizó para estar alrededor de 30 días, periodo original entre muestreos (Anexo 34).

Se creó un modelo general, que toma en cuenta todas las posibles combinaciones de los distintos factores en la dinámica demográfica y se fue reduciendo, hasta llegar al modelo más simple posible. Posteriormente todos los modelos se compararon, utilizando el índice de Akaike y sus valores asociados (Akaike, 1973 y 1974; Kullback & Leibler, 1951), siguiendo las sugerencias de diversos autores (Anderson & Burnham, 2002; Anderson & Thompson, 2000; Anderson *et al.*, 1999, 2000, 2001a, 2001b, 2001c; Burnham & Anderson, 1998, 2001; Lukacs *et al.*, 2007; Stephens *et al.*, 2005), para definir cuales explican mejor la dinámica demográfica de los pequeños mamíferos de Chamela-Cuixmala (en el Anexo 35 está la estructura de todos los modelos).

Posteriormente se obtuvieron los intervalos de confianza de los modelos con mayor sustento, si dichos intervalos no eran correctamente parametrizados (eran tan amplios que el modelo no decía nada) se eligió el siguiente modelo, de

acuerdo con las “reglas” de comparación de modelos por medio del índice de Akaike (1973 y 1974). Con estos valores de intervalos de confianza de los modelos se construyeron gráficas de estos con la función *plot* de R (R Core Team, 2013) para observar las tendencias de las dinámicas modeladas.

Junto con los modelos anteriores las historias de encuentros sirvieron para conocer, no solo la probabilidad de recaptura (p) de los individuos de las especies modeladas si no también cual es el porcentaje de individuos recapturados n veces y a que especies pertenecen los individuos, diferenciados en machos y hembras, que tienen una mayor cantidad de recapturas.

Resultados

Se compilaron historias de encuentro para las cinco especies más abundantes de pequeños mamíferos de Chamela-Cuixmala, *Liomys pictus*, *Oryzomys melanotis*, *Oryzomys mexicanus*, *Osgoodomys banderanus*, y *Peromyscus perfulvus*. El número de individuos encontrados por especie, así como el porcentaje de individuos recapturados, al menos una vez (Figura 41). Puede observarse que los porcentajes de recaptura de todas las especies son muy parecidos y bajos, lo cual complicó la obtención de resultados en los modelos realizados para esta variable. Los porcentajes de recaptura por sexo y tipo de vegetación se desglosan por cada especie en secciones subsecuentes de los resultados de este capítulo.

Figura 41. Número de individuos capturados y recapturados, al menos una vez, de las cinco especies más abundantes de Chamela-Cuixmala. Estos

datos solo incluyen individuos correctamente sexados.

Especie	Individuos	Recapturas	Porcentaje
<i>Liomys pictus</i>	6245	2916	46.7%
<i>Oryzomys melanotis</i>	410	156	38.1%
<i>Oryzomys mexicanus</i>	422	183	43.4%
<i>Osgoodomys banderanus</i>	331	146	44%
<i>Peromyscus perfulvus</i>	548	259	47.3%

Se generaron 36 modelos para cada especie, eligiendo los modelos con mayor sustento, de acuerdo con el índice y al peso de Akaike (Anexo 35). Los resultados de estos análisis se muestran por especie y tipo de vegetación, a continuación. También analizamos la probabilidad de capturar más de una vez a los individuos de cada especie, dividiéndolos por sexo y tipo de vegetación (Figura 42) y graficamos cuantas veces fueron recapturados los individuos de cada especie, por sexo y por tipo de vegetación.

Figura 42. Número de individuos capturados y recapturados por especie.

Cada especie se dividió por sexo y por tipo de vegetación

Especie	Capturas	Selva mediana		Selva baja	
		Hembras	Machos	Hembras	Machos
<i>Liomys pictus</i>	Una captura	510	666	982	1171
	dos o más capturas	439	454	961	1062
<i>Oryzomys melanotis</i>	Una captura	133	231	20	26
	dos o más capturas	52	93	5	6
<i>Oryzomys mexicanus</i>	Una captura	42	42	147	191
	dos o más capturas	13	17	65	88
<i>Osgoodomys banderanus</i>	Una captura	125	162	22	22
	dos o más capturas	68	61	13	4
<i>Peromyscus perfulvus</i>	Una captura	193	329	11	15
	dos o más capturas	98	154	3	4

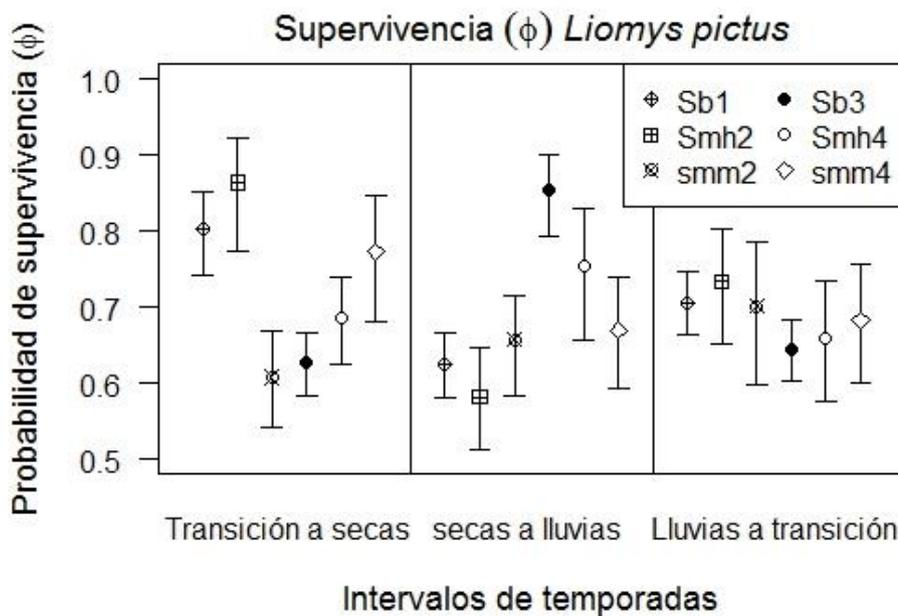
Liomys pictus

La amplia dominancia relativa de *Liomys pictus*, en ambos tipos de selva, permitió un mejor modelaje de su demografía, dando un mayor número de grados de libertad. Los modelos que explicaron sus patrones demográficos incluyeron, en la mayoría de los casos, diferencias entre sexos, sitios de muestreo y temporadas, tanto en su probabilidad de supervivencia (Φ), recaptura (p), y tasa de crecimiento (λ). Estas diferencias estuvieron presentes en los modelos generados en ambos tipos de vegetación: selva baja caducifolia (Anexo 36) y selva mediana subperenifolia (Anexo 37).

Supervivencia

La probabilidad de supervivencia (Φ) de *Liomys pictus* fue alta, comparada con las demás especies, pues nunca bajó de 50% y en ocasiones alcanzó más del 90% (Figura 43). En el caso de los individuos que habitan en la selva baja caducifolia el factor preponderante para la supervivencia fue la estacionalidad climática, aunada a la variabilidad entre sitios (Anexo 36), Dicha probabilidad de supervivencia fue más baja en el intervalo entre lluvias y transición que en los otro dos (Figura 43), entre los cuales los sitios funcionan contrastantemente, en términos de abundancia.

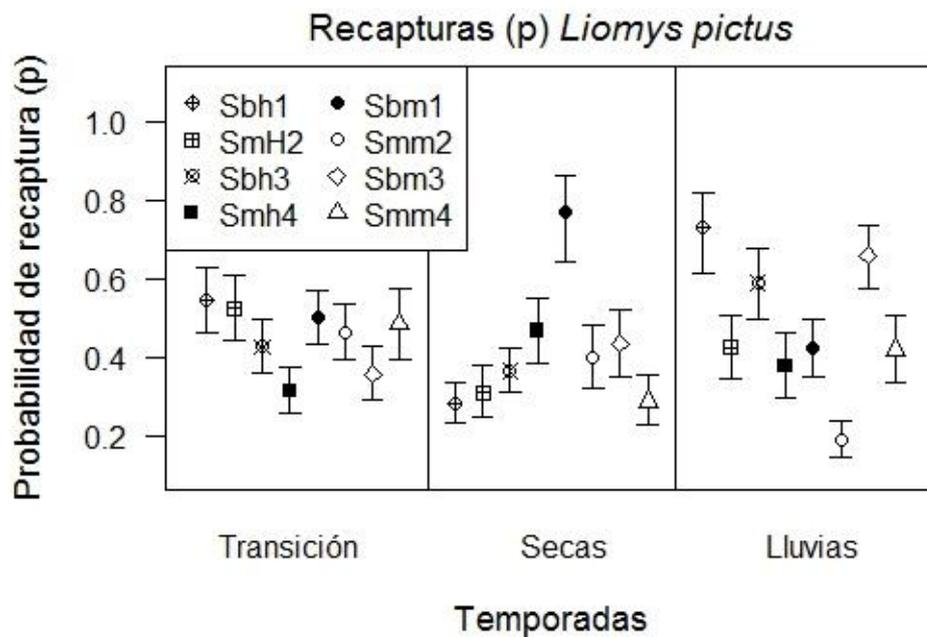
Figura 43. Supervivencia (Φ) de *Liomys pictus* para ambos tipos de vegetación, selva baja caducifolia (Sb+sitio) y selva mediana subperenifolia (Sm+sexo+sitio). Las temporadas se dividen en transición (noviembre-febrero), Secas (marzo a mayo) y lluvias (junio a octubre).



Probabilidad de recaptura

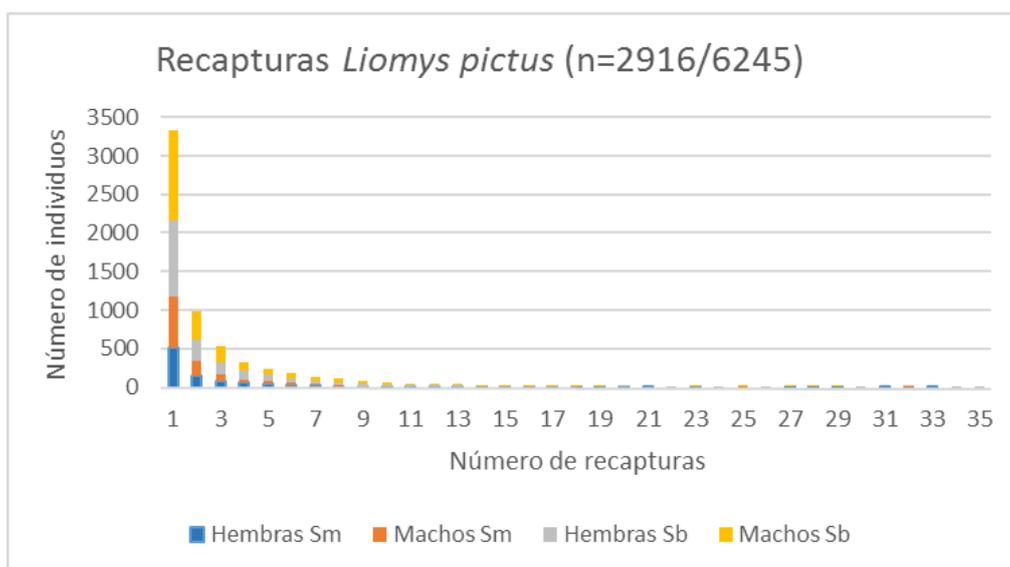
La abundancia de *Liomys pictus* también permitió obtener mayor detalle en los modelos de recaptura (p), comparada con las demás especies. El mejor modelo (Anexo 36 para selva baja y Anexo 37 para selva mediana) incluyó diferencias entre temporadas, sitios y sexo, para ambos tipos de vegetación, exhibiendo una mayor variabilidad en los datos de lluvias y secas, comparados con los de la temporada de transición. Siendo las hembras más probables de capturar durante las secas y los machos durante la época de lluvias (Figura 44).

Figura 44. Probabilidad de recaptura (p) de *Liomys pictus* para ambos tipos de vegetación, selva baja caducifolia (Sb+sexo+sitio) y selva mediana subperenifolia (Sm+sexo+sitio). Las temporadas se dividen en transición (noviembre-febrero), Secas (marzo a mayo) y lluvias (junio a octubre).



La tasa de recaptura de *Liomys pictus* es parecida a la de las demás especies, los individuos recapturados al menos una vez son cercanos al 50% de la población capturada originalmente (Figura 41). Para esta especie es más probable recapturar machos que hembras, en ambos tipos de vegetación. Pero es importante notar que las series de recapturas de las hembras son más largas que las de los machos, particularmente en sitios de selva baja, donde una hembra fue capturada hasta en 39 ocasiones y otra 56 veces, siendo los animales con más recapturas de todas las especies muestreadas para esta tesis, viviendo, al menos, cerca de dos años cada uno (Figura 45).

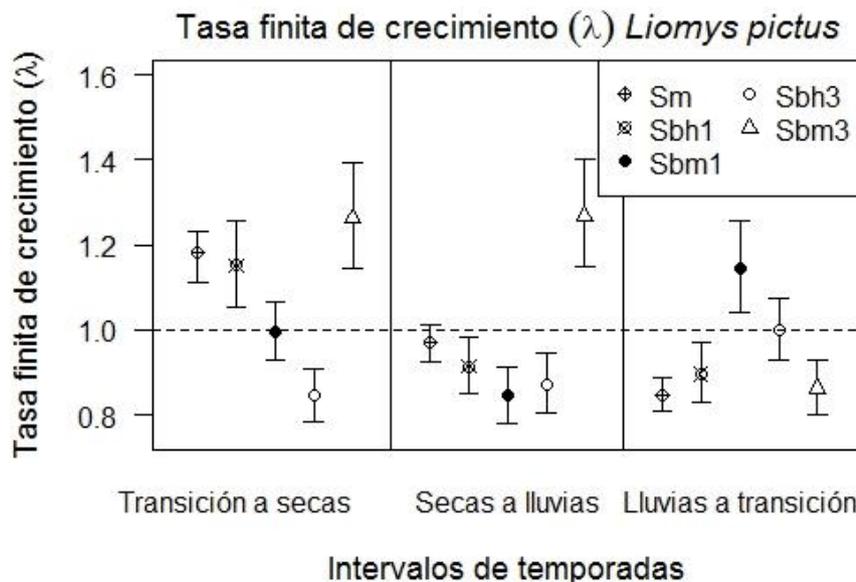
Figura 45. Proporción de individuos de *Liomys pictus* que fueron recapturados al menos una vez (dos capturas): 2916 individuos de 6245 capturados (46.7%). Ordenados por el número de veces que son recapturados, su identidad sexual y el tipo de vegetación al que pertenecen.



Crecimiento poblacional

La tasa finita de crecimiento (λ) de las poblaciones de *Liomys pictus* mostró que la población de la selva baja caducifolia presenta una dinámica más compleja, que incluye diferencias entre sexos, temporadas y sitios de muestreo, comparada con la selva mediana, que solamente presenta diferencias entre temporadas (Anexo 37). Para ambos tipos de vegetación se observa que, en diversas ocasiones, la población presenta un decrecimiento poblacional (la λ está por debajo de 1), lo cual es preocupante pues es la especie dominante en ambos tipos de vegetación (Figura 46).

Figura 46. Tasa de crecimiento poblacional (λ) de *Liomys pictus*, para ambos tipos de vegetación, selva baja caducifolia (Sb+sexo+sitio) y selva mediana subperenifolia. Las temporadas se dividen en transición (noviembre-febrero), Secas (marzo a mayo) y lluvias (junio a octubre).



Oryzomys melanotis

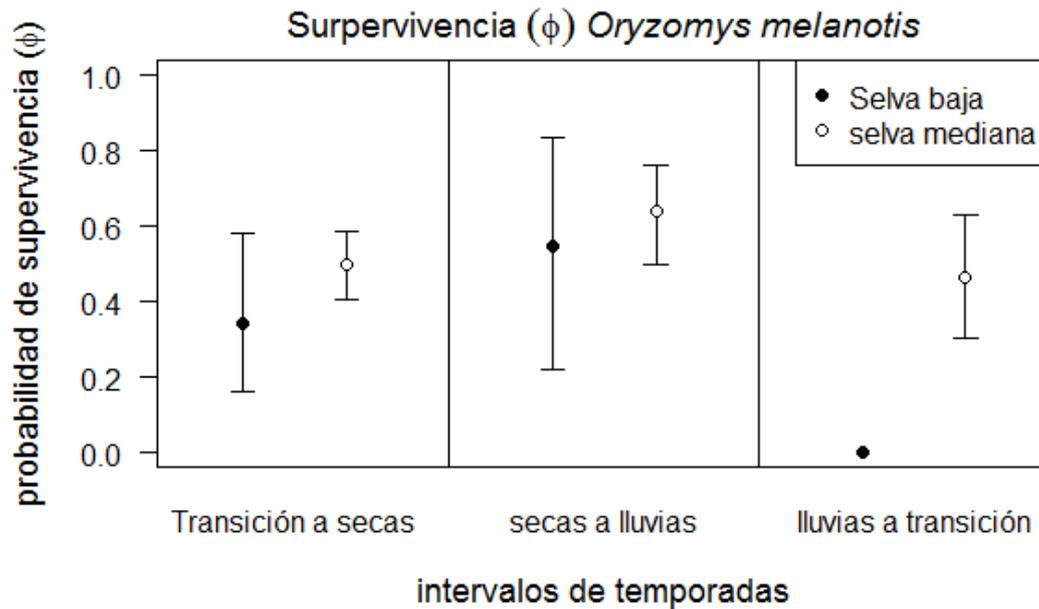
Los modelos que explican mejor la dinámica de esta especie, tanto en

selva baja caducifolia (Anexo 38), como en selva mediana subperenifolia (Anexo 39) son los que incluyen solamente la estacionalidad climática como variable tanto en supervivencia (Φ), como en su probabilidad de recaptura (p), como en su tasa de crecimiento (λ), siendo la única excepción que en selva mediana subperenifolia la interacción entre sitios y temporadas también es importante para la tasa de crecimiento (λ), lo cual sugiere diferencias entre los dos sitios en esa variable.

Supervivencia

Para el caso de *Oryzomys melanotis* la tendencia que se observa en su supervivencia es: una supervivencia cercana al 50% en el intervalo de transición a secas, un aumento, hasta llegar casi al 80% entre secas y lluvias y una posterior disminución, mucho más severa en el caso de selva baja caducifolia, en el paso de lluvias a transición (Figura 47).

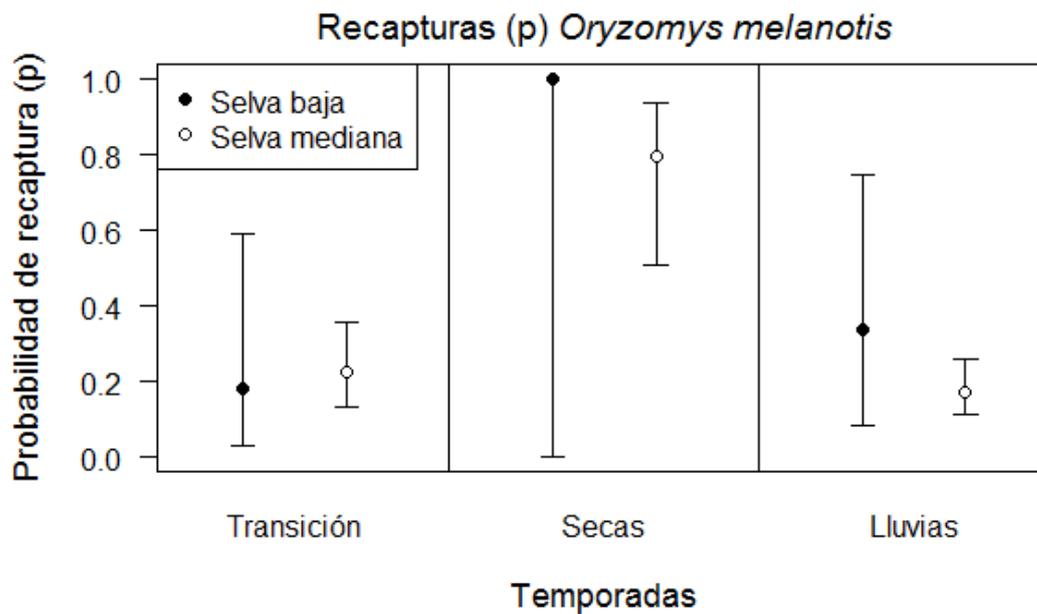
Figura 47. Supervivencia (Φ) de *Oryzomys melanotis* para ambos tipos de vegetación, selva baja caducifolia y selva mediana subperenifolia. Las temporadas se dividen en transición (noviembre-febrero), Secas (marzo a mayo) y Lluvias (junio a octubre).



Probabilidad de recaptura

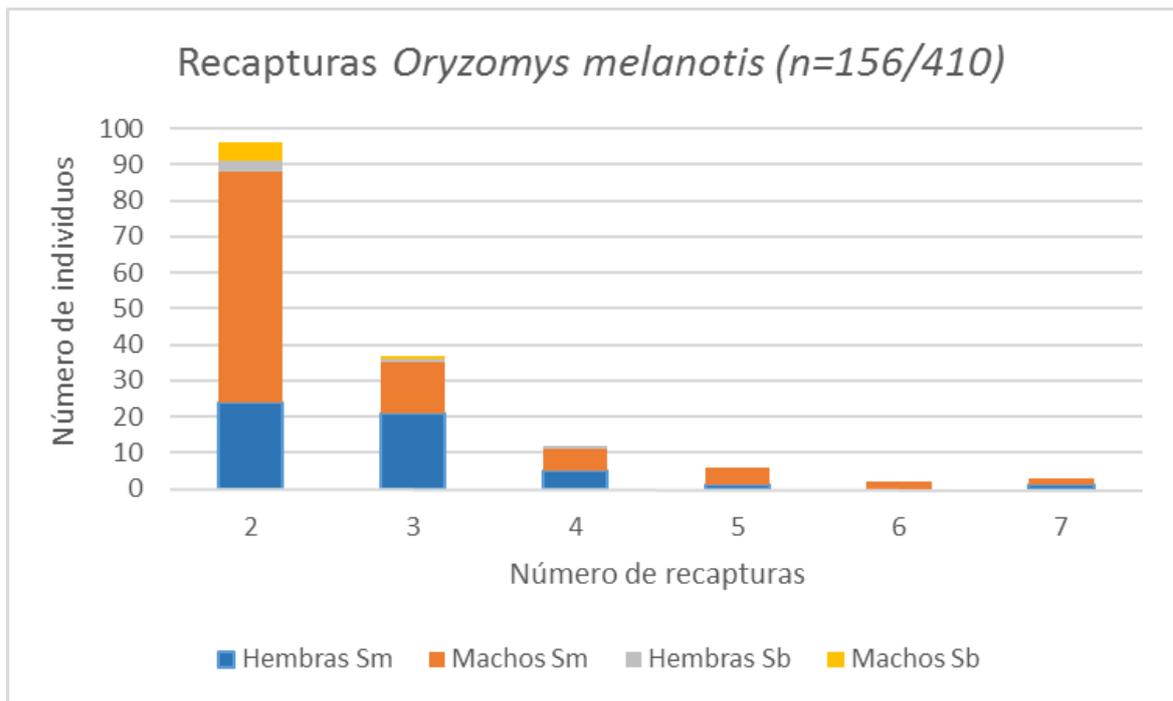
Debido al bajo número de recapturas de *Oryzomys melanotis*, en selva baja caducifolia, durante la temporada de estiaje los intervalos de confianza abarcan todo el espectro, desde el cero hasta el 100% de los individuos, lo que sugiere que, en esa temporada, la población es de un tamaño muy reducido. En todas las temporadas, en ambos tipos de vegetación se observa un aumento de recapturabilidad en la temporada seca, una disminución en la temporada de lluvias y niveles bajos, también, en la temporada de transición, siendo más alta la probabilidad de recaptura en selva baja caducifolia y menor en selva mediana subperenifolia (Figura 48).

Figura 48. Probabilidad de recaptura (p) de *Oryzomys melanotis* para ambos tipos de vegetación, selva baja caducifolia y selva mediana subperenifolia. Las temporadas se dividen en transición (noviembre-febrero), Secas (marzo a mayo) y Lluvias (junio a octubre).



Los porcentajes de individuos de *Oryzomys melanotis* recapturados, al menos, dos veces es del 38.1%, siendo siete el número máximo de veces que se recapturó un individuo, en selva baja caducifolia solo llegó a cuatro ocasiones. En ambos tipos de vegetación la probabilidad de recapturar machos es mayor a la de recapturar hembras. Siendo 55%-45% machos contra hembras en selva baja y 64%-36%, machos-hembras, en selva mediana (Figura 49).

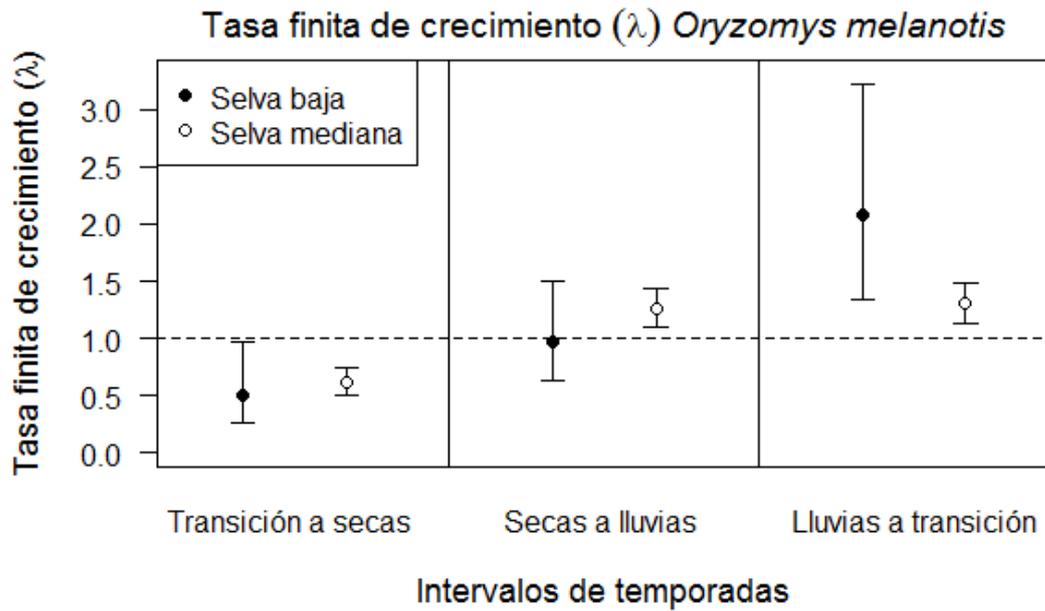
Figura 49. Proporción de individuos de *Oryzomys melanotis* que fueron recapturados al menos una vez (dos capturas): 156 individuos de 410 capturados (38.1%). Ordenados por el número de veces que son recapturados, su identidad sexual y el tipo de vegetación al que pertenecen.



Crecimiento poblacional

Para el caso de la tasa de crecimiento poblacional (λ) de *Oryzomys melanotis*, existe una tendencia en ambos tipos de vegetación a un incremento de transición hacia lluvias, pasando de una disminución del tamaño poblacional hasta un crecimiento que, en el caso de selva baja caducifolia alcanza hasta 350% y en selva mediana subperenifolia alcanza hasta un 140% (Figura 50).

Figura 50. Tasa de crecimiento poblacional (λ) de *Oryzomys melanotis* para ambos tipos de vegetación, selva baja caducifolia y selva mediana subperenifolia. Las temporadas se dividen en transición (noviembre-febrero), Secas (marzo a mayo) y lluvias (junio a octubre).



Oryzomys mexicanus

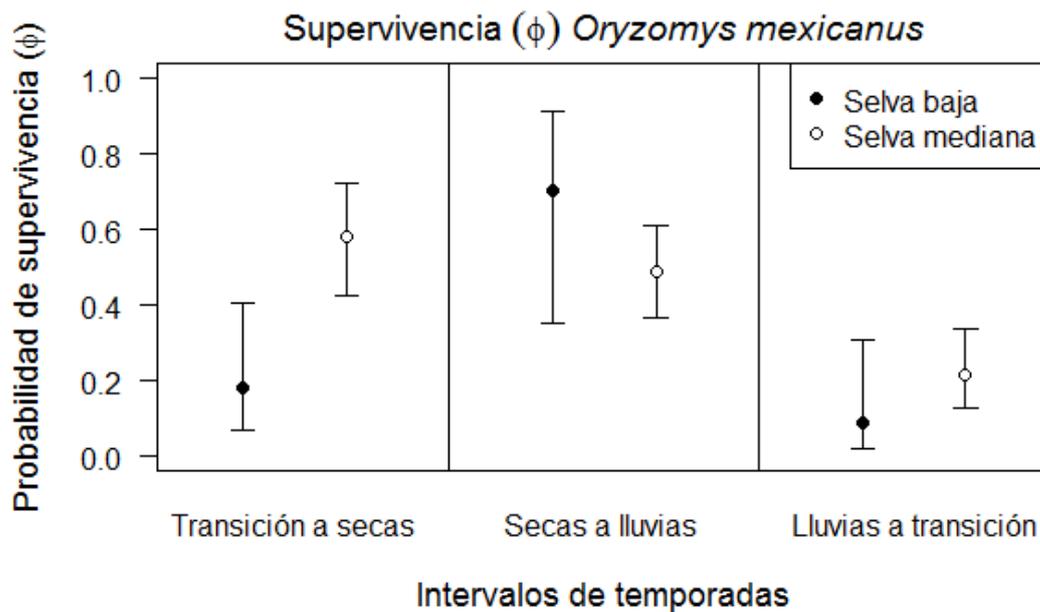
Los modelos que explican mejor la dinámica de esta especie, tanto en selva baja caducifolia (Anexo 40), como en selva mediana subperenifolia (Anexo 41), son los que incluyen solamente la estacionalidad climática como variable tanto en supervivencia (Φ), como en su probabilidad de recaptura (p), como en su tasa de crecimiento (λ).

Supervivencia

Los patrones observados en la supervivencia de *Oryzomys mexicanus* son contrastantes en ambos tipos de vegetación, mientras en selva baja la supervivencia es muy baja en el intervalo entre la temporada de transición y secas, sube en la transición de seco a húmedo, con intervalos de confianza muy amplios y luego disminuye en el periodo de secas a transición, lo cual habla de la importancia que tiene la precipitación en el ambiente más severo

climáticamente. En la selva mediana la supervivencia disminuye gradualmente de la temporada de transición hasta la de lluvias, lo cual sugiere movimiento entre tipos de vegetación de acuerdo con la fenología de las dos selvas (Figura 51).

Figura 51. Supervivencia (Φ) de *Oryzomys mexicanus* para ambos tipos de vegetación, selva baja caducifolia y selva mediana subperenifolia. Las temporadas se dividen en transición (noviembre-febrero), Secas (marzo a mayo) y lluvias (junio a octubre).

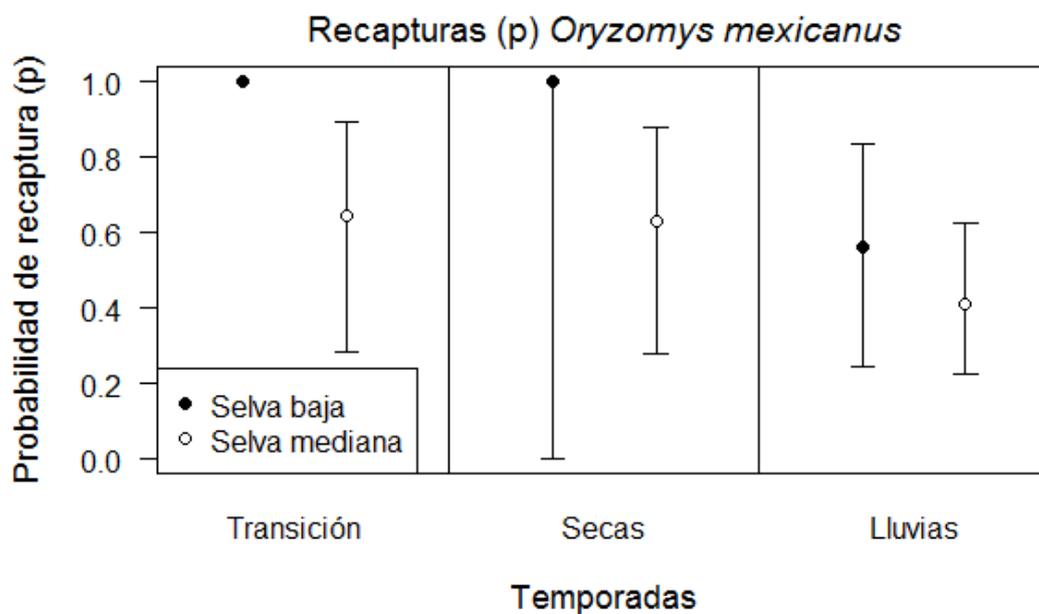


Probabilidad de recaptura

En el caso de la probabilidad de recaptura siguen patrones idénticos entre ambos tipos de selva, son casi idénticas en las temporadas de transición y secas y disminuyen en la época de lluvias (Figura 52). La diferencia se encuentra en el número de individuos presentes en cada tipo de vegetación, mientras el número

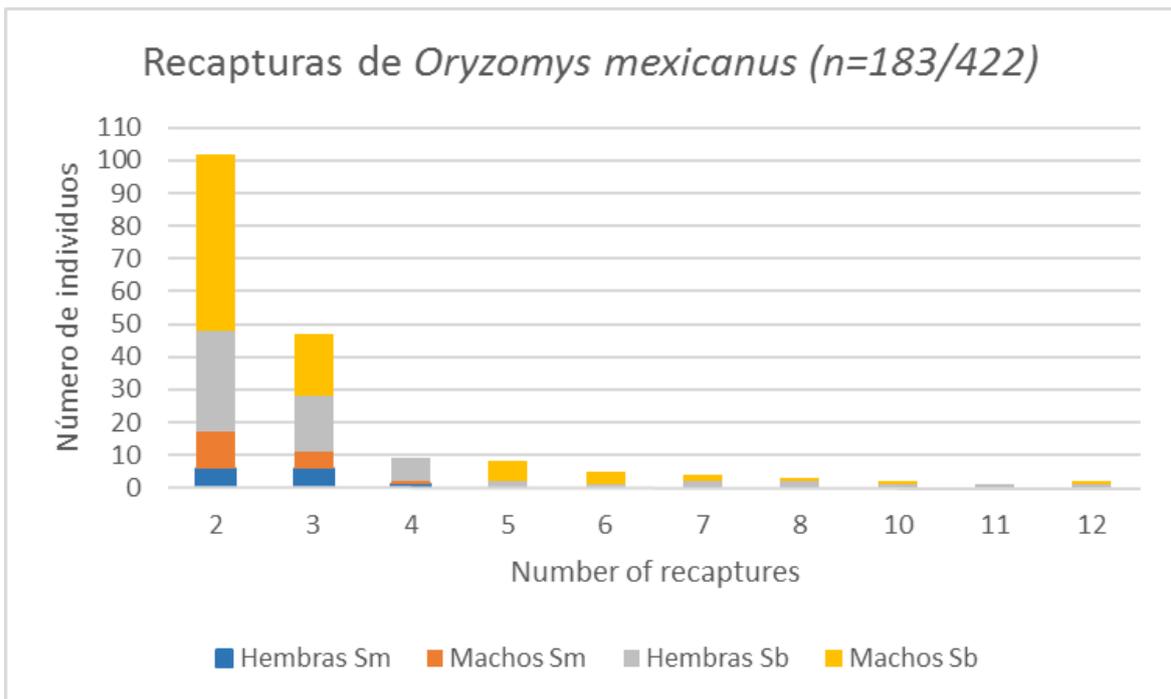
de capturas es suficiente en selva mediana, los de selva baja son pocos, por lo tanto, los intervalos de confianza son muy amplios (Figura 52).

Figura 52. Probabilidad de recaptura (p) de *Oryzomys mexicanus* para ambos tipos de vegetación, selva baja caducifolia y selva mediana subperenifolia. Las temporadas se dividen en transición (noviembre-febrero), Secas (marzo a mayo) y Lluvias (junio a octubre).



El porcentaje de individuos recapturados de *Oryzomys mexicanus*, por tipo de vegetación y sexo muestran que los machos tienen una mayor probabilidad de ser recapturados (58%) que las hembras (42%) en los sitios de selva mediana, donde se encuentran individuos que fueron recapturados hasta 12 veces. La probabilidad de recapturar machos (57%) también es mayor a la de las hembras (43%) en selva baja, donde solo se pudieron recapturar en un máximo de cuatro ocasiones. La cantidad de recapturas no varía entre sexos en ninguno de los tipos de vegetación (Figura 53).

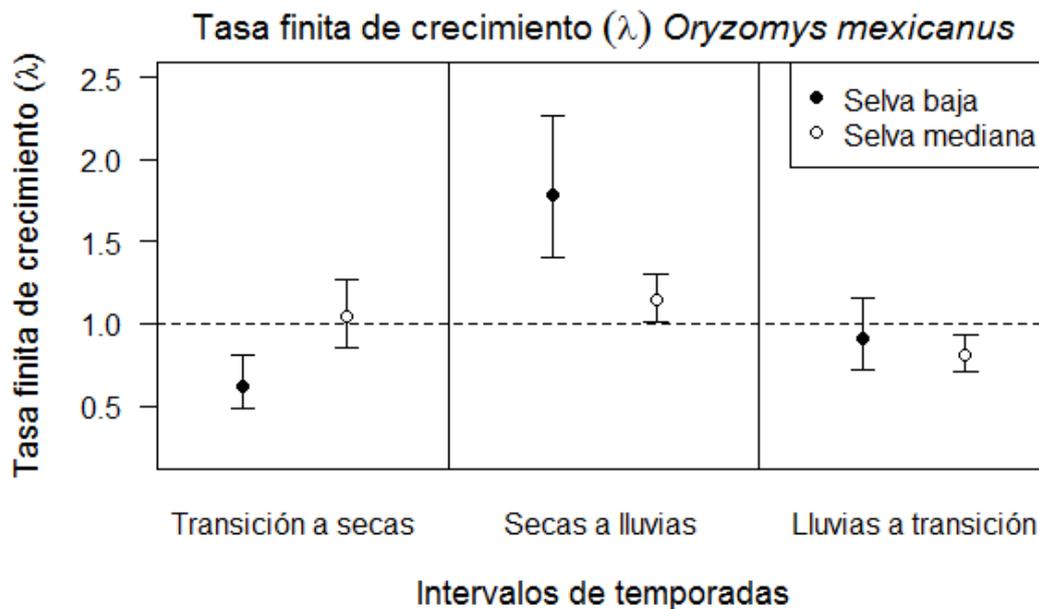
Figura 53. Proporción de individuos de *Oryzomys mexicanus* que fueron recapturados al menos una vez (dos capturas): 183 individuos de 422 capturados (43.4%). Ordenados por el número de veces que son recapturados, su identidad sexual y el tipo de vegetación al que pertenecen.



Crecimiento poblacional

Para la tasa de crecimiento poblacional (λ) de *Oryzomys mexicanus* en ambos tipos de vegetación, se observaron patrones muy parecidos en ambos tipos de vegetación, bajo crecimiento (disminución en el caso de selva baja) poblacional en el intervalo entre transición y secas, un aumento, mayor en selva baja, entre la temporada seca y la de lluvias, para posteriormente mostrar una disminución poblacional entre le temporada de lluvias y transición, más intensa en selva mediana (Figura 54).

Figura 54. Tasa de crecimiento poblacional (λ) de *Oryzomys mexicanus* para ambos tipos de vegetación, selva baja caducifolia y selva mediana subperenifolia. Las temporadas se dividen en transición (noviembre-febrero), Secas (marzo a mayo) y Lluvias (junio a octubre).



Osgoodomys banderanus

Las dinámicas de *Osgoodomys banderanus* fueron mejor modeladas utilizando como variables los cambios estacionales de la precipitación como única variable, puesto a que, aunque en los modelos generados para la selva baja caducifolia (Anexo 42) incluya entre los mejor calificados por el índice de Akaike a cuatro diferentes modelos en el caso de los otros tres tienen algunas variables que no se explican correctamente (con intervalos de confianza demasiado amplios).

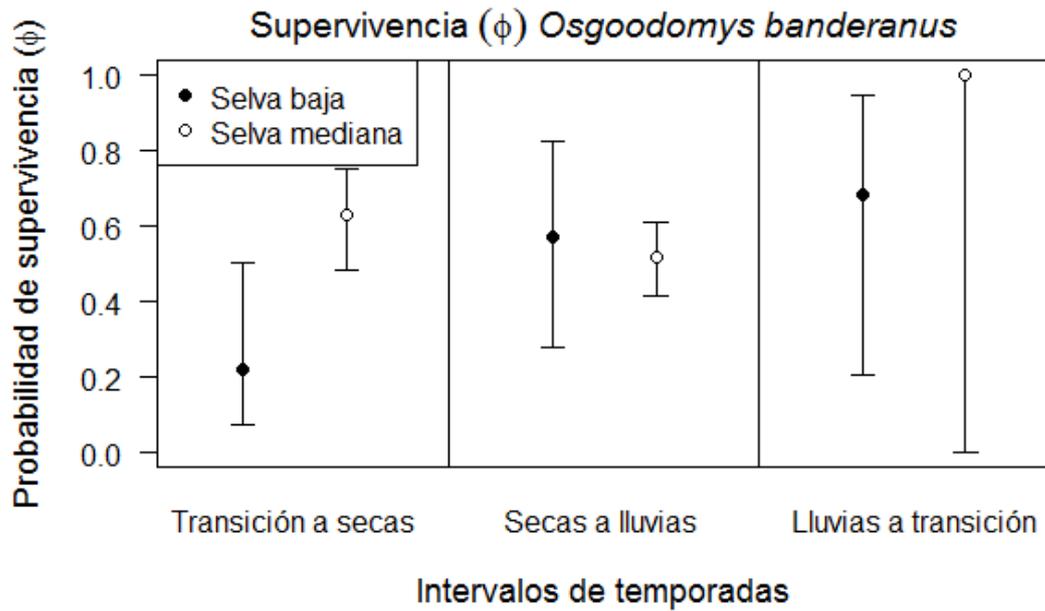
Para el caso de la selva mediana (Anexo 43) es lo mismo pero en este caso son cinco los modelos con buen ajuste y peso de Akaike, de los cuales

cuatro no estiman correctamente los intervalos de confianza, solo el que incluye el efecto de los cambios en la precipitación interanual en la supervivencia (**Phi (lluvia), p (temp) Lambda (temp)**) calcula todas las supervivencias correctamente, pero es inmanejable gráficamente, por ser demasiados puntos, por lo cual graficamos, en ambos tipos de vegetación, el modelo que solo incluye la estacionalidad climática como factor.

Supervivencia

Los modelos que mejor explican la supervivencia de esta especie muestran dos patrones distintos entre tipos de vegetación, mientras en la selva baja caducifolia la tendencia es al incremento en la supervivencia de la temporada de transición a la de lluvias (Figura 55). En la selva mediana subperenifolia el patrón es el mantener la supervivencia entre el 40% y 75% entre los primeros dos intervalos durante el último, de lluvias a transición, aumenta, aunque sus intervalos de confianza no pudieron ser correctamente calculados (Figura 55).

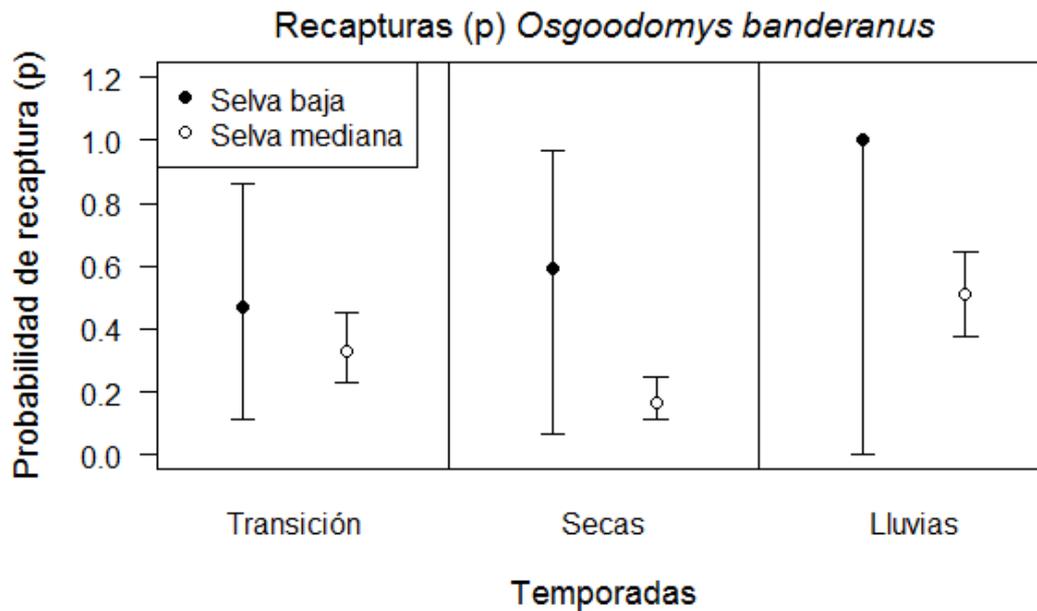
Figura 55. Supervivencia (Φ) de *Osgoodomys banderanus* para ambos tipos de vegetación, selva baja caducifolia y selva mediana subperenifolia. Las temporadas se dividen en transición (noviembre-febrero), Secas (marzo a mayo) y lluvias (junio a octubre).



Probabilidad de recaptura

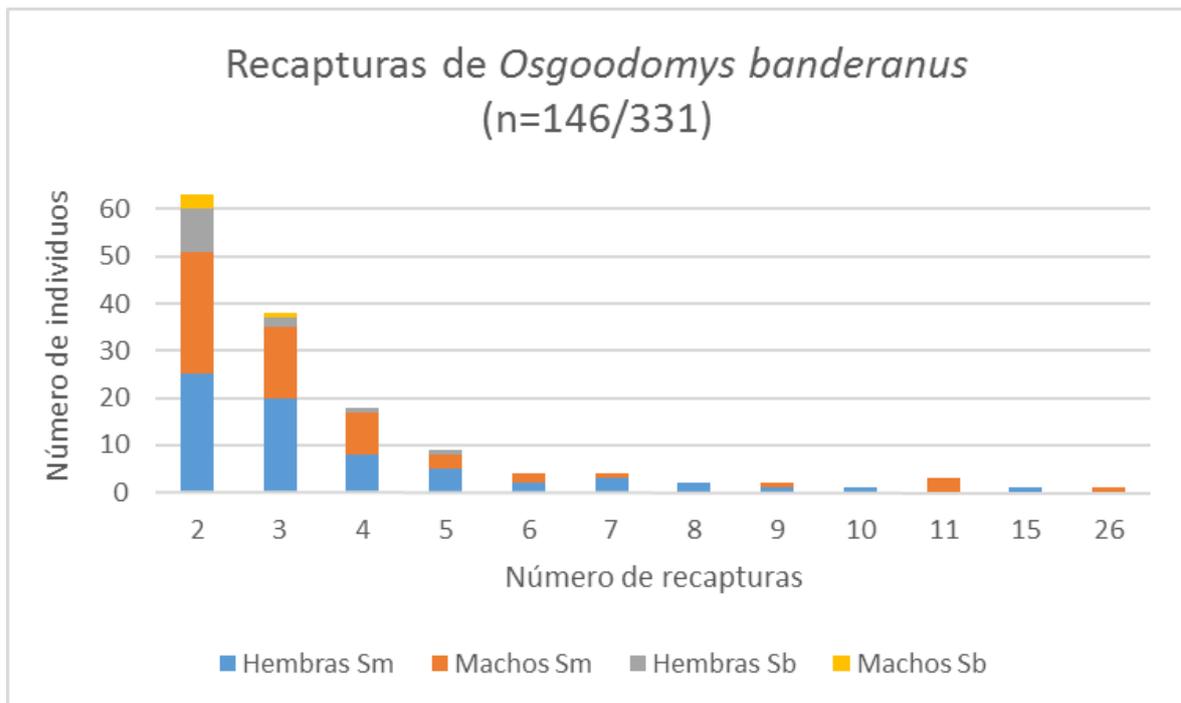
Las probabilidades de recaptura de *Osgoodomys banderanus* tienen patrones contrastantes, mientras en la selva baja caducifolia parece que la probabilidad de recaptura aumenta de la temporada de transición a la seca y a la de lluvias, con la limitante de que los modelos no pudieron calcular correctamente los intervalos de confianza por falta de individuos (Figura 56). En la selva mediana subperenifolia la supervivencia baja de transición a secas y luego vuelve a subir en lluvias (Figura 56).

Figura 56. Probabilidad de recaptura (p) de *Osgoodomys banderanus* para ambos tipos de vegetación, selva baja caducifolia y selva mediana subperenifolia. Las temporadas se dividen en transición (noviembre-febrero), Secas (marzo a mayo) y Lluvias (junio a octubre).



Los porcentajes de recaptura son del 44%, siendo más común recapturar hembras que machos, tanto en selva baja (53% vs 47%) como en selva mediana (76% vs 24%). Igual que en las otras especies la cantidad de recapturas es mayor en selva mediana que en selva baja, en la primera se recapturaron individuos hasta 26 veces mientras en la última solo en cinco ocasiones (Figura 57).

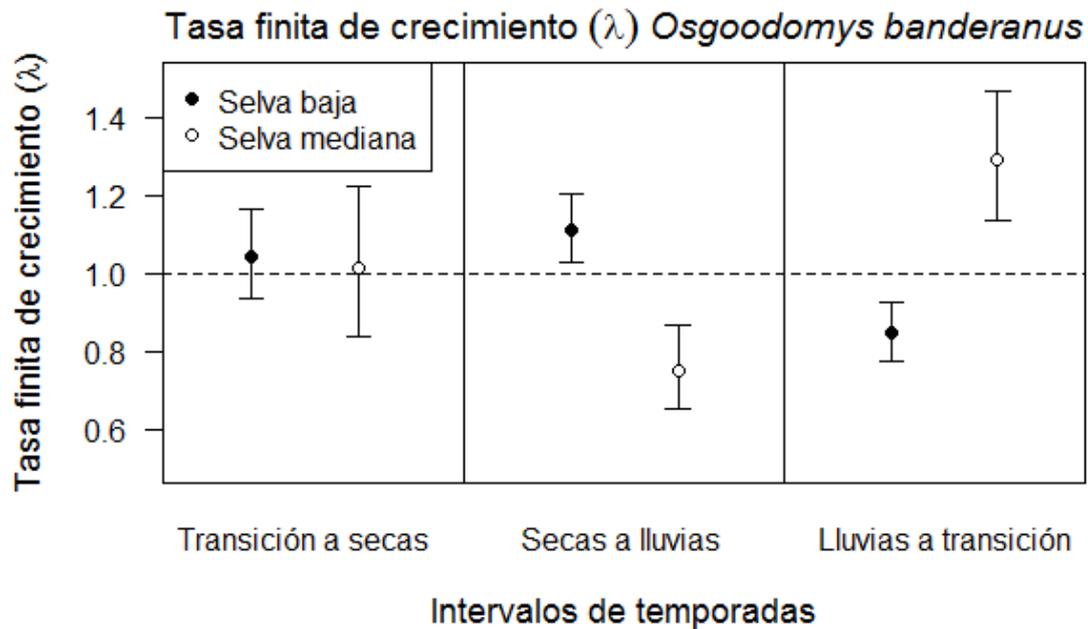
Figura 57. Proporción de individuos de *Osgoodomys banderanus* que fueron recapturados al menos una vez (dos capturas): 146 individuos de 331 capturados (44%). Ordenados por el número de veces que son recapturados, su identidad sexual y el tipo de vegetación al que pertenecen.



Crecimiento poblacional

La tasa de crecimiento (λ) de *Osgoodomys banderanus* muestra dos tendencias opuestas en selva baja y en selva mediana (Figura 58), mientras en la primera la población aumenta durante los intervalos de transición a secas y de secas a lluvias en el periodo de lluvias a transición disminuye su tamaño poblacional en selva mediana es exactamente lo opuesto, la población está en equilibrio en el primer intervalo, posteriormente decrece y después aumenta en una tasa de hasta el 150% en la última temporada (Figura 58).

Figura 58. Tasa de crecimiento poblacional (λ) de *Osgoodomys banderanus* para ambos tipos de vegetación, selva baja caducifolia y selva mediana subperenifolia. Las temporadas se dividen en transición (noviembre-febrero), Secas (marzo a mayo) y Lluvias (junio a octubre).



Peromyscus perfulvus

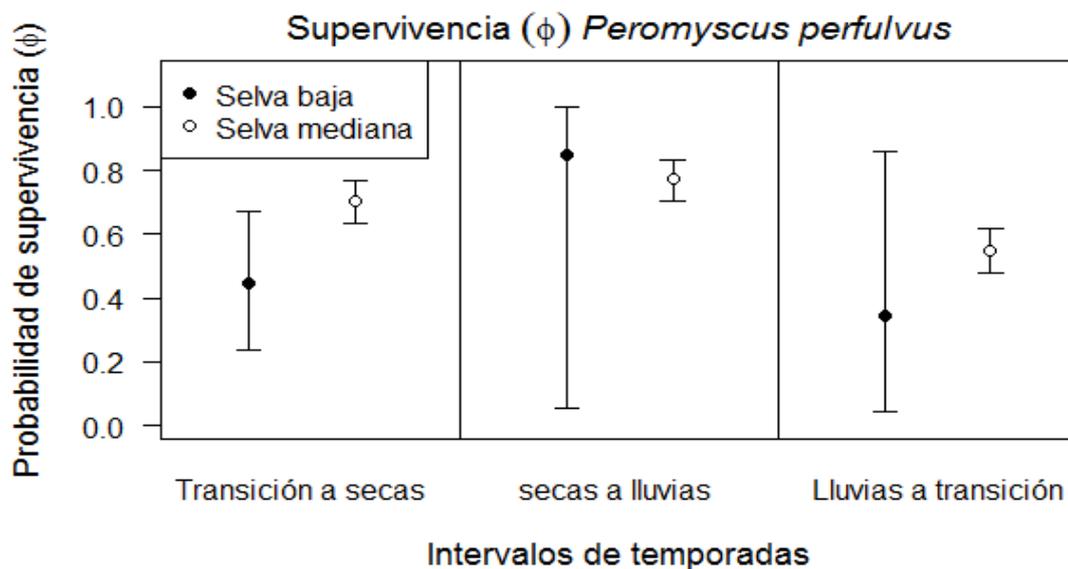
Los modelos que mejor representan la dinámica de las poblaciones de *Peromyscus perfulvus* son los que incluyen únicamente la estacionalidad climática, tanto en la supervivencia (Φ), recaptura (ρ) y crecimiento poblacional (λ) para los individuos de la selva baja caducifolia (Anexo 44), mientras que para los de la selva mediana subperenifolia la estacionalidad climática también es el principal factor, pero existe una importante interacción entre la precipitación y la identidad sexual de esta especie, la probabilidad de recaptura es distinta entre sexos (Anexo 45).

Supervivencia

El patrón es muy parecido en ambos tipos de vegetación, un aumento de transición a secas y de secas a lluvias, con una disminución entre lluvias y transición. Debido a la menor cantidad de individuos en la selva baja caducifolia

los intervalos de confianza son muy amplios, eso no es el caso en selva mediana subperenifolia, donde los intervalos son muy claros y bien calculados (Figura 59).

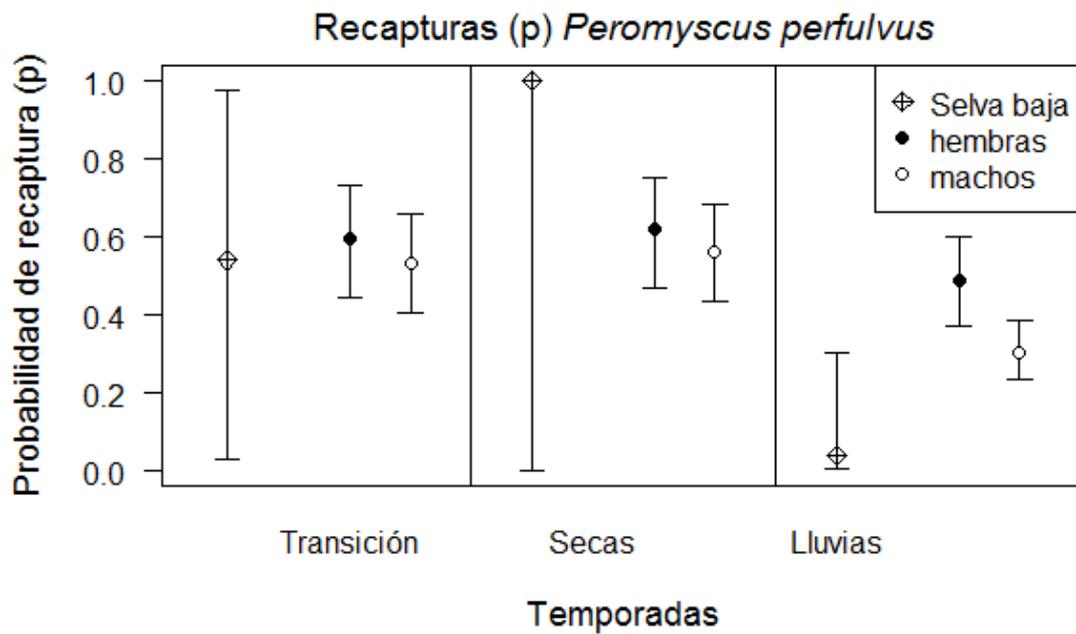
Figura 59. Supervivencia (Φ) de *Peromyscus perfulvus* para ambos tipos de vegetación, selva baja caducifolia y selva mediana subperenifolia. Las temporadas se dividen en transición (noviembre-febrero), Secas (marzo a mayo) y lluvias (junio a octubre).



Probabilidad de recaptura

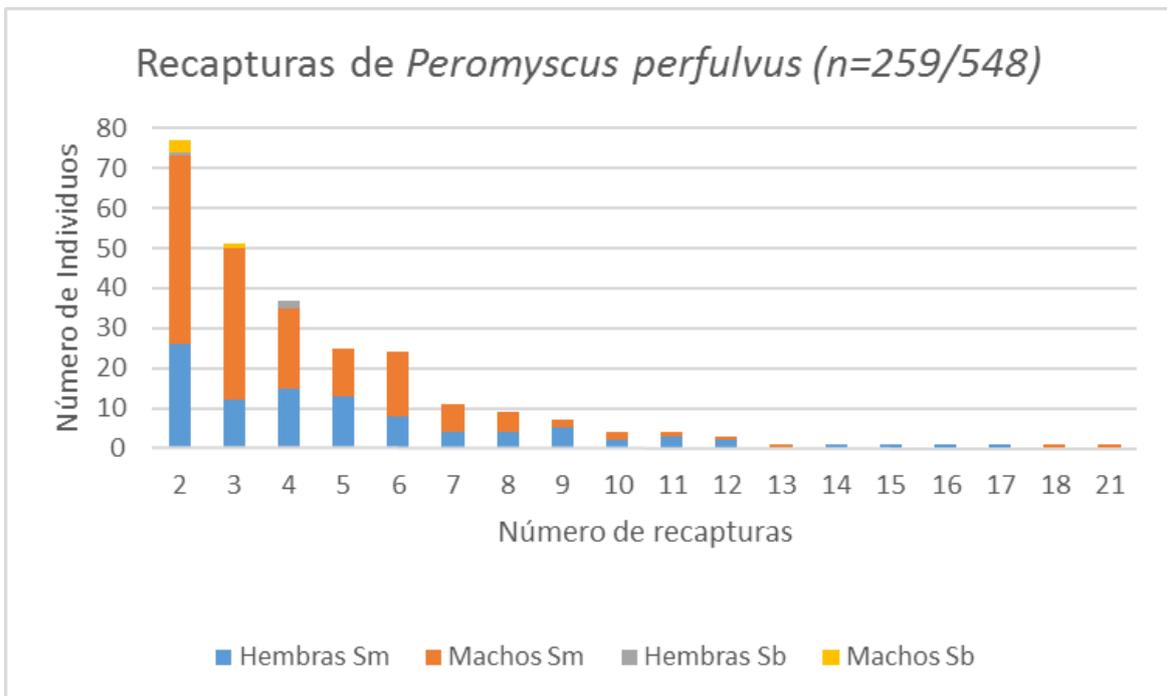
La probabilidad de recaptura de *Peromyscus perfulvus* en selva baja va en aumento de la temporada de secas a la de lluvias y después disminuye hacia la temporada de transición, con la misma limitante de la baja abundancia de la especie en este tipo de vegetación. Para la selva mediana la probabilidad de recaptura de las hembras siempre es ligeramente mayor que la de los machos, pero mientras la de las primeras se mantiene estable todo el año la de los machos disminuye en la temporada de lluvias. (Figura 60)

Figura 60. Probabilidad de recapturas (p) de *Peromyscus perfulvus* para ambos tipos de vegetación, selva baja caducifolia y selva mediana subperenifolia. Las temporadas se dividen en transición (noviembre-febrero), Secas (marzo a mayo) y Lluvias (junio a octubre).



Los porcentajes de recaptura para *Peromyscus perfulvus* es de 47.3%, con solamente cuatro recapturas como el máximo en selva baja caducifolia, a pesar de que las hembras se recapturan más que los machos el porcentaje de machos es superior que el de hembras recapturadas (57% contra 43%), aunque, siendo solamente 26 individuos, entre recapturas y solo capturados en una ocasión. Un escenario distinto se presenta en la selva mediana subperenifolia, donde, con 522 capturas se analizaron un número mucho mayor de individuos, siendo los machos más recapturados (61%) que las hembras (39%), y en ambos sexos existen series de recapturas muy largas, hasta 17 en hembras y 21 en machos (Figura 61).

Figura 61. Proporción de individuos de *Peromyscus perfulvus* que fueron recapturados al menos una vez (dos capturas): 259 individuos de 548 capturados (47.3%). Ordenados por el número de veces que son recapturados, su identidad sexual y el tipo de vegetación al que pertenecen.

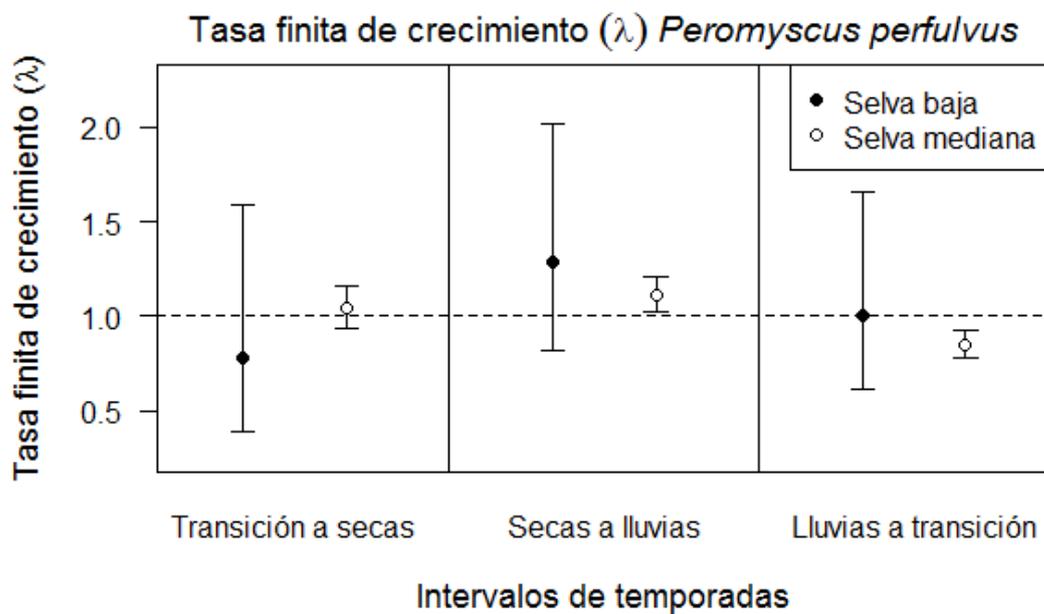


Crecimiento poblacional

La λ de *Peromyscus perfulvus* presenta tendencias parecidas en ambos tipos de vegetación, sube de secas a lluvias y luego disminuye hacia la temporada de transición. Las diferencias incluyen la magnitud de los cambios, mientras en selva baja caducifolia se empieza de una tasa negativa de crecimiento se llega a un aumento de hasta el doble del tamaño poblacional, mientras que en la selva mediana el inicio es con un crecimiento muy moderado, que nunca alcanza a ser de más de un aumento del 20% en el tamaño

poblacional a terminar en una disminución de la misma magnitud en el intervalo de la temporada de lluvias a la de transición (Figura 62).

Figura 62. Tasa de crecimiento poblacional (λ) de *Peromyscus perfulvus* para ambos tipos de vegetación, selva baja caducifolia y selva mediana subperenifolia. Las temporadas se dividen en transición (noviembre-febrero), Secas (marzo a mayo) y Lluvias (junio a octubre).



Discusión

Casi todas las especies presentan mayor abundancia en la selva mediana, por lo tanto, sus estimaciones son más precisas en ese hábitat, comparado con la selva baja, en la cual solamente *Liomys pictus* es más abundante, debido a sus características como heterómido, que lo hacen dominar ambos hábitats, pero más intensamente la selva baja caducifolia (Brylski, 1993; Frank, 1988; French, 1993; Brown & Harney, 1993; Hudson & Rummel, 1966; Sánchez-Cordero & Fleming, 1993).

Contrario con lo que se hubiera esperado la temporada con mayor supervivencia es la ambientalmente más dura: el paso de secas a lluvias, cuando la humedad ya no está presente y la cobertura vegetal es casi nula. Y aunque la supervivencia es mayor en selva mediana eso puede ser debido a la baja abundancia en selva baja. Igualmente, la probabilidad de recapturar a los individuos de todas las especies, menos *Osgoodomys banderanus*, fue mayor durante la temporada seca, posiblemente debido a que es la parte del año en la que menos recursos encuentran y, por lo tanto, se arriesgan más por los que obtienen. Aunque eso no reporte una disminución en su supervivencia (Lebreton *et al.*, 1992).

El número de recapturas para todas las especies es mayor en selva mediana, excepto para *Liomys pictus* y *Oryzomys mexicanus*, cuya cantidad de recapturas en selva baja es muy superior a selva mediana. Es importante notar que la primera es un heterómido adaptado a condiciones semiáridas y la segunda es una especie invasiva y oportunista, capaz de ocupar nichos que otras no pueden (Ceballos y Oliva, 2005).

La abundancia de *Liomys pictus* es mucho mayor a la de las demás especies,

eso permitió obtener más detalles de sus patrones demográficos y la variación de estos entre sexos, presentando mayor variabilidad en la supervivencia entre sexos en selva mediana, comparada con selva baja y lo opuesto en el caso de la tasa de crecimiento. Esto habla de una relación inversa entre ambos patrones para esta población que presenta disminución en su abundancia, particularmente en la selva mediana, como ya lo habíamos visto en el primer capítulo de esta disertación. Los machos de *Liomys pictus* presentaron una mayor probabilidad de recaptura, probablemente debido a sus hábitos territoriales (Brown & Harney, 1993; Ceballos & Oliva, 2005; Jones, 1985, 1993; M'Closkey, 1980, 1985; Sánchez-Cordero & Fleming, 1993). Contrastantemente las hembras fueron las que presentaron una mayor longevidad e historias de encuentro más largas.

La tasa de individuos capturados al menos dos veces es cercana al 50% para todas las especies, pero hay especies como *Osgoodomys banderanus* y *Peromyscus perfulvus* que tienen individuos, hembras para la primera y machos para la última, que fueron recapturados en más de 20 ocasiones, lo cual significa ratones de más de cuatro años, algo que no se esperaría para este grupo, en gran parte debido a que son especies pequeñas (Anexo 23). Estas especies tienen historias de vida que iteróparas, como se ha publicado en primates, en las que las especies tienden a ser semélparas en la zona templada e iteróparas en la región tropical (Ross, 1988). En el género *Peromyscus* (*Osgoodomys* fue descrito a partir de *Peromyscus* recientemente) se ha encontrado este patrón también en especies de la región templada, que presentan características iteróparas, independientemente de su peso corporal (Brown & Sibly, 2006; Promislow & Harvey, 1990; Krebs, 1966, 1999). La muy cercana relación entre la disponibilidad de alimento y la historia de vida de especies del género

Peromyscus ya ha sido documentada en la región templada (Vessey & Vessey, 2007).

El porcentaje de recaptura por sexo para todas las especies fue ligeramente mayor para los machos, para *Oryzomys melanotis* la disparidad es mayor y para *Peromyscus perfulvus* los machos son mucho más comunes. *Osgoodomys banderanus* es la única en la que se recapturan más hembras que machos. Estas diferencias posiblemente demuestren las diferencias en los nichos de estas especies, pues se sabe qué factores como la variabilidad climática afectan el macho-hembra (Post *et al.*, 1999, 2002), al que la competencia intra e interespecífica (Godfray & Werren, 1996).

La tasa finita de crecimiento poblacional se encuentra generalmente cerca del equilibrio ($\lambda=1$), pero presenta su pico más bajo entre la temporada de transición y la de secas. Paradójicamente cuando las especies de Chamela están en época de nacimientos (Helm III, *et al.*, 1974; López & Medellín, 2005; Téllez & Medellín, 2005; Mendoza, 2002a, 2002b, Mendoza & Miranda, 2002). Las especies que presentaron mayores tasas de crecimiento fueron las del género *Oryzomys*, especies oportunistas e invasivas que son favorecidas por los eventos climáticos extremos, como vimos en los dos capítulos anteriores. Para el caso de *Liomys pictus* se observan tasas finitas de crecimiento, por lo general, por debajo del 1, lo que significa que la especie está disminuyendo su tamaño poblacional en gran parte de los sitios y temporadas. Esto es muy negativo debido a que dicha especie tiene gran importancia en la estructuración y funcionamiento de las selvas secas debido a que únicamente es granívoro y, por sus características como heterómido, es muy eficiente depredando semillas (Briones, 1991, 1996; Briones & Sánchez-Cordero, 1999; Briones *et al.*, 2006;

Ceballos & Oliva, 2005, Frank, 1988; Janzen, 1971, 1982a, 1982b, 1986a, 1988; Hay & Fuller, 1981; Hudson & Rummel, 1966; M'Closkey, 1980, 1985; Matson & Christian, 1977), posiblemente lo haga de manera selectiva, como su especie hermana *Liomys irroratus* (Mason-Romo, 2005) y por lo tanto su disminución poblacional cause cambios dramáticos en la estructura vegetal de las selvas que habita, tal como se ha visto para especies de heterómidos desérticos (Hay & Fuller, 1981; Hudson & Rummel, 1966).



Conclusiones

- Tanto la supervivencia, la probabilidad de recaptura y la tasa de crecimiento dependen esencialmente de la estacionalidad climática y la magnitud de estas variables depende de la especie.
- La temporada con mayor supervivencia, recaptura y crecimiento, contrario a lo esperado, es la temporada seca.
- La mayoría de las especies sobreviven, tienen mayor probabilidad de recaptura y tasa de crecimiento en la selva mediana, con excepción de *Oryzomys mexicanus*.
- El radio macho-hembra varía entre especies, lo cual puede sugerir otra forma en que el clima interactúa con las especies.
- La probabilidad de recaptura no varía entre sexos, excepto para *Peromyscus perfulvus* en selva mediana subperenifolia y para *Liomys pictus* en distintas variables. En esta especie la probabilidad de capturar hembras es mayor que la de los machos.
- Las especies con mayor tasa de crecimiento son las que presentan características de especies invasivas y oportunistas.
- La mucho mayor abundancia de *Liomys pictus* permite que la demografía sea mucho más detallada en todos los parámetros modelados, explicando las diferencias entre los sexos, la variabilidad dentro de (y entre) los tipos de vegetación.

DISCUSIÓN GENERAL

Existen fuertes oscilaciones en las poblaciones de los pequeños mamíferos de Chamela, así como cambios importantes en la diversidad, tanto taxonómica como funcional, debido a la intensa variabilidad interanual de la región. La fuerte estacionalidad climática de la región, particularmente la lluvia, será el principal proceso involucrado en la dinámica poblacional y comunitaria de los pequeños mamíferos de Chamela. La mayor severidad en los cambios estacionales de la selva baja caducifolia genere fluctuaciones más intensas que en la selva mediana subperenifolia.

Liomys pictus, al ser un heterómido, (tiene características fisiológicas y ecológicas que le permiten sobrevivir más fácilmente en condiciones de aridez) será más abundante, particularmente en la selva baja caducifolia. Esta especie, al ser altamente territorial competirá intensamente de manera intraespecífica y con las demás especies, especialmente donde las condiciones ambientales sean menos intensas: la selva mediana subperenifolia. Debido a la mezcla entre condiciones más severas y las características de *Liomys pictus* esperamos que la selva baja caducifolia tenga menor diversidad funcional a lo largo del tiempo por la baja equitatividad de la comunidad de pequeños mamíferos, comparativamente con la selva mediana subperenifolia, la cual tendrá una mayor diversidad funcional.

Los eventos climáticos extremos (como huracanes o inundaciones fuera de temporada) causaron importantes disminuciones en las poblaciones y la diversidad de ambas selvas. Excepto para las especies invasivas y oportunistas, que tendrán interacciones negativas con las demás, sobretodo en casos de

eventos climáticos extremos, que las beneficiarán. Estas especies presentaron altas tasas de crecimiento, a pesar de ese tipo de eventos (y por ellos).

Como las especies arborícolas y semiarborícolas tienen características parecidas esperamos que las interacciones interespecíficas sean intensas entre ellas. La ausencia o presencia de estas especies causará cambios en la diversidad funcional por ser especies complementarias y no redundantes ecológicamente. Estas especies presentan importantes diferencias demográficas, como supervivencia diferencial entre machos y hembras, así como longevidades muy superiores a las de las demás especies, mismas que pueden generar estas intensas y cercanas interacciones y hacer posible su convivencia sin competir entre ellas y presentando interacciones positivas (cooperación o coincidencia en sus dinámicas poblacionales).



CONCLUSIONES GENERALES

La dinámica poblacional, la diversidad taxonómica y funcional y los patrones demográficos, de dos ensamblajes de pequeños mamíferos de Chamela son generados por la intensa estacionalidad climática. El patrón de precipitación de la región deja huellas más profundas en la selva baja, comparativamente con la selva mediana.

La disrupción climática global causa importantes cambios en la precipitación de la región y aumenta la probabilidad de eventos climáticos extremos. Estos eventos causan cambios intensos en la dinámica poblacional y comunitaria, que van desde cambios de dominancia, disminución en la riqueza y diversidad funcional, extinciones, e invasiones poblacionales de especies oportunistas, cuyo aumento no aumenta la diversidad funcional, pero pone en riesgo las delicadas relaciones de especies altamente complementarias –la mayoría endémicas.

El conocimiento obtenido nos urge a actuar para proteger estas especies y sus interacciones, en el entendido de que el grado de conservación de estos ecosistemas puede hacerlos importantes reservorios para recuperar las interacciones aquí vistas en regiones adyacentes que ya fueron perturbadas.

ANEXOS

Anexos generales

Anexo 1. Promedios mensuales y acumulados anuales (AA) de la precipitación en milímetros registrada en la región de Chamela-Cuixmala durante el periodo 1987-2007. Las celdas obscurecidas representan la temporada de lluvias de la región, de junio a octubre y la celda en negritas y obscurecida es el evento de precipitación atípica registrado en enero de 1992, los años en los que el acumulado anual fue más bajo del promedio ($772\pm 258\text{mm}$) están marcados en obscuro. (Fuente: Instituto de biología 2012). Debido a su tamaño la tabla está en la próxima página.

AÑO	ENERO	FEBRERO	MARZO	ABRIL	MAYO	JUNIO	JULIO	AGOSTO	SEPTIEMBRE	OCTUBRE	NOVIEMBRE	DICIEMBRE	Acumulado anual
1989	0	0	0	0	0	42.2	221	198.9	175.5	210.1	61	28.9	937.6
1990	0	0	0	0	0	215.7	60.3	98.8	149.8	59.4	0	0	584
1991	0	0	0	0	0	66.1	112.5	186.6	153.2	31.7	58.5	2.8	611.4
1992	648.7	9.1	0	0	3.3	111.24	116.9	149.56	240.44	25.88	0	88.5	1393.62
1993	38.34	0	0	0	0	244.31	148	288.62	202.15	45.21	246.72	0	1213.35
1994	0	0	0	0	0	70.63	157.96	55.3	47.47	170.91	0.25	0	502.52
1995	0	0	0	0	0	58.52	92.91	292.4	366.47	0	0	33.77	844.07
1996	0	0	0	0	0.5	223.52	83.79	309.07	15.35	90.39	62.47	0	785.09
1997	5.05	0	16.75	13.95	0	19.03	156.92	28.42	170.88	186.96	73.3	7.86	679.12
1998	0	3.3	0	0	0	164.73	75.41	86.56	811.96	149.56	0	0	1291.52
1999	0	0	0	0	0	90.15	252.2	337.2	452.3	30.46	0	0	1162.31
2000	0	0	0	0	0	177.49	21.82	59.91	207.95	66.17	0	17.26	550.6
2001	0	0	24.2	0	0	13.5	79.6	171	94.7	8.9	0	0	391.9
2002	0	99.3	0	0	0	49.3	148	81.3	150	94.2	58.7	0	680.8
2003	0	0	0	0	0	231.39	57.02	180.34	273.13	75.69	0	0	817.57
2004	95	0	0	0	0	60.2	309.37	133.35	29.71	24.13	0	0	651.76
2005	3.3	0	0	0	0	4.32	69.6	127.76	153.16	25.65	0	0	383.79
2006	0	0	0	0	0	159	228.35	218.44	405.64	46.72	1.27	0	1059.42
2007	3.05	3.3	0	0	0	0	167.13	527.42	322.33	8.89	0	0	1032.12
2008	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	25.4	618.7	185.9	105.4	20.1	0.0	0.0	955.548
2009	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	144.3	79.5	84.8	103.4	138.9	0.0	99.1	650
2010	18.8	154.7	0	0	0	27.2	179	285.8	459.7	6.6	0	0.0	1131.8
2011	0	0	0	0	0	60.198	364.744	263.652	180.086	346.71	0	0	1215.39
2012	0	40.386	0	0	52.324	215.646	67.31	224.536	211.582	97.898	45.212	7.62	962.514
TOTAL	812.2	310.1	41.0	14.0	56.1	2474.1	3868.1	4575.7	5482.3	1961.1	607.4	285.8	20487.8

Anexo 2. Mamíferos pequeños registrados en la región a la que pertenece la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala (Ceballos y Miranda, 1986 y 2000), señalando las especies y géneros endémicos (Ceballos y Rodríguez, 1993), especies introducidas y el estatus de conservación de cada una (SEMARNAT, 2002 y Ceballos *et al.*, 2005), Género y especie significa que tanto el género como la especie son endémicas de México. *Presente de México a Sudamérica.

Familia	Especie	Endemicidad	Conservación
Heteromyidae	<i>Liomys pictus</i>	Mesoamérica	No incluida
Didelphidae	<i>Tlacuatzin canescens</i>	Género y especie	No incluida
Mephitidae	<i>Spilogale pygmaea</i>	México	Amenazada
Muridae	<i>Xenomys nelsoni</i>	Género y especie	Amenazada
Muridae	<i>Baiomys musculus</i>	Mesoamérica	No incluida
Muridae	<i>Hodomys alleni</i>	Género y especie	No incluida
Muridae	<i>Mus musculus</i>	Introducida	No incluida
Muridae	<i>Nyctomys sumichrasti</i>	Mesoamérica	No incluida
Muridae	<i>Oligoryzomys fulvescens*</i>	No	No incluida
Muridae	<i>Oryzomys melanotis</i>	México	No incluida
Muridae	<i>Oryzomys mexicanus</i>	México	No incluida
Muridae	<i>Osgoodomys banderanus</i>	Género y especie	No incluida
Muridae	<i>Peromyscus perfulvus</i>	México	No incluida
Muridae	<i>Rattus rattus</i>	Introducida	No incluida
Muridae	<i>Reithrodontomys fulvescens</i>	Norteamérica	No incluida
Muridae	<i>Sigmodon alleni</i>	México	No incluida
Muridae	<i>Sigmodon mascotensis</i>	México	No incluida
Sciuridae	<i>Sciurius colliaei</i>	México	No incluida
Soricidae	<i>Megasorex gigas</i>	México	Amenazada

Anexos capítulo uno

Anexo 3. Datos del análisis de correlación realizado para comparar la productividad primaria con los datos climáticos, para ambos tipos de vegetación. LN=Productividad año anterior; TT=Temperatura nov-feb; W=lluvia jun-oct; D=Lluvia mar-may; T=lluvia nov-feb. Los factores más significativos se encuentran enmarcados en gris.

Selva baja caducifolia, llluvias

Resumen		ANÁLISIS DE VARIANZA						
<i>Estadísticas de la regresión</i>			<i>Grados de libertad</i>	<i>Suma de cuadrados</i>	<i>Promedio de los cuadrados</i>	<i>F</i>	<i>Valor crítico de F</i>	
Coefficiente de	0.8728468	Regresión	7	4.08562574	0.58366082	8.226610898	0.000153135	
Coefficiente de	0.76186153	Residuos	18	1.277062315	0.070947906			
R ² ajustado	0.66925213	Total	25	5.362688055				
Error típico	0.26636048							
Observacion	26							
	<i>Coefficientes</i>	<i>Error típico</i>	<i>Estadístico t</i>	<i>Probabilidad</i>	<i>Inferior 95%</i>	<i>Superior 95%</i>	<i>Inferior 95.0%</i>	<i>Superior 95.0%</i>
Intercepción	3.62646423	2.02049148	1.79484262	0.08949012	-0.618430851	7.871359318	-0.618430851	7.871359318
LN	-1.07318111	0.21919708	-4.8959645	0.000116346	-1.533697079	-0.612665138	-1.533697079	-0.612665138
W	1.6788E-06	0.00024725	0.00679001	0.994657085	-0.000517772	0.00052113	-0.000517772	0.00052113
T	0.00057253	0.00046757	1.22447584	0.236557423	-0.000409801	0.001554861	-0.000409801	0.001554861
D	-0.00139347	0.00162372	-0.85819209	0.402069826	-0.004804778	0.002017848	-0.004804778	0.002017848
TW	0.13033918	0.14274678	0.91307964	0.373269108	-0.169560683	0.430239047	-0.169560683	0.430239047
TT	-0.15081915	0.0692782	-2.17700721	0.043032254	-0.296367253	-0.005271044	-0.296367253	-0.005271044
TD	-0.0128519	0.10984616	-0.11699904	0.908156389	-0.243630122	0.217926331	-0.243630122	0.217926331

Selva baja caducifolia, transición

Resumen		ANÁLISIS DE VARIANZA						
<i>Estadísticas de la regresión</i>			<i>Grados de libertad</i>	<i>Suma de cuadrados</i>	<i>Promedio de los cuadrados</i>	<i>F</i>	<i>Valor crítico de F</i>	
Coefficiente de correlación múltiple	0.83477471	Regresión	7	14.92093864	2.131562662	5.91090197	0.001109343	
Coefficiente de determinación R ²	0.69684881	Residuos	18	6.491078365	0.360615465			
R ² ajustado	0.57895669	Total	25	21.412017				
Error típico	0.60051267							
Observaciones	26							
	<i>Coefficientes</i>	<i>Error típico</i>	<i>Estadístico t</i>	<i>Probabilidad</i>	<i>Inferior 95%</i>	<i>Superior 95%</i>	<i>Inferior 95.0%</i>	<i>Superior 95.0%</i>
Intercepción	5.26088463	4.16393602	1.26344031	0.222550769	-3.487220326	14.00898958	-3.48722033	14.00898958
LN	-1.31792253	0.26069864	-5.05534868	8.23728E-05	-1.865630052	-0.77021501	-1.86563005	-0.77021501
W	0.00057315	0.00059652	0.96082279	0.349371461	-0.000680095	0.0018264	-0.00068009	0.0018264
T	0.00164192	0.00112366	1.46122361	0.161191711	-0.000718805	0.004002646	-0.0007188	0.004002646
D	0.00330393	0.00367287	0.89954867	0.380237525	-0.00441249	0.011020342	-0.00441249	0.011020342
TW	-0.23920445	0.32695187	-0.73161976	0.47381889	-0.926104853	0.447695946	-0.92610485	0.447695946
TT	0.02369128	0.16599427	0.14272345	0.888094089	-0.325049755	0.372432306	-0.32504976	0.372432306
TD	0.15187353	0.24354397	0.62359797	0.540714196	-0.359793374	0.663540431	-0.35979337	0.663540431

Selva baja caducifolia, secas

Resumen		ANÁLISIS DE VARIANZA						
<i>Estadísticas de la regresión</i>			<i>Grados de libertad</i>	<i>Suma de cuadrados</i>	<i>Promedio de los cuadrados</i>	<i>F</i>	<i>Valor crítico de F</i>	
Coefficiente de correlación múltiple	0.828673966	Regresión	7	1.231470619	0.175924374	5.636145703	0.001445963	
Coefficiente de determinación R ²	0.686700542	Residuos	18	0.561844725	0.031213596			
R ² ajustado	0.564861864	Total	25	1.793315345				
Error típico	0.176673699							
Observaciones	26							
	<i>Coefficientes</i>	<i>Error típico</i>	<i>Estadístico t</i>	<i>Probabilidad</i>	<i>Inferior 95%</i>	<i>Superior 95%</i>	<i>Inferior 95.0%</i>	<i>Superior 95.0%</i>
Intercepción	2.24307112	1.619132132	1.385353966	0.182873019	-1.158599261	5.644741501	-1.158599261	5.644741501
LN	-0.707157591	0.216682328	-3.263568365	0.00431446	-1.16239027	-0.251924912	-1.16239027	-0.251924912
W	0.000291458	0.000174538	1.669880922	0.11224073	-7.52331E-05	0.000658149	-7.52331E-05	0.000658149
T	-0.000122543	0.000301639	-0.406255831	0.689343828	-0.000756263	0.000511177	-0.000756263	0.000511177
D	0.002379779	0.001221553	1.948157898	0.067162303	-0.00018661	0.004946167	-0.00018661	0.004946167
TW	0.05485157	0.08834495	0.620879521	0.542461739	-0.130754283	0.240457424	-0.130754283	0.240457424
TT	-0.04158515	0.044067993	-0.943658814	0.357838956	-0.134168567	0.050998267	-0.134168567	0.050998267
TD	-0.006869845	0.069896008	-0.098286661	0.922790914	-0.15371591	0.139976219	-0.15371591	0.139976219

Selva mediana subperenifolia, lluvias

Resumen		ANÁLISIS DE VARIANZA						
<i>Estadísticas de la regresión</i>			<i>Grados de libertad</i>	<i>Suma de cuadrados</i>	<i>Promedio de los cuadrados</i>	<i>F</i>	<i>Valor crítico de F</i>	
Coeficiente de correlación múltiple	0.92337109	Regresión	7	3.434591803	0.490655972	14.87548964	2.61017E-06	
Coeficiente de determinación R ²	0.85261417	Residuos	18	0.593715414	0.03298419			
R ² ajustado	0.79529745	Total	25	4.028307217				
Error típico	0.1816155							
Observaciones	26							
	<i>Coefficientes</i>	<i>Error típico</i>	<i>Estadístico t</i>	<i>Probabilidad</i>	<i>Inferior 95%</i>	<i>Superior 95%</i>	<i>Inferior 95.0%</i>	<i>Superior 95.0%</i>
Intercepción	3.50082285	1.34000978	2.6125353	0.017628308	0.685566766	6.316078924	0.685566766	6.316078924
LN	-1.12362662	0.17059393	-6.586557	3.46778E-06	-1.482031162	-0.765222081	-1.482031162	-0.765222081
W	0.00015219	0.00016783	0.9068227	0.376480697	-0.000200405	0.000504787	-0.000200405	0.000504787
T	0.00096191	0.00030781	3.12506009	0.005849493	0.000315236	0.001608592	0.000315236	0.001608592
D	-0.0021301	0.00114855	-1.8545911	0.080111826	-0.004543116	0.000282924	-0.004543116	0.000282924
TW	0.13163862	0.09507498	1.38457688	0.183106691	-0.068106504	0.331383754	-0.068106504	0.331383754
TT	-0.11096174	0.04841197	-2.29203104	0.034174583	-0.21267151	-0.009251963	-0.21267151	-0.009251963
TD	-0.03207667	0.07449847	-0.43056816	0.671893835	-0.188592158	0.124438815	-0.188592158	0.124438815

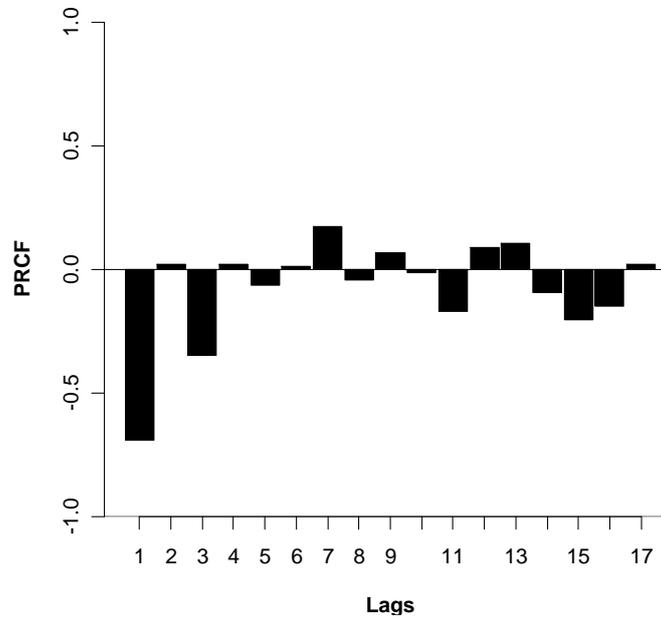
Selva mediana subperenifolia, transición

Resumen		ANÁLISIS DE VARIANZA						
<i>Estadísticas de la regresión</i>			<i>Grados de libertad</i>	<i>Suma de cuadrados</i>	<i>Promedio de los cuadrados</i>	<i>F</i>	<i>Valor crítico de F</i>	
Coeficiente de correlación múltiple	0.797978363	Regresión	7	1.936914696	0.276702099	4.507900804	0.004663061	
Coeficiente de determinación R ²	0.636769469	Residuos	18	1.104868542	0.061381586			
R ² ajustado	0.495513151	Total	25	3.041783238				
Error típico	0.247753074							
Observaciones	26							
	<i>Coefficientes</i>	<i>Error típico</i>	<i>Estadístico t</i>	<i>Probabilidad</i>	<i>Inferior 95%</i>	<i>Superior 95%</i>	<i>Inferior 95.0%</i>	<i>Superior 95.0%</i>
Intercepción	6.058883223	2.105993379	2.876971639	0.010031721	1.634355317	10.48341113	1.634355317	10.48341113
LN	-1.06977979	0.262925036	-4.068763506	0.000720609	-1.622164793	-0.517394788	-1.622164793	-0.517394788
W	-0.000382145	0.000293394	-1.302499987	0.209165039	-0.000998542	0.000234252	-0.000998542	0.000234252
T	-0.000233225	0.000423848	-0.550255184	0.588908361	-0.001123696	0.000657247	-0.001123696	0.000657247
D	-0.000198233	0.001698899	-0.116682931	0.908403344	-0.003767488	0.003371023	-0.003767488	0.003371023
TW	-0.046499928	0.136873118	-0.339730174	0.737991717	-0.33405968	0.241059823	-0.33405968	0.241059823
TT	-0.088356454	0.063708631	-1.386883566	0.182413763	-0.222203321	0.045490414	-0.222203321	0.045490414
TD	0.075548372	0.109382342	0.690681611	0.498576276	-0.1542554	0.305352144	-0.1542554	0.305352144

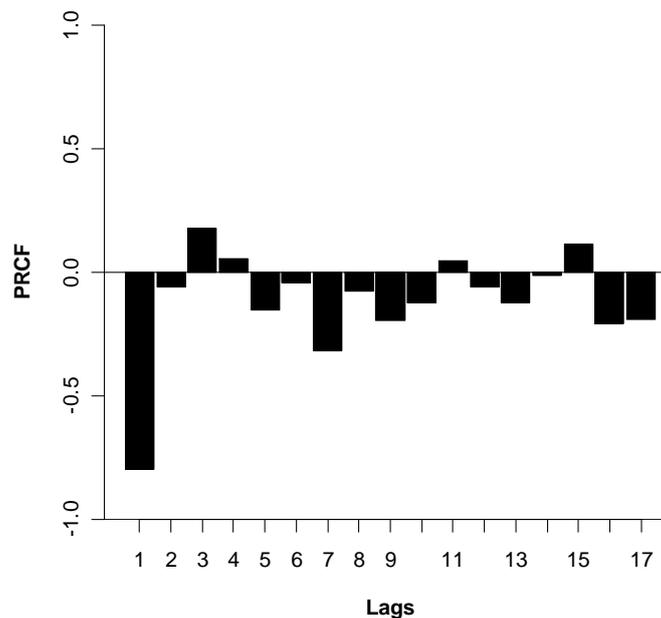
Selva mediana subperenifolia, secas

<i>Estadísticas de la regresión</i>		ANÁLISIS DE VARIANZA						
			<i>Grados de libertad</i>	<i>Suma de cuadrados</i>	<i>Promedio de los cuadrados</i>	<i>F</i>	<i>Valor crítico de F</i>	
Coefficiente de correlación múltiple	0.856784464	Regresión	7	6.317166352	0.902452336	7.098490496	0.000381471	
Coefficiente de determinación R^2	0.734079618	Residuos	18	2.288393857	0.127132992			
R^2 ajustado	0.630666136	Total	25	8.605560209				
Error típico	0.356557137							
Observaciones	26							
	<i>Coefficientes</i>	<i>Error típico</i>	<i>Estadístico t</i>	<i>Probabilidad</i>	<i>Inferior 95%</i>	<i>Superior 95%</i>	<i>Inferior 95.0%</i>	<i>Superior 95.0%</i>
Intercepción	1.75420941	2.532951391	0.692555497	0.497426942	-3.567323995	7.075742815	-3.567323995	7.075742815
LN	-1.230695167	0.203664313	-6.042762951	1.03262E-05	-1.658578012	-0.802812322	-1.658578012	-0.802812322
W	0.00118911	0.000361379	3.290479328	0.004065846	0.000429881	0.001948338	0.000429881	0.001948338
T	0.00078643	0.000602755	1.304724946	0.20842199	-0.000479912	0.002052772	-0.000479912	0.002052772
D	0.001522585	0.002176226	0.699644863	0.493092617	-0.003049496	0.006094666	-0.003049496	0.006094666
TW	0.164436261	0.191906395	0.856856603	0.402788203	-0.238744113	0.567616636	-0.238744113	0.567616636
TT	0.030348865	0.094408514	0.321463216	0.751562231	-0.167996063	0.228693792	-0.167996063	0.228693792
TD	-0.132805282	0.147672712	-0.89932175	0.380355125	-0.443054138	0.177443574	-0.443054138	0.177443574

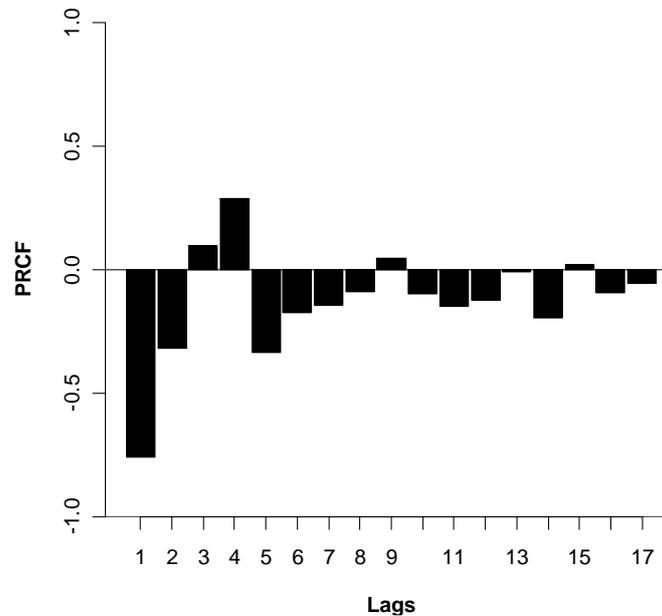
Anexo 4. PRCF de *Liomys pictus* en selva baja, negativa y de primer orden, sin desfases temporales, lo cual sugiere que no es afectada por la interacción con otras especies.



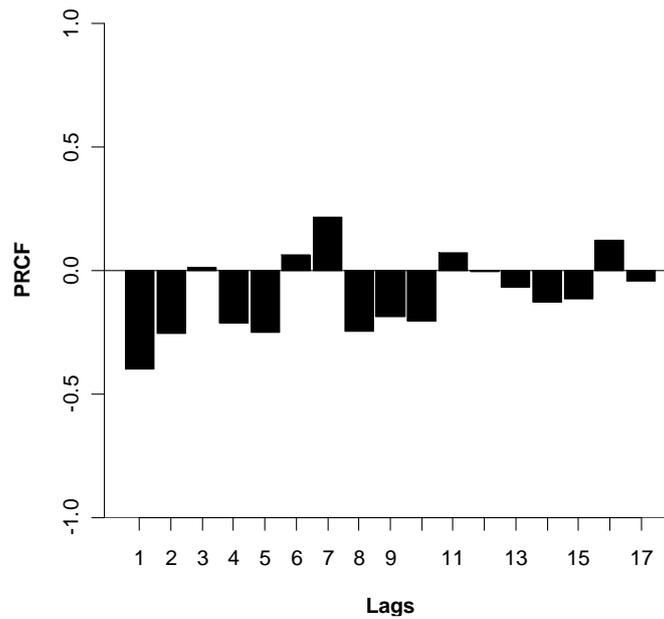
Anexo 5. PRCF de *Liomys pictus* en selva mediana (sin tendencia), muestra retroalimentación negativa y de primer orden, sin desfases temporales, lo cual sugiere que no es afectada por la interacción con otras especies.



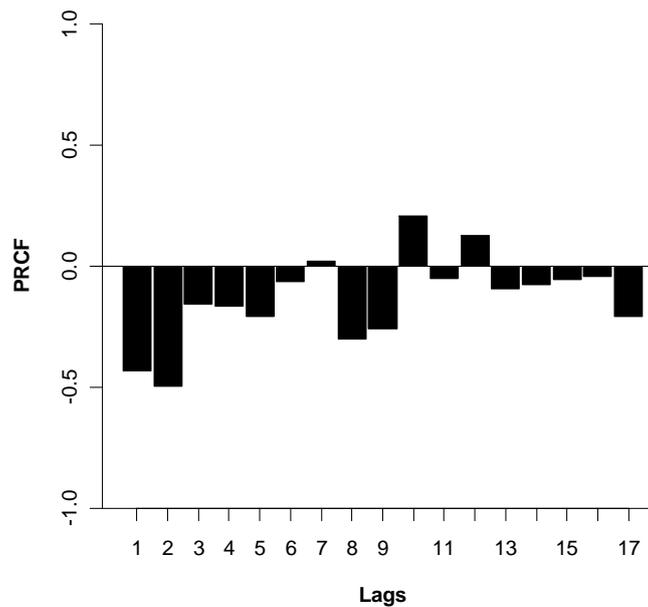
Anexo 6. PRCF de *Nyctomys sumichrasti*, sin tendencia, muestra una estructura de retroalimentación negativa de primer orden sin evidencia de efectos de segundo orden, generados por interacciones inter-específicas.



Anexo 7. PRCF de *Oryzomys melanotis*, presenta una estructura negativa de retroalimentación de primer grado con efectos importantes de perturbaciones negativas de segundo grado marcada por ciclos de 2-3 años posiblemente generados por fuertes interacciones tróficas en una estructura de retroalimentación negativa donde se puede también inferir competencia por interferencia con especies que compartan cercanamente su nicho ecológico.

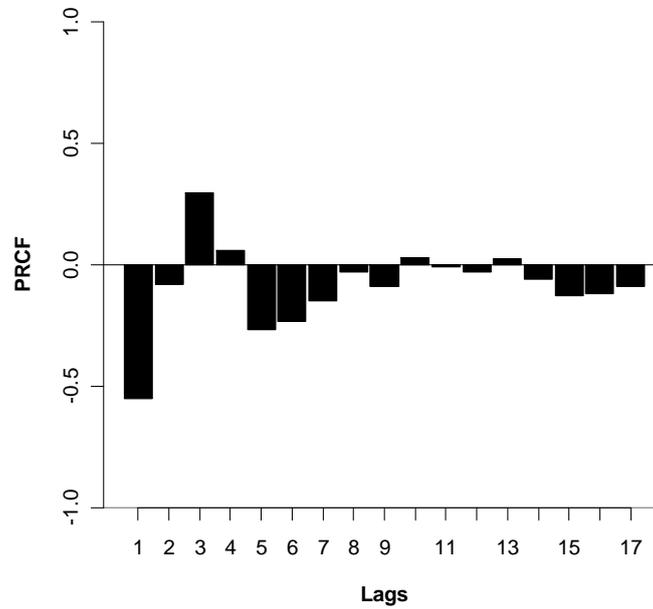


Anexo 8. PRCF de *Oryzomys mexicanus*, muestra una estructura de retroalimentación negativa de segundo orden, lo que significa que la dinámica de esta especie está perturbada de manera importante por competencia inter-específica, se sugiere que al ser dinámica de segundo orden se asuma cierto nivel de periodicidad y es posible que se trate de competencia por interferencia dentro del mismo nivel trófico.

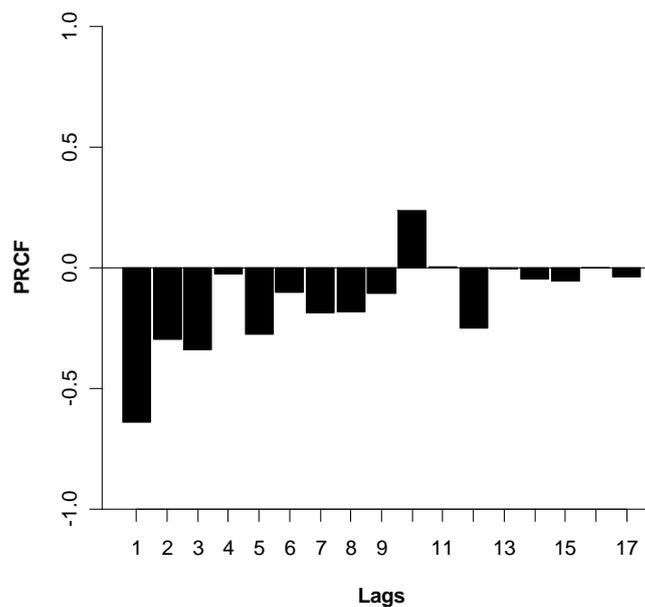


Anexo 9. PRCF de *Osgoodomys banderanus*, mostrando una

estructura de retroalimentación de primer grado, sin evidencias de periodicidad o efectos negativos de segundo orden debido a interacciones de segundo orden.



Anexo 10. PRCF de *Peromyscus perfulvus*, muestra una estructura de retroalimentación negativa de primer orden, con ligera evidencia de efectos segundo orden, probablemente debidos a interacciones con otros niveles tróficos.



Clave para las siglas utilizadas en las ecuaciones de los modelos realizados.

Los mejores tres modelos tienen el AICc marcado en verde, amarillo y anaranjado, en orden decreciente de soporte.

Especies

Lpb= *Liomys pictus* selva baja

LpT=*Liomys pictus*, sin tendencia, selva mediana

NsT= *Nyctomys sumichrasti*, sin tendencia

Omx= *Oryzomys mexicanus*

Om=*Oryzomys melanotis*

Ob=*Osgoodomys banderanus*

Pp= *Peromyscus perfulvus*

Variables exógenas

rfIW= precipitación de junio a octubre (lluvias)

rfID2= precipitación de noviembre a mayo (secas)

rfID= precipitación de noviembre a mayo **menos** precipitación atípica de enero 1992

Datos estadísticos

Nombre del modelo (**Modelo**).

Variable de la ecuación generalizada del modelo logístico de Ricker (**Ecuación modelada**)

Valor logarítmico de similitud (**logLik**)

Criterio de información de Akaike (**AIC**)

Criterio de información de Akaike con corrección para muestreos pequeños (**AICc**)

Incremento de los valores de AICc relativos al modelo con menor AICc (**Δ_i**)

Valor exponencial de Δ_i , (**$\exp[\Delta_i]$**)

Pesos de Akaike (**w_i**)

Cambio de los pesos de Akaike, relativo al mejor modelo (**$\text{rel}[w_i]$**),

Número de muestreos incluidos en el estudio (**n**)

Número de variables incluidas por modelo (**K**)

Anexo 11: Tabla de los resultados de los modelos con mejor soporte (menor índice de Akaike, AICc; mayor peso de Akaike, w) para todas las especies modeladas en este estudio.

Especies Nombre científico	Tipo de vegetación	N	Procesos que causan su dinámica poblacional				
			Factores endógenos	Factores exógenos			
				Lluvia	Lluvia atípica	PPN	Interacciones interespecíficas
<i>Liomys pictus</i>	Selva baja	13218					
<i>Liomys pictus</i>	Selva mediana	5420					Oryzomys melanotis
<i>Nyctomys sumichrasti</i>	Selva mediana	290					Oryzomys melanotis, Osgoodomys banderanus
<i>Oryzomys melanotis</i>	Selva mediana	410					
<i>Oryzomys mexicanus</i>	Selva mediana	424					
<i>Osgoodomys banderanus</i>	Selva mediana	331					
<i>Peromyscus perfulvus</i>	Selva mediana	548					

Anexo 12: Modelos basados en el modelo logístico generalizado de Ricker (1954) para analizar la dinámica poblacional de *Liomys pictus* en los sitios de selva baja. La nomenclatura viene explicada en la clave al inicio de esta sección.

Selva baja	Modelo	a	b	c	d	e	log Lik	d f	AI C	AI Cc	delt aAI Cc	exp (del ta)	we igt hs	rel ati ve	n	Sum weig K ht	
Lpbs2 model o1	RLp ~ 7 - exp(a * XLp + c)	0. 1 5	0. 9 7				- 12 13		31 3	34 25			0. 29. 34	00 64	1 5	3 3	3.93
Lpbs2 model o2	RLp ~ 7 - exp(a * XLp + c) + d * log(W)	0. 1 0	1. 6 5		0. 47		- 11 95		30 4	34 90			0. 39. 25	00 68	1 5	4 4	3.93
Lpbs2 model o2b	RLp ~ 7 - exp(a * XLp + c + d * log(W))	0. 1 5	1. 4 2		0. 06		- 11 83		30 4	34 67			0. 43. 23	00 34	1 5	4 4	3.93
Lpbs2 model o2c	RLp ~ 7 - exp(a * XLp + c) + d * log(WMM)	0. 1 9	1. 8 2		0. 63		- 9. 95		27 .9	31 .9			0. 10. 0.0	02 34	1 5	4 4	3.93
Lpbs2 model o2d	RLp ~ 7 - exp(a * XLp + c + d * log(WMM))	0. 1 4	1. 5 9		0. 09		- 9. 96		27 .9	31 .9			0. 10. 0.0	02 47	1 5	4 4	3.93
Lpbs2 model o3	RLp ~ 7 - exp(a * XLp + c) + d * log(W) + e * (T)	0. 1 9	1. 4 7		0. 44	0. 00	- 5. 30		20 .6	27 .2			0. 0.9	24 9	1.0 22	1 5	3.93
Lpbs2 model o3b	RLp ~ 7 - exp(a * XLp + c + d * log(W)) + e * (T)	0. 1 4	1. 4 2		0. 06	0. 00	- 5. 63		21 .2	27 .9			0. 0.7	17 8	1.4 29	1 5	3.93
Lpbs2 model o3c	RLp ~ 7 - exp(a * XLp + c) + d * log(WMM) + e * (TMM)	0. 1 0	1. 6 2		0. 45	0. 00	- 5. 28		20 .5	27 .2			0. 1.0	25 5	1 5	5 5	3.93
Lpbs2 model o3d	RLp ~ 7 - exp(a * XLp + c + d * log(WMM)) + e * (TMM)	0. 1 4	1. 4 0		0. 06	0. 00	- 5. 59		21 .1	27 .8			0. 0.6	18 7	1.3 65	1 5	3.93
Lpbs2 model o4	RLp ~ 7 - exp(a * XLp + c) + d * log(PSBW)	0. 2 5	0. 9 7		0. 79		- 10 29		28 .8	32 .8			0. 0.0	01 69	1 5	4 4	3.93

Lpbs2 model o4b	RLp ~ 7 - exp(a * XLp + c + d * log(PSBW))	0. 1 5 1	0. 7 0 7	0. 7 12 5	- 04	28 4	32 07		0. 4.7 8	10. 0.0 92	02 90	1 1	8 5	4 4	3.93
Lpbs2 model o5	RLp ~ 7 - exp(a * XLp + c)+ d * log(PSBT)	0. 1 7 0	0. 7 8 9	- 11 3	- 94	32 4	36 87		9.7 6	0.0 08	00 2	1.5 87	1 5	4 4	3.93
Lpbs2 model o5b	RLp ~ 7 - exp(a * XLp + c + d * log(PSBT))	0. 1 5 9	0. 8 4 7	0. 02 1	- 87	32 4	36 75		9.7 5	0.0 08	00 2	0.7 38	1 5	4 4	3.93
Lpbs2 model o6	RLp ~ 7 - exp(a * XLp + c)+ d * log(PSBD)	0. 1 6 5	0. 8 4 7	0. 10 6	- 70	32 4	36 39		9.5 1	0.0 09	00 2	6.2 35	1 5	4 4	3.93
Lpbs2 model o6b	RLp ~ 7 - exp(a * XLp + c + d * log(PSBD))	0. 1 5 7	0. 8 8 2	- 02 0	- 70	32 4	36 40		9.3 1	0.0 10	00 2	5.1 84	1 5	4 4	3.93
Lpbs2 model o7	RLp ~ 7 - exp(a * XLp + c)+ d * log(PSBTD)	0. 2 0 0	0. 4 2 7	0. 42 0	- 42	32 4	36 83		9.2 5	0.0 10	00 2	2.2 53	1 5	4 4	3.93
Lpbs2 model o7b	RLp ~ 7 - exp(a * XLp + c + d * log(PSBTD))	0. 1 5 6	0. 6 4 7	0. 08 5	- 64	32 4	36 28		8.9 0	0.0 12	00 3	63 7	1 5	4 4	3.93
Lpbs2 model o8	RLp ~ 7 - exp(a * XLp + c + d * log(W)) + e * (TPROM)	0. 1 5 3	1. 3 9 7	- 0. 07 0	- 00	11 .3	32 .7	39 .4	12. 20	0.0 02	00 1	6.4 94	1 5	5 5	3.93
Lpbs2 model o8b	RLp ~ 7 - exp(a * XLp + c + d * log(WMM)) + e * (TPROM)	0. 1 4 4	1. 6 2 7	- 0. 09 0	- 96	29 .9	36 .5		9.3 6	0.0 09	00 2	7.8 76	1 5	5 5	3.93
Lpbs2 model o9	RLp ~ 7 - exp(a * XLp + c + d * log(W)) + e * (TMAX)	0. 1 4 5	1. 4 7 8	- 0. 06 5	- 80	11 .3	32 .7	39 .4	12. 20	0.0 02	00 1	5.6 28	1 5	5 5	3.93
Lpbs2 model o9b	RLp ~ 7 - exp(a * XLp + c + d * log(WMM)) + e * (TMAX)	0. 1 3 0	1. 7 6 7	- 0. 08 2	- 92	9. .8	29 .5	36 08	9.2 8	0.0 10	00 2	3.5 15	1 5	5 5	3.93
Lpbs2 model o10	RLp ~ 7 - exp(a * XLp + c + d * log(W)) + e * (TMIN)	0. 1 6 3	1. 3 2 7	- 0. 07 6	- 02	11 .3	32 .7	39 .3	12. 16	0.0 02	00 1	7.4 97	1 5	5 5	3.93
Lpbs2 model o8b	RLp ~ 7 - exp(a * XLp + c + d * log(WMM)) + e * (TMIN)	0. 1 5 6	1. 5 2 7	- 0. 09 9	- 95	9. .9	29 .5	36 08	9.3 4	0.0 09	00 2	6.6 88	1 5	5 5	3.93

Anexo 13: Modelos basados en el modelo logístico generalizado de Ricker (1954) para analizar la dinámica poblacional de *Liomys pictus* en los sitios de selva mediana (sin tendencia). La nomenclatura viene explicada en la clave al inicio de esta sección.

Selva media na	Modelo	a	b	c	d	e	log Lik	AI C	delt C	exp aAI Cc	we (del ta)	rel igt ati	Sum weig K hts			
LpTmc 2mode lo1	RLpT ~ 1.2- exp(a * XLpT + c)	6 8 8	1 .94 2	2.			28 .0 28	62 .0 55	64 .2 37		16. 0.0 236	exp (del ta)	we igt ati	rel n	Sum weig K hts	
LpTmc 2mode lo2	RLpT ~ 1.2 - exp(a * XLpT + c) + d * log(W)	6 3 6	1 .3 2	13 .04 23	0.		23 .3 91	54 .7 82	58 .7 82		10. 0.0 781	0.0 0.0 05	0.0 0.0 2	0.0 0.0 5	0.0 1 5	2.02 4 2.02
LpTmc 2mode lo2b	RLpT ~ 1.2 - exp(a * XLpT + c + d * log(W))	8 7 6	1 .25 2	8. 66 7	0.		27 .3 18	62 .6 37	66 .6 37		18. 0.0 636	0.0 0.0 00	0.0 0.0 0	0.0 0.0 0	0.0 1 5	2.02 4 2.02
LpTmc 2mode lo2c	RLpT ~ 1.2- exp(a * XLpT + c + d * log(PSMD))	7 4 8	1 .45 2	2. 20 1	0.		27 .9 54	63 .9 09	67 .9 09		19. 0.0 908	0.0 0.0 00	0.0 0.0 0	0.0 0.0 0	0.0 1 5	2.02 4 2.02
LpTmc 2mode lo2d	RLpT ~ 1.2 - exp(a * XLpT + c + d * log(PSMTD))	2 0 8	1 .78 2	0. 62 2	1.		27 .0 76	62 .1 52	66 .1 52		18. 0.0 151	0.0 0.0 00	0.0 0.0 0	0.0 0.0 0	0.0 1 5	2.02 4 2.02
LpTmc 2mode lo2e	RLpT ~ 1.2 - exp(a * XLpT + c + d * log(PSMW))	7 0 1	1 .26 2	1. 52 6	0.		27 .8 16	63 .6 33	70 .3 00		22. 0.0 299	0.0 0.0 00	0.0 0.0 0	0.0 0.0 0	0.0 1 5	2.02 5 2.02
LpTmc 2mode lo3	RLpT ~ b - exp(a * XLpT + c) + d * (TPROM)	3 5 5	1 .36 2	0. 09 4	0.		27 .7 60	63 .5 20	70 .1 86		22. 0.0 186	0.0 0.0 00	0.0 0.0 0	0.0 0.0 0	0.0 1 5	2.02 5 2.02
LpTmc 2mode lo3b	RLpT ~ 1.2 - exp(a * XLpT + c + d * (TPROM))	7 3 6	1 .02 2	8. 18 0	0.		27 .9 15	63 .8 29	70 .4 96		22. 0.0 495	0.0 0.0 00	0.0 0.0 0	0.0 0.0 0	0.0 1 5	2.02 5 2.02
LpTmc 2mode lo3c	RLpT ~ 1.2 - exp(a * XLpT + c) + d * (TMAX)	3 4 3	1 .26 2	0. 08 0	0.		27 .7 49	63 .4 98	70 .1 64		22. 0.0 164	0.0 0.0 00	0.0 0.0 0	0.0 0.0 0	0.0 1 5	2.02 5 2.02
LpTmc 2mode lo3d	RLpT ~ 1.2 - exp(a * XLpT + c + d * (TMAX))	7 3 9	1 .16 2	8. 15 9	0.		27 .9 01	63 .8 01	67 .8 01		19. 0.0 800	0.0 0.0 00	0.0 0.0 0	0.0 0.0 0	0.0 1 5	2.02 4 2.02
LpTmc 2mode lo3e	RLpT ~ b - exp(a * XLpT + c) + d * TMIN	0. 3	. 2	- 0.	10 1		27 85	.5 85	.5 85		19. 585	0.0 00	0.0 0	0.0 0	0.0 5	2.02 4

		8	62		.7													
		6	3		93													
		0.	-		-													
LpTmc	RLpT ~ 1.2 - exp(a *	7	1	7.	0.	27	63	67			0.	0.						
2mode	XLpT + c + d * TMIN)	2	.	15	19	.9	.8	.8	19.	0.0	00	00	1					
lo3f		7	2	3	4	40	80	80	879	00	0	0	5	4	2.02			
		0.	-		-													
LpTmc	RLpT ~ b - exp(a *	3	1	0.	0.	0.	27	65	69			0.	0.					
2mode	XLpT + c) + d * log(W) +	7	.	50	24	15	.7	.4	.4	21.	0.0	00	00	1				
lo3g	e * (TPROM)	7	2	5	4	1	03	05	05	404	00	0	0	5	4	2.02		
		0.	-		-													
LpTmc	RLpT ~ 1.2 - exp(a *	3	1	0.	0.	0.	27	65	69			0.	0.					
2mode	XLpT + c) + d * log(W) +	5	.	29	24	10	.6	.2	.2	21.	0.0	00	00	1				
lo3h	e * (TMAX)	1	2	2	4	9	26	52	52	252	00	0	0	5	4	2.02		
		0.	-		-													
LpTmc	RLpT ~ b - exp(a *	4	1	0.	0.	0.	27	65	69			0.	0.					
2mode	XLpT + c) + d * log(W) +	1	.	78	18	15	.7	.5	.5	21.	0.0	00	00	1				
lo3i	e * (TMIN)	0	2	2	4	4	59	18	18	517	00	0	0	5	4	2.02		
		0.	-		-													
LpTmc	RLpT ~ b - exp(a *	4	1	1.	0.	0.	27	65	69			0.	0.					
2mode	XLpT + c) + d * log(W) +	7	.	37	15	00	.8	.6	.6	21.	0.0	00	00	1				
l4	e * (TD)	5	2	6	1	1	10	20	20	619	00	0	0	5	4	2.02		
		0.	-		-													
LpTmc	RLpT ~ b - exp(a *	8	1	7.	0.	0.	27	64	68			0.	0.					
2mode	XLpT + c + d * log(W)) +	4	.	77	61	00	.2	.5	.5	20.	0.0	00	00	1				
l4b	e * (TD)	6	2	5	8	1	53	06	06	506	00	0	0	5	4	2.02		
		0.	-		-													
LpTmc	RLpT ~ 1.2 - exp(a *	6	1	1.	0.		26	60	67			0.	0.					
2mode	XLpT + c + d * (XNsT))	3	.	55	57		.4	.9	.5	19.	0.0	00	00	1				
lo5		2	2	6	7		58	16	82	582	00	0	0	5	5	2.02		
		0.	-		-													
LpTmc	RLpT ~ 1.2 - exp(a *	4	1	0.	0.	0.	26	62	69			0.	0.					
2mode	XLpT + c + d * (XNsT)) +	6	.	72	31	15	.4	.8	.5	21.	0.0	00	00	1				
lo5b	e * log(W)	3	2	2	1	0	38	77	43	542	00	0	0	5	5	2.02		
		0.	-		-													
LpTmc	RLpT ~ 1.2 - exp(a *	8	1	7.	0.	0.	25	61	67			0.	0.					
2mode	XLpT + c + d * (XNsT) +	3	.	40	56	72	.6	.3	.9	19.	0.0	00	00	1				
lo5c	e * log(W))	9	2	5	6	0	63	26	93	992	00	0	0	5	5	2.02		
		0.	-		-													
LpTmc	RLpT ~ 1.2 - exp(a *	5	1	1.	0.	0.	26	62	69			0.	0.					
2mode	XLpT + c + d * (XNsT) +	9	.	85	58	12	.4	.8	.5	21.	0.0	00	00	1				
lo5d	e * log(PSMD))	8	2	6	1	5	40	79	46	545	00	0	0	5	5	2.02		
		0.	-		-													
LpTmc	RLpT ~ b - exp(a *	8	1	3.	0.		28	64	70			0.	0.					
2mode	XLpT + c + d * (Xoc))	3	.	56	07		.0	.0	.6	22.	0.0	00	00	1				
lo6		2	2	2	2		10	21	87	687	00	0	0	5	5	2.02		
		0.	-		-													
LpTmc	RLpT ~ 1.2 - exp(a *	5	1	1.	0.	0.	27	65	72			0.	0.					
2mode	XLpT + c + d * (Xoc)) +	3	.	49	04	16	.7	.5	.2	24.	0.0	00	00	1				
lo6b	e * log(W)	1	2	5	4	6	97	94	61	260	00	0	0	5	5	2.02		
		1.	-		-													
LpTmc	RLpT ~ 1.2 - exp(a *	0	1	10	0.	0.	27	64	70			0.	0.					
2mode	XLpT + c + d * (Xoc) + e	7	.	.0	12	84	.0	.0	.7	22.	0.0	00	00	1				
lo6c	* log(W))	1	2	75	1	8	30	59	26	725	00	0	0	5	5	2.02		

LpTmc	RLpT ~ 1.2 - exp(a *	0.	-	-	-	-														
2mode	XLpT + c + d * (Xoc) + e	7	1	2.	0.	0.	27	65	72			0.	0.							
lo6d	* log(PSMD))	7	.	89	05	07	.9	.8	.5	24.	0.0	00	00	1						
		2	2	2	1	9	20	40	07	506	00	0	0	5	5	2.02				
		2.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
LpTmc	RLpT ~ 1.2 - exp(a *	5	1	11	0.		20	48	48			0.	1.							
2mode	XLpT + c + d * (Xom))	7	.	.6	66		.0	.0	.0	0.0	1.0	49	00	1						
lo7		1	2	22	1		00	01	01	00	00	5	0	6	0	2.02				
		2.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
LpTmc	RLpT ~ 1.2 - exp(a *	3	1	12	0.	0.	19	49	49			0.	0.							
2mode	XLpT + c + d * (Xom) +	1	.	.6	56	34	.8	.7	.7	1.7	0.4	20	41	1						
lo7c	e * log(W))	5	2	83	1	3	88	76	76	75	12	4	2	8	0	2.02				
		2.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
LpTmc	RLpT ~ 1.2 - exp(a *	8	1	10	0.	0.	19	49	49			0.	0.							
2mode	XLpT + c + d * (Xom) +	8	.	.8	68	62	.5	.0	.0	1.0	0.5	29	59	1						
lo7d	e * log(PSMD))	3	2	16	6	3	25	50	50	49	92	3	2	9	0	2.02				
		0.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
LpTmc	RLpT ~ 1.2 - exp(a *	7	1	2.	0.		27	63	63			0.	0.							
2mode	XLpT + c + d * (XNs))	6	.	20	24		.8	.7	.7	15.	0.0	00	00	2						
lo8		2	2	7	9		60	21	21	720	00	0	0	0	0	2.02				
		0.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
LpTmc	RLpT ~ 1.2 - exp(a *	5	1	1.	0.	0.	27	65	65			0.	0.							
2mode	XLpT + c + d * (XNs) +	1	.	01	12	03	.6	.3	.3	17.	0.0	00	00	2						
lo8b	e * log(W))	8	2	1	9	9	66	31	31	331	00	0	0	1	0	2.02				
		1.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
LpTmc	RLpT ~ 1.2 - exp(a *	2	1	9.	0.	0.	26	63	63			0.	0.							
2mode	XLpT + c + d * (XNs) + e	2	.	29	63	97	.7	.4	.4	15.	0.0	00	00	2						
lo8c	* log(W))	2	2	8	5	9	22	43	43	443	00	0	0	2	0	2.02				
		0.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
LpTmc	RLpT ~ 1.2 - exp(a *	7	1	2.	0.	0.	27	65	65			0.	0.							
2mode	XLpT + c + d * (XNs) + e	7	.	15	22	05	.8	.7	.7	17.	0.0	00	00	2						
lo8d	* log(PSMD))	1	2	5	5	2	57	15	15	714	00	0	0	3	0	2.02				
		0.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
LpTmc	RLpT ~ b - exp(a *	9	1	3.	0.		27	63	63			0.	0.							
2mode	XLpT + c + d * (XPp))	6	.	21	30		.5	.0	.0	15.	0.0	00	00	2						
lo9		7	2	4	1		18	35	35	034	01	0	1	4	0	2.02				
		0.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
LpTmc	RLpT ~ 1.2 - exp(a *	6	1	1.	0.	0.	27	64	64			0.	0.							
2mode	XLpT + c + d * (XPp)) +	1	.	37	17	17	.3	.7	.7	16.	0.0	00	00	2						
lo9b	e * log(W))	2	2	3	1	8	65	30	30	729	00	0	0	5	0	2.02				
		4.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
LpTmc	RLpT ~ 1.2 - exp(a *	3	1	48	1.	4.	23	57	57			0.	0.							
2mode	XLpT + c + d * (XPp) + e	0	.	.9	56	92	.7	.5	.5	9.5	0.0	00	00	2						
lo9c	* log(W))	0	2	69	5	1	57	15	15	14	09	4	9	6	0	2.02				
		0.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
LpTmc	RLpT ~ 1.2 - exp(a *	9	1	2.	0.	0.	27	64	64			0.	0.							
2mode	XLpT + c + d * (XPp) + e	0	.	52	25	11	.4	.8	.8	16.	0.0	00	00	2						
lo9d	* log(PSMD))	6	2	3	7	2	24	49	49	848	00	0	0	7	0	2.02				

Anexo 14: Modelos basados en el modelo logístico generalizado de Ricker (1954) para analizar la dinámica poblacional de *Nyctomys sumichrasti* en los sitios de selva mediana (sin tendencia). La nomenclatura viene explicada en la clave al inicio de esta sección.

Selva mediana	Modelo	a	b	c	d	e	logL	AI	AIc	del taA ICc	ex p(d elt a)	w ei gt hs	rel ati ve n	Sum wei K ghts		
Nsms 2mod elo1	RNsT ~ 2 - exp(a * XNsT + c)	0.		-			-	4	5	8.	0.					
		4		0.			20	5	7			0.	0.			
		3		1			.2	5	3	1.1	0.5	10	55	1		
		3	2	4			75	0	2	78	55	4	5	5	3	5.34
Nsms 2mod elo2	RNsT ~ 2 - exp(a * XNsT + c) + d * log(W)	0.		0.	0.		-	4	5	9.	3.					
		4		0	0		20	9	9			0.	0.			
		0		5	2		.9	4	4	4.3	0.1	02	11	1		
		5	2	8	1		71	2	2	88	11	1	1	5	4	5.34
Nsms 2mod elo2b	RNsT ~ 2 - exp(a * XNsT + c + d * log(W))	0.		0.	0.		-	5	5	0.	4.					
		4		2	0		20	5	5			0.	0.			
		3		8	1		.2	4	4	4.9	0.0	01	08	1		
		5	2	5	5		74	8	8	94	82	5	2	5	4	5.34
Nsms 2mod elo2c	RNsT ~ 2 - exp(a * XNsT + c + d * log(PSMD))	0.		0.	0.		-	4	5	7.	1.					
		5		9	3		18	7	7			0.	0.			
		8		8	9		.8	7	7	2.2	0.3	06	32	1		
		9	2	5	4		87	5	5	21	29	2	9	5	4	5.34
Nsms 2mod elo2d	RNsT ~ 2 - exp(a * XNsT + c + d * log(PSMTD))	0.		1.	0.		-	9.	3.	9.	3.					
		5		6	5		19	2	2			0.	0.			
		2		8	3		.6	1	1	3.6	0.1	03	16	1		
		4	2	1	1		06	1	1	57	61	0	1	5	4	5.34
Nsms 2mod elo2e	RNsT ~ 2 - exp(a * XNsT + c + d * log(PSMW))	0.		0.	0.		-	0.	4.	0.	4.					
		4		0	0		20	5	5			0.	0.			
		4		9	9		.2	2	2	4.9	0.0	01	08	1		
		4	2	7	2		61	2	2	68	83	6	3	5	4	5.34
Nsms 2mod elo3	RNsT ~ b - exp(a * XNsT + c) + d * (TPROM)	0.	7.	1.	0.		-	0.	6.	0.	6.					
		1	1	1	1		20	3	9			0.	0.			
		9	2	2	0		.1	0	7	7.4	0.0	00	02	1		
		6	7	5	0		54	9	6	22	24	5	4	5	5	5.34
Nsms 2mod elo3l	RNsT ~ 2 - exp(a * XNsT + c + d * (TPROM))	0.		0.	0.		-	8.	2.	8.	2.					
		4		7	0		20	8	8			0.	0.			
		2		5	2		.4	0	0	3.2	0.1	03	19	1		
		6	2	4	3		02	4	4	51	97	7	7	5	4	5.34

Omms	RNsT ~ 2 - exp(a *	0.	-	-	76	78	-	0.	5.										
2mode	XNsT + c)	4	0.	20	.3	.5	3.5	5.9	09	98	1	64.7							
lo1		3	2	4	75	25	07	77	80	2	0	5	3	86					
Omms	RNsT ~ 2 - exp(a *	0.	-	-	73	77	-	0.	10										
2mode	XNsT + c) + d * log(W)	4	0.	0.	20	.3	.3	4.7	10.	16	.8	1	64.7						
lo2		0	05	02	.9	16	16	68	850	7	50	5	4	86					
Omms	RNsT ~ 2 - exp(a *	0.	-	-	76	80	-	0.	1.										
2mode	XNsT + c + d * log(W))	4	0.	0.	20	.8	.8	1.2	1.8	02	87	1	64.7						
lo2b		3	28	01	.2	25	25	59	77	9	7	5	4	86					
Omms	RNsT ~ 2 - exp(a *	0.	-	-	78	82		0.	0.										
2mode	XNsT + c + d *	5	0.	0.	18	.3	.3	0.2	0.8	01	88	1	64.7						
lo2c	log(PSMD))	8	98	39	.8	25	25	41	86	4	6	5	4	86					
Omms	RNsT ~ 2 - exp(a *	0.	-	-	72	76	-	0.	16										
2mode	XNsT + c + d *	5	1.	0.	19	.4	.4	5.6		26	.9	1	64.7						
lo2d	log(PSMTD))	2	68	53	.6	18	18	66	17	2	97	5	4	86					
Omms	RNsT ~ 2 - exp(a *	0.	-	-	78	82		0.	1.										
2mode	XNsT + c + d *	4	0.	0.	20	.0	.0	0.0	1.0	01	00	1	64.7						
lo2e	log(PSMW))	4	09	09	.2	84	84	00	00	5	0	5	4	86					
Omms	RNsT ~ b - exp(a *	0.	7.	-	-	76		0.	0.										
2mode	XNsT + c) + d *	1	1	1.	0.	20	.8	.5	1.4	0.4	00	49	1	64.7					
lo3	(TPROM)	9	2	12	10	.1	45	12	28	90	8	0	5	5	86				
Omms	RNsT ~ 2 - exp(a *	0.	-	-	76	80	-	0.	2.										
2mode	XNsT + c + d *	4	0.	0.	20	.5	.5	1.4	2.1	03	11	1	64.7						
lo3l	(TPROM))	2	75	02	.4	87	87	97	14	3	4	5	4	86					
Omms	RNsT ~ b - exp(a *	0.	7.	-	-	77		0.	0.										
2mode	XNsT + c) + d * (TMAX)	1	8	1.	0.	20	.1	.8	1.7	0.4	00	41	1	64.7					
lo3b		8	4	22	09	.1	69	35	51	17	6	7	5	5	86				
Omms	RNsT ~ 2 - exp(a *	0.	-	-	77	81	-	0.	1.										
2mode	XNsT + c + d * (TMAX))	4	0.	0.	20	.0	.0	1.0	1.7	02	71	1	64.7						
lo3bl		2	52	01	.3	06	06	78	14	6	4	5	4	86					
Omms	RNsT ~ 1.8 - exp(a *	0.	-	-	76	80	-	0.	1.										
2mode	XNsT + c) + d * TMIN	4	0.	0.	20	.8	.8	1.1	1.8	02	81	1	64.7						
lo3c		5	29	00	.2	87	87	97	19	8	9	5	4	86					
Omms	RNsT ~ 2 - exp(a *	0.	-	-	76	80	-	0.	2.										
2mode	XNsT + c + d * TMIN)	4	0.	0.	20	.6	.6	1.4	2.0	03	08	1	64.7						
lo3cl		3	10	00	.3	18	18	66	81	2	1	5	4	86					
Omms	RNsT ~ 1.8 - exp(a *	0.	-	-	78	85		0.	0.										
2mode	XNsT + c) + d * log(W)	4	0.	0.	0.	20	.4	.0	3.0	0.2	00	22	1	64.7					
lo3d	+ e * (TPROM)	9	47	11	03	.1	28	94	10	22	3	2	5	5	86				
Omms	RNsT ~ 2 - exp(a *	0.	-	-	78	85		0.	0.										
2mode	XNsT + c) + d * log(W)	4	0.	0.	0.	20	.5	.2	3.1	0.2	00	20	1	64.7					
lo3e	+ e * (TMAX)	8	42	09	02	.1	44	11	27	09	3	9	5	5	86				
		1	2	5	6	8	45												

Omms	RNsT ~ 2 - exp(a *	0.	-	-	-	78	85											
2mode	XNsT + c) + d * log(W)	4	0.	0.	0.	20	.5	.1	3.0	0.2	00	21	1					64.7
lo3f	+ e * (TMIN)	2	2	2	0	1	58	15	82	98	12	3	2	5	5			86
Omms	RNsT ~ 2 - exp(a *	0.	-	-	-	78	85											
2mode	XNsT + c) + d * log(W)	3	0.	0.	00	20	.4	.1	3.0	0.2	00	21	1					64.7
lo4	+ e * (TD)	9	03	01	1	35	.1	.1	37	53	17	3	7	5	5			86
Omms	RNsT ~ 2 - exp(a *	0.	-	-	-	77	84											
2mode	XNsT + c + d * log(W))	4	0.	0.	0.	20	.6	.3	2.2	0.3	00	32	1					64.7
lo4b	+ e * (TD)	0	11	00	00	.1	.62	.3	29	45	25	5	5	5	5			86
Omms	RNsT ~ 2 - exp(a *	0.	-	-	-	78	82											
2mode	XNsT + c + d * (XLp))	4	0.	0.	20	.2	.2	.2	0.1	0.9	01	91	1					64.7
lo5		4	16	06		.2	.65	.65	65	81	14	4	4	5	4			86
Omms	RNsT ~ 2 - exp(a *	0.	-	-	-	79	86											
2mode	XNsT + c + d * (XLp)) +	3	0.	0.	0.	20	.4	.1	4.0	0.1	00	13	1					64.7
lo5b	e * log(W)	9	35	06	03	.2	.66	.32	32	48	32	2	2	5	5			86
Omms	RNsT ~ 2 - exp(a *	0.	-	-	-	78	84											
2mode	XNsT + c + d * (XLp) +	4	0.	0.	0.	20	.1	.7	2.6	0.2	00	26	1					64.7
lo5c	e * log(W))	4	09	06	00	.2	.11	.78	94	60	4	0	5	5				86
Omms	RNsT ~ 2 - exp(a *	0.	-	-	-	80	86											
2mode	XNsT + c + d * (XLp) +	5	0.	0.	0.	18	.2	.9	4.8	0.0	00	08	1					64.7
lo5d	e * log(PSMD))	8	83	03	39	.8	.51	.18	34	89	1	9	5	5				86
Omms	RNsT ~ 2 - exp(a *	0.	-	-	-	77	81											
2mode	XNsT + c + d * (Xoc))	5	0.	0.	19	.8	.8	.8	0.2	1.1	01	11	1					64.7
lo6		3	18	07		.9	.61	.61	23	18	7	8	5	4				86
Omms	RNsT ~ 2 - exp(a *	0.	-	-	-	79	85											
2mode	XNsT + c + d * (Xoc)) +	4	0.	0.	0.	19	.2	.9	3.8	0.1	00	14	1					64.7
lo6b	e * log(W)	9	05	06	02	.8	.41	.07	23	48	2	8	5	5				86
Omms	RNsT ~ 2 - exp(a *	0.	-	-	-	78	85											
2mode	XNsT + c + d * (Xoc) + e	5	0.	0.	0.	19	.6	.2	3.2	0.2	00	20	1					64.7
lo6c	* log(W))	3	10	07	01	.8	.21	.88	04	01	3	1	5	5				86
Omms	RNsT ~ 2 - exp(a *	0.	-	-	-	79	86											
2mode	XNsT + c + d * (Xoc) + e	5	0.	0.	0.	18	.5	.1	4.0	0.1	00	13	1					64.7
lo6d	* log(PSMD))	9	93	00	37	.8	.00	.66	82	30	2	0	5	5				86
Omms	RNsT ~ 2 - exp(a *	0.	-	-	-	73	77											
2mode	XNsT + c + d * (Xom))	5	0.	0.	18	.0	.0	.0	5.0	623	19	.6	1					64.7
lo7		6	17	11		.7	.13	.13	71	9	5	24	5	4				86
Omms	RNsT ~ 2 - exp(a *	0.	-	-	-	74	81											
2mode	XNsT + c + d * (Xom)) +	3	0.	0.	17	.9	.81	.6	0.4	1.2	01	24	1					64.7
lo7b	e * log(W)	3	72	75	21	.8	.81	.47	37	44	9	4	5	5				86
Omms	RNsT ~ 2 - exp(a *	0.	-	-	-	74	81											
2mode	XNsT + c + d * (Xom) +	5	0.	0.	18	.3	.3	.0	1.0	1.7	02	71	1					64.7
lo7c	e * log(W))	6	02	11	02	.7	.39	.06	78	15	6	5	5	5				86

Omms	RNsT ~ 2 - exp(a *	0.	0.	-	-	-	74	81	-	0.	1.								
2mode	XNsT + c + d * (Xom) +	6	46	0.	0.	18	.4	.1	0.9	1.5	02	58	1						64.7
lo7d	e * log(PSMD))	3	1	10	21	.0	.97	.64	20	84	4	4	5	5					86
		3	2	1	2	5	11												
Omms	RNsT ~ 2 - exp(a *	0.	0.	-	-	-	77	81	-	0.	1.								
2mode	XNsT + c + d * (Xob))	5	95	0.		19	.6	.6	0.3	1.2	01	21	1						64.7
lo8		6	1	31		.0	.97	.97	87	14	9	4	5	4					86
		1	2	1	8		57												
Omms	RNsT ~ 2 - exp(a *	0.	0.	-	-	-	79	85		0.	0.								
2mode	XNsT + c + d * (Xob)) +	5	95	0.	0.	18	.1	.8	3.7	0.1	00	15	1						64.7
lo8b	e * log(W)	5	5	31	00	.8	.42	.09	25	55	2	5	5	5					86
		9	2	5	7	1	19												
Omms	RNsT ~ 2 - exp(a *	0.	0.	-	-	-	78	84		0.	0.								
2mode	XNsT + c + d * (Xob) +	5	65	0.	0.	18	.1	.7	2.6	0.2	00	26	1						64.7
lo8c	e * log(W))	6	4	31	04	.8	.14	.81	97	60	4	0	5	5					86
		8	2	4	8	4	06												
Omms	RNsT ~ 2 - exp(a *	0.	1.	-	-	-	79	86		0.	0.								
2mode	XNsT + c + d * (Xob) +	6	37	0.	0.	18	.5	.1	4.0	0.1	00	12	1						64.7
lo8d	e * log(PSMD))	3	7	22	25	.1	.12	.79	95	29	2	9	5	5					86
		9	2	7	8	9	94												
Omms	RNsT ~ 2 - exp(a *	0.	0.	-	-	-	78	82		0.	0.								
2mode	XNsT + c + d * (XPp))	4	08	0.		20	.2	.2	0.1	0.9	01	93	1						64.7
lo9		6	0	07		.3	.17	.17	33	36	4	6	5	4					86
		1	2	0	8	46													
Omms	RNsT ~ 2 - exp(a *	0.	0.	-	-	-	78	85		0.	0.								
2mode	XNsT + c + d * (XPp)) +	3	69	0.	0.	20	.7	.4	3.3	0.1	00	18	1						64.7
lo9b	e * log(W)	2	7	06	13	.0	.62	.29	45	88	3	8	5	5					86
		3	2	7	7	9	98												
Omms	RNsT ~ 2 - exp(a *	0.	0.	-	-	-	78	85		0.	0.								
2mode	XNsT + c + d * (XPp) +	4	15	0.	0.	20	.4	.0	2.9	0.2	00	22	1						64.7
lo9c	e * log(W))	6	0	07	01	.3	.15	.82	98	23	3	3	5	5					86
		0	2	0	8	0	42												
Omms	RNsT ~ 2 - exp(a *	0.	1.	-	-	-	80	86		0.	0.								
2mode	XNsT + c + d * (XPp) +	5	08	0.	0.	18	.2	.8	4.7	0.0	00	09	1						64.7
lo9d	e * log(PSMD))	9	3	04	37	.8	.16	.83	99	91	1	1	5	5					86
		8	2	3	4	6	76												

Anexo 16: Modelos basados en el modelo logístico generalizado de Ricker (1954) para analizar la dinámica poblacional de *Oryzomys mexicanus* en los sitios de selva mediana. La nomenclatura viene explicada en la clave al inicio de esta sección.

Selva							AI	delt	exp	we	rel	sum	
median						log	AI	C	aAI	(del	igt	ati	sum
a	Modelo	a	b	c	d	e	Lik	C	Cc	ta)	hs	ve	n
Omxm	ROmx ~ 3.3 - exp(a *	0.	3				-	87	89		0.	0.	
s2mod	XOmx + c)	4	.	-			20	.4	.6	28.	0.0	00	00
elo1		3	0.				30	12	007	00	0	0	5
													3
													1.00

					3	18			.2										
					3	4			75										
					0.	-			-										
Omxxm	ROmx ~ 3.3 - exp(a *				4	3	0.	0.	20	57	61							1.	
s2mod	XOmx + c) + d * log(W)				0	.	05	02	.9	.6	.6	0.0					00	1	
elo2					5	3	8	1	71	05	05	00	1	1	0	5	4	1.00	
					0.	-			-										
Omxxm	ROmx ~ 3.3 - exp(a *				4	3	0.	0.	20	76	80						0.	0.	
s2mod	XOmx + c + d * log(W))				3	.	28	01	.2	.5	.5	18.	0.0	00	00	1			
elo2b					5	3	5	5	74	02	02	896	00	0	0	5	4	1.00	
					0.	-			-										
Omxxm	ROmx ~ 3.3 - exp(a *				5	3	0.	0.	18	85	89						0.	0.	
s2mod	XOmx + c + d *				8	.	98	39	.8	.3	.3	27.	0.0	00	00	1			
elo2c	log(PSMD))				9	3	5	4	87	28	28	722	00	0	0	5	4	1.00	
					0.	-			-										
Omxxm	ROmx ~ 3.3 - exp(a *				5	3	1.	0.	19	88	92						0.	0.	
s2mod	XOmx + c + d *				2	.	68	53	.6	.9	.9	31.	0.0	00	00	1			
elo2d	log(PSMTD))				4	3	1	1	06	13	13	308	00	0	0	5	4	1.00	
					0.	-			-										
Omxxm	ROmx ~ 3.3 - exp(a *				4	3	0.	0.	20	88	92						0.	0.	
s2mod	XOmx + c + d *				4	.	09	09	.2	.7	.7	31.	0.0	00	00	1			
elo2e	log(PSMW))				4	3	7	2	61	80	80	175	00	0	0	5	4	1.00	
					0.	-			-										
Omxxm	ROmx ~ b - exp(a *				1	3	1.	0.	20	88	95						0.	0.	
s2mod	XOmx + c) + d *				9	.	12	10	.1	.8	.4	33.	0.0	00	00	1			
elo3	(TPROM)				6	3	5	0	54	00	66	861	00	0	0	5	5	1.00	
					0.	-			-										
Omxxm	ROmx ~ 3.3 - exp(a *				4	3	0.	0.	20	88	92						0.	0.	
s2mod	XOmx + c + d *				2	.	75	02	.4	.9	.9	31.	0.0	00	00	1			
elo3l	(TPROM))				6	3	4	3	02	61	61	356	00	0	0	5	4	1.00	
					0.	-			-										
Omxxm	ROmx ~ b - exp(a *				1	3	1.	0.	20	88	95						0.	0.	
s2mod	XOmx + c) + d * (TMAX)				8	.	22	09	.1	.7	.4	33.	0.0	00	00	1			
elo3b					1	3	3	5	45	67	34	829	00	0	0	5	5	1.00	
					0.	-			-										
Omxxm	ROmx ~ 3.3 - exp(a *				4	3	0.	0.	20	89	93						0.	0.	
s2mod	XOmx + c + d * (TMAX))				2	.	52	01	.3	.0	.0	31.	0.0	00	00	1			
elo3bl					7	3	9	1	78	83	83	478	00	0	0	5	4	1.00	
					0.	-			-										
Omxxm	ROmx ~ 3.3 - exp(a *				4	3	0.	0.	20	88	92						0.	0.	
s2mod	XOmx + c) + d * TMIN				5	.	29	00	.2	.8	.8	31.	0.0	00	00	1			
elo3c					8	3	9	4	58	61	61	256	00	0	0	5	4	1.00	
					0.	-			-										
Omxxm	ROmx ~ 3.3 - exp(a *				4	3	0.	0.	20	88	92						0.	0.	
s2mod	XOmx + c + d * TMIN)				3	.	10	00	.3	.8	.8	31.	0.0	00	00	1			
elo3cl					3	3	3	4	70	99	99	294	00	0	0	5	4	1.00	
					0.	-			-										
Omxxm	ROmx ~ 3.3 - exp(a *				4	3	0.	0.	0.	20	82	89					0.	0.	
s2mod	XOmx + c) + d * log(W) +				9	.	47	11	03	.1	.4	.1	27.	0.0	00	00	1		
elo3d	e * (TPROM)				4	3	8	5	4	51	44	10	505	00	0	0	5	5	1.00
					0.	-			-										
Omxxm	ROmx ~ 3.3 - exp(a *				4	3	0.	0.	0.	20	82	89					0.	0.	
s2mod	XOmx + c) + d * log(W) +				8	.	42	09	02	.1	.4	.1	27.	0.0	00	00	1		
elo3e	e * (TMAX)				1	3	5	6	8	45	77	44	538	00	0	0	5	5	1.00

Omxm s2mod elo3f	ROmx ~ 3.3 - exp(a * XOmx + c) + d * log(W) + e * (TMIN)	0.	-	-	-	82	89		0.	0.				
		4 3 0. 0. 0. 20	.4	.1	27.	0.0	00	00	1					
		2 3 2 0 1 58	70	36	531	00	0	0	5 5	1.00				
Omxm s2mod elo4	ROmx ~ 3.3 - exp(a * XOmx + c) + d * log(W) + e * (TD)	0.	-	0.	-	82	88		0.	0.				
		3 3 0. 0. 00	.1	.7	27.	0.0	00	00	1					
		9 . 03 01 1	.16	.83	178	00	0	0	5 5	1.00				
0 3 2 3 1 35														
Omxm s2mod elo4b	ROmx ~ 3.3 - exp(a * XOmx + c + d * log(W)) + e * (TD)	0.	-	0.	-	76	83		0.	0.				
		4 3 0. 0. 0. 20	.9	.6	22.	0.0	00	00	1					
		0 . 11 00 00	.1	.47	.13	008	00	0	0	5 5	1.00			
7 3 2 1 1 36														
Omxm s2mod elo5	ROmx ~ 3.3 - exp(a * XOmx + c + d * (XLp))	0.	-	0.	-	88	92		0.	0.				
		4 3 0. 0. 20	.9	.9	31.	0.0	00	00	1					
		4 . 16 06	.2	.57	.57	352	00	0	0	5 4	1.00			
2 3 0 5 34														
Omxm s2mod elo5b	ROmx ~ 3.3 - exp(a * XOmx + c + d * (XLp)) + e * log(W)	0.	-	0.	-	82	88		0.	0.				
		3 3 0. 0. 0. 20	.3	.9	27.	0.0	00	00	1					
		9 . 35 06 03	.2	.11	.78	373	00	0	0	5 5	1.00			
3 3 3 0 8 34														
Omxm s2mod elo5c	ROmx ~ 3.3 - exp(a * XOmx + c + d * (XLp) + e * log(W))	0.	-	0.	-	78	84		0.	0.				
		4 3 0. 0. 0. 20	.0	.7	23.	0.0	00	00	1					
		4 . 09 06 00	.2	.79	.46	141	00	0	0	5 5	1.00			
3 3 6 4 9 34														
Omxm s2mod elo5d	ROmx ~ 3.3 - exp(a * XOmx + c + d * (XLp) + e * log(PSMD))	0.	-	0.	-	87	93		0.	0.				
		5 3 0. 0. 0. 18	.1	.8	32.	0.0	00	00	1					
		8 . 83 03 39	.8	.59	.25	220	00	0	0	5 5	1.00			
5 3 8 1 9 76														
Omxm s2mod elo6	ROmx ~ 3.3 - exp(a * XOmx + c + d * (Xoc))	0.	-	0.	-	88	92		0.	0.				
		5 3 0. 0. 19	.6	.6	31.	0.0	00	00	1					
		3 . 18 07	.9	.96	.96	090	00	0	0	5 4	1.00			
6 3 9 1 29														
Omxm s2mod elo6b	ROmx ~ 3.3 - exp(a * XOmx + c + d * (Xoc)) + e * log(W)	0.	-	0.	-	90	96		0.	0.				
		4 3 0. 0. 0. 19	.3	.9	35.	0.0	00	00	1					
		9 . 05 06 02	.8	.32	.98	393	00	0	0	5 5	1.00			
9 3 4 6 2 06														
Omxm s2mod elo6c	ROmx ~ 3.3 - exp(a * XOmx + c + d * (Xoc) + e * log(W))	0.	-	0.	-	78	85		0.	0.				
		5 3 0. 0. 0. 19	.4	.1	23.	0.0	00	00	1					
		3 . 10 07 01	.8	.93	.60	555	00	0	0	5 5	1.00			
5 3 7 1 2 06														
Omxm s2mod elo6d	ROmx ~ 3.3 - exp(a * XOmx + c + d * (Xoc) + e * log(PSMD))	0.	-	0.	-	83	90		0.	0.				
		5 3 0. 0. 0. 18	.5	.2	28.	0.0	00	00	1					
		9 . 93 00 37	.8	.54	.21	615	00	0	0	5 5	1.00			
4 3 4 8 7 79														
Omxm s2mod elo7	ROmx ~ 3.3 - exp(a * XOmx + c + d * (Xom))	0.	-	0.	-	89	93		0.	0.				
		5 3 0. 0. 18	.0	.0	31.	0.0	00	00	1					
		6 . 17 11	.7	.71	.71	466	000	0	0	5 4	1.00			
4 3 2 8 77														
Omxm s2mod elo7b	ROmx ~ 3.3 - exp(a * XOmx + c + d * (Xom)) + e * log(W)	0.	-	0.	-	82	89		0.	0.				
		3 3 0. 0. 17	.4	.1	27.	0.0	00	00	1					
		3 . 72 75 21	.8	.62	.29	524	00	0	0	5 5	1.00			
9 3 5 4 5 21														
Omxm s2mod elo7c	ROmx ~ 3.3 - exp(a * XOmx + c + d * (Xom) + e * log(W))	0.	-	0.	-	78	85		0.	0.				
		5 3 0. 0. 18	.3	.0	23.	0.0	00	00	1					
		6 . 02 11 02	.7	.58	.24	419	00	0	0	5 5	1.00			
0 3 7 9 9 75														

Omxm s2mod elo7d	ROmx ~ 3.3 - exp(a * XOmx + c + d * (Xom) + e * log(PSMD))	0. 6 3 3 . 3 3	0. 46 1	- 0. 2	- 0. 5	- 18 11	86 .9 92	93 .6 58	32. 00	0.0 00	0. 00	0. 00	1 1	1.00
Omxm s2mod elo8	ROmx ~ 3.3 - exp(a * XOmx + c + d * (Xob))	0. 5 3 6 . 1 3	0. 95 1	- 0. 8	- 0. 57	- 19 46	88 .4 46	92 .4 46	30. 00	0.0 00	0. 00	0. 00	1 1	1.00
Omxm s2mod elo8b	ROmx ~ 3.3 - exp(a * XOmx + c + d * (Xob)) + e * log(W)	0. 5 3 5 . 9 3	0. 95 5	0. 31 7	0. 00 1	18 .8 19	90 .5 26	97 .1 93	35. 0.0	0.0 00	0. 00	0. 00	1 1	1.00
Omxm s2mod elo8c	ROmx ~ 3.3 - exp(a * XOmx + c + d * (Xob) + e * log(W))	0. 5 3 6 . 8 3	0. 65 4	0. 31 8	0. 04 4	18 .8 06	78 .3 44	85 .0 11	23. 0.0	0.0 00	0. 00	0. 00	1 1	1.00
Omxm s2mod elo8d	ROmx ~ 3.3 - exp(a * XOmx + c + d * (Xob) + e * log(PSMD))	0. 6 3 3 . 9 3	1. 37 7	0. 22 8	0. 25 9	18 .1 94	86 .8 90	93 .5 57	31. 0.0	0.0 00	0. 00	0. 00	1 1	1.00
Omxm s2mod elo9	ROmx ~ 3.3 - exp(a * XOmx + c + d * (XPp))	0. 4 3 6 . 1 3	0. 08 0	0. 07 8	0. 3 46	20 .3 32	89 .3 32	93 .3 32	31. 0.0	0.0 00	0. 00	0. 00	1 1	1.00
Omxm s2mod elo9b	ROmx ~ 3.3 - exp(a * XOmx + c + d * (XPp)) + e * log(W)	0. 3 3 2 . 3 3	0. 69 7	0. 06 7	0. 13 9	20 .0 98	90 .1 72	96 .8 38	35. 0.0	0.0 00	0. 00	0. 00	1 1	1.00
Omxm s2mod elo9c	ROmx ~ 3.3 - exp(a * XOmx + c + d * (XPp) + e * log(W))	0. 4 3 6 . 0 3	0. 15 0	0. 07 8	0. 01 0	20 .3 42	77 .8 91	84 .5 58	22. 0.0	0.0 00	0. 00	0. 00	1 1	1.00
Omxm s2mod elo9d	ROmx ~ 3.3 - exp(a * XOmx + c + d * (XPp) + e * log(PSMD))	0. 5 3 9 . 8 3	1. 08 3	0. 04 4	0. 37 6	18 .8 76	87 .3 27	93 .9 93	32. 0.0	0.0 00	0. 00	0. 00	1 1	1.00

Anexo 17: Modelos basados en el modelo logístico generalizado de Ricker (1954) para analizar la dinámica poblacional de *Osgoodomys banderanus* en los sitios de selva mediana. La nomenclatura es explicada en la clave al inicio de esta sección.

Selva mediana	Modelo	a	b	c	d	e	log Lik	AI C	AI C	delt aAI Cc	exp (del igt hs	we ati ve n	rel n	sum weig K hts
Obms 2mod elo1	Rob ~ 4- exp(a * Xob + c)	0.16	4	2.107			41.54	89.09	91.91	3.839	0.103	0.147	153	3.835
Obms 2mod elo2	Rob ~ 4- exp(a * Xob + c) + d * log(W)	0.02	5	3.402	3.478		38.57	85.15	89.15	2.064	0.356	0.093	356	3.835
Obms 2mod elo2b	Rob ~ 4- exp(a * Xob + c + d * log(W))	0.18	9	7.471	80	5	21.21	85.42	89.42	2.191	0.334	0.087	334	3.835
Obms 2mod elo2c	Rob ~ 4- exp(a * Xob + c + d * log(PSMD))	0.41	1	1.467	45	5	55.55	90.11	94.11	6.860	0.008	0.003	154	3.835
Obms 2mod elo2d	Rob ~ 4- exp(a * Xob + c + d * log(PSMTD))	0.64	7	4.229	16	9	26.26	83.51	87.51	0.000	1.000	0.261	154	3.835
Obms 2mod elo2e	Rob ~ 4- exp(a * Xob + c + d * log(PSMW))	0.03	9	1.496	91	9	24.24	89.48	93.48	5.397	0.067	0.018	154	3.835
Obms 2mod elo3	Rob ~ b - exp(a * Xob + c) + d * (TPROM)	3.56	5	9.458	19.07	36	41.01	93.02	99.68	12.217	0.002	0.001	255	3.835
Obms 2mod elo3b	Rob ~ 4- exp(a * Xob + c + d * (TPROM))	0.08	8	0.059	0.07	2	41.02	91.05	95.05	7.554	0.023	0.006	354	3.835
Obms 2mod elo3c	Rob ~ 4- exp(a * Xob + c) + d * (TMAX)	4.13	8	22.32	0.12	6	41.83	91.65	98.32	10.381	0.006	0.016	55	3.835
Obms 2mod elo3d	Rob ~ 4- exp(a * Xob + c + d * (TMAX))	0.12	7	1.042	0.03	0	41.41	91.82	95.82	7.631	0.022	0.006	254	3.835
Obms 2mod elo3e	Rob ~ b - exp(a * Xob + c) + d * TMIN	3.17	9	9.82	-	-	41.17	93.29	97.29	9.378	0.009	0.002	954	3.835

				04	49		.5												
				4	0		15												
				-			-												
Obms	Rob ~ 4 - exp(a *	0.		-	0.		41	91	95				0.	0.					
2mod	Xob + c + d * TMIN)	02		1.3	14		.5	.0	.0	7.3	0.0	00	02	1				3.83	
elo3f		5	4	74	5		09	18	18	67	25	7	5	5	4			5	
				-			-												
Obms	Rob ~ b - exp(a *	4.	6.	22.	3.	0.	38	88	95				0.	0.					
2mod	Xob + c) + d * log(W)	16	70	12	80	70	.2	.5	.2	7.5	0.0	00	02	1				3.83	
elo3g	+ e * (TPROM)	6	2	9	0	6	92	83	50	99	22	6	2	5	5			5	
				-			-												
Obms	Rob ~ 4 - exp(a *	3.		19.	3.	0.	39	88	94				0.	0.					
2mod	Xob + c) + d * log(W)	63		10	07	76	.1	.2	.8	7.2	0.0	00	02	1				3.83	
elo3h	+ e * (TMAX)	2	4	0	5	3	14	28	95	44	27	7	7	5	5			5	
				-			-												
Obms	Rob ~ b - exp(a *	2.	6.	14.	3.	0.	37	87	94				0.	0.					
2mod	Xob + c) + d * log(W)	67	98	25	96	94	.8	.7	.4	6.7	0.0	00	03	1				3.83	
elo3i	+ e * (TMIN)	1	0	7	0	9	91	82	49	98	33	9	3	5	5			5	
				-			-												
Obms	Rob ~ b - exp(a *	4.	21	25.	3.	0.	37	87	94				0.	0.					
2mod	Xob + c) + d * log(W)	88	.3	98	31	00	.7	.5	.1	6.5	0.0	01	03	1				3.83	
elo4	+ e * (TD)	7	60	3	5	5	61	21	88	37	38	0	8	5	5			5	
				-			-												
Obms	Rob ~ b - exp(a *	0.	5.		0.	0.	37	87	94				0.	0.					
2mod	Xob + c + d * log(W))	06	91	5.8	59	00	.7	.4	.1	6.5	0.0	01	03	1				3.83	
elo4b	+ e * (TD)	4	9	75	2	5	49	99	65	14	38	0	8	5	5			5	
				-			-												
Obms	Rob ~ 4 - exp(a *	0.			0.		40	89	93				0.	0.					
2mod	Xob + c + d * (XLp))	62		0.4	65		.7	.4	.4	5.7	0.0	01	05	1				3.83	
elo5		1	4	47	2		14	29	29	78	56	5	6	5	4			5	
				-			-												
Obms	Rob ~ 4 - exp(a *	36	0.	24.	17	41	39	90	97				0.	0.					
2mod	Xob + c + d * (XLp) +	.9	40	25	.7	.3	.3	.7	.3	9.7	0.0	00	00	1				3.83	
elo5c	e * log(W))	66	6	8	92	90	66	32	98	47	08	2	8	5	5			5	
				-			-												
Obms	Rob ~ 4 - exp(a *	26	0.	35	15	32	39	90	97				0.	0.					
2mod	Xob + c + d * (XLp) +	.9	35	7.8	.1	.8	.4	.9	.6	9.9	0.0	00	00	1				3.83	
elo5d	e * log(PSMD))	78	3	71	66	60	77	54	21	70	07	2	7	5	5			5	
				-			-												
Obms	Rob ~ b - exp(a *	3.	0.	24.	1.		41	93	97				0.	0.					
2mod	Xob + c + d * (Xoc))	93	13	21	04		.6	.3	.3	9.7	0.0	00	00	1				3.83	
elo6		4	9	4	7		78	55	55	04	08	2	8	5	4			5	
				-			-												
Obms	Rob ~ 4 - exp(a *	3.	20	13.	0.	3.	38	88	95				0.	0.					
2mod	Xob + c + d * (Xoc)) +	73	.6	54	41	20	.2	.5	.2	7.5	0.0	00	02	1				3.83	
elo6b	e * log(W)	4	13	4	7	2	76	53	20	69	23	6	3	5	5			5	
				-			-												
Obms	Rob ~ 4 - exp(a *	0.	10		0.	0.	38	89	96				0.	0.					
2mod	Xob + c + d * (Xoc) +	09	.6	4.7	01	31	.8	.6	.2	8.6	0.0	00	01	1				3.83	
elo6c	e * log(W))	0	50	76	3	4	07	15	81	30	13	3	3	5	5			5	
				-			-												
Obms	Rob ~ 4 - exp(a *	0.			0.	0.	41	92	99				0.	0.					
2mod	Xob + c + d * (Xoc) +	45		1.9	03	36	.2	.4	.1	11.	0.0	00	00	1				3.83	
elo6d	e * log(PSMD))	8	4	02	6	8	36	71	38	487	03	1	3	5	5			5	

Obms	Rob ~ 4 - exp(a *	0.		0.	39	86	90			0.	0.				
2mod	Xob + c + d * (Xom))	69	3.8	23	.1	.3	.3	2.6	0.2	06	26	1			3.83
elo7		2	4	52	8	50	01	01	50	66	9	6	5	4	5
Obms	Rob ~ 4 - exp(a *	0.		0.	3.					0.	0.				
2mod	Xob + c + d * (Xom))	13	3.6	04	01	35	81	88		0.	0.				3.83
elo7b	+ e * log(W)	2	4	52	1	2	31	61	28	77	88	5	8	5	5
Obms	Rob ~ 4 - exp(a *	0.		0.	0.	36	83	90		0.	0.				
2mod	Xob + c + d * (Xom) +	62	7.5	22	60	.8	.6	.2	2.6	0.2	06	26	1		3.83
elo7c	e * log(W))	7	4	56	2	6	16	33	99	48	66	9	6	5	5
Obms	Rob ~ 4 - exp(a *	0.		0.	0.	38	87	94		0.	0.				
2mod	Xob + c + d * (Xom) +	92	3.1	22	44	.7	.5	.2	6.5	0.0	01	03	1		3.83
elo7d	e * log(PSMD))	3	4	89	6	8	76	53	19	68	37	0	7	5	5
Obms	Rob ~ 4 - exp(a *	0.		0.	41	91	95			0.	0.				
2mod	Xob + c + d * (XNs))	25	2.3	05	.5	.1	.1	7.5	0.0	00	02	1			3.83
elo8		1	4	78	5	79	58	58	07	23	6	3	5	4	5
Obms	Rob ~ 4 - exp(a *	0.		0.	3.					0.	0.				
2mod	Xob + c + d * (XNs)) +	02	3.4	00	45	.8	.7	.3	6.7	0.0	00	03	1		3.83
elo8b	e * log(W)	8	4	06	2	9	54	07	74	23	35	9	5	5	5
Obms	Rob ~ 4 - exp(a *	0.		0.	0.	38	87	94		0.	0.				
2mod	Xob + c + d * (XNs) +	23	7.6	02	80	.9	.8	.4	6.8	0.0	00	03	1		3.83
elo8c	e * log(W))	4	4	10	5	6	04	07	74	23	33	9	3	5	5
Obms	Rob ~ 4 - exp(a *	0.		0.	0.	41	92	98		0.	0.				
2mod	Xob + c + d * (XNs) +	58	1.8	08	49	.0	.1	.8	11.	0.0	00	00	1		3.83
elo8d	e * log(PSMD))	4	4	89	9	0	69	38	04	153	04	1	4	5	5
Obms	Rob ~ b - exp(a *	1.	0.	18.	2.	41	93	97		0.	0.				
2mod	Xob + c + d * (XPp))	20	23	22	51	.5	.1	.1	9.5	0.0	00	00	1		3.83
elo9		0	4	1	8	81	63	63	11	09	2	9	5	4	5
Obms	Rob ~ 4 - exp(a *	24	64.	6.	0.	41	92	98		0.	0.				
2mod	Xob + c + d * (XPp)) +	.3	45	84	56	.1	.2	.9	11.	0.0	00	00	1		3.83
elo9b	e * log(W)	99	4	1	9	9	48	96	62	311	03	1	3	5	5
Obms	Rob ~ 4 - exp(a *	0.		0.	0.	38	86	93		0.	0.				
2mod	Xob + c + d * (XPp) +	03	8.9	25	97	.1	.3	.0	5.3	0.0	01	06	1		3.83
elo9c	e * log(W))	1	4	41	4	9	91	81	48	97	67	8	7	5	5
Obms	Rob ~ 4 - exp(a *	0.		0.	0.	41	92	99		0.	0.				
2mod	Xob + c + d * (XPp) +	38	1.4	02	46	.2	.4	.1	11.	0.0	00	00	1		3.83
elo9d	e * log(PSMD))	4	4	45	8	0	49	97	64	513	03	1	3	5	5

Anexo 18: Modelos basados en el modelo logístico generalizado de Ricker (1954) para analizar la dinámica poblacional de *Peromyscus*

perfulvus en los sitios de selva mediana. La nomenclatura viene explicada en la clave de esta sección.

Selva media na	Modelo	a	b	c	d	e	log Lik	AI C	AI Cc	delt aAI Cc	exp (del ta)	we igt hs	rel ati ve	sum weig K hts
Ppmc2 model o1	RPp ~ 2 - exp(a * XPp + c)	0. 4 3	- 0.	- 18	- 4	- 0.	20. 27 5	93 .6 77	95. 85 9	26. 015	0.0 00	0.0 00	1 0	5 3 1.00
Ppmc2 model o2	RPp ~ 2 - exp(a * XPp + c) + d * log(W)	0. 4 0	- 0.	- 05	- 02	- 0.	20. 97 1	65 .8 44	69. 84 4	0.0 00	1 1	1 1	1 5	4 4 1.00
Ppmc2 model o2b	RPp ~ 2 - exp(a * XPp + c + d * log(W))	0. 4 3	- 0.	- 28	- 01	- 0.	20. 27 4	87 .6 27	91. 62 7	21. 782	0.0 00	0.0 00	1 0	5 4 1.00
Ppmc2 model o2c	RPp ~ 2 - exp(a * XPp + c + d * log(PSMD))	0. 5 8	- 0.	- 98	- 39	- 0.	18. 88 7	95 .3 18	99. 31 8	29. 474	0.0 00	0.0 00	1 0	5 4 1.00
Ppmc2 model o2d	RPp ~ 2 - exp(a * XPp + c + d * log(PSMTD))	0. 5 2	- 1.	- 68	- 53	- 0.	19. 60 6	93 .1 39	97. 13 9	27. 295	0.0 00	0.0 00	1 0	5 4 1.00
Ppmc2 model o2e	RPp ~ 2 - exp(a * XPp + c + d * log(PSMW))	0. 4 4	- 0.	- 09	- 09	- 0.	20. 26 1	95 .6 62	99. 66 2	29. 818	0.0 00	0.0 00	1 0	5 4 1.00
Ppmc2 model o3	RPp ~ b - exp(a * XPp + c) + d * (TPROM)	0. 1 9	- 1.	- 12	- 10	- 0.	20. 15 4	92 .5 36	99. 20 3	29. 359	0.0 00	0.0 00	1 0	5 5 1.00
Ppmc2 model o3l	RPp ~ 2 - exp(a * XPp + c + d * (TPROM))	0. 4 2	- 0.	- 75	- 02	- 0.	20. 40 2	92 .3 28	96. 32 8	26. 484	0.0 00	0.0 00	1 0	5 4 1.00
Ppmc2 model o3b	RPp ~ b - exp(a * XPp + c) + d * (TMAX)	0. 1 1	- 1.	- 22	- 09	- 0.	20. 14 5	94 .3 55	10 31. 22	178	0.0 00	0.0 00	1 0	5 5 1.00
Ppmc2 model o3bl	RPp ~ 2 - exp(a * XPp + c + d * (TMAX))	0. 4 2	- 0.	- 52	- 01	- 0.	20. 37 8	93 .9 24	97. 92 4	28. 080	0.0 00	0.0 00	1 0	5 4 1.00
Ppmc2 model o3c	RPp ~ 1.8 - exp(a * XPp + c) + d * TMIN	0. 4 5	- 1.	- 29	- 00	- 0.	20. 25 8	91 .4 22	95. 42 2	25. 578	0.0 00	0.0 00	1 0	5 4 1.00
Ppmc2 model o3cl	RPp ~ 2 - exp(a * XPp + c + d * TMIN)	0. 4	- 2.	- 0.	- 0.	- 0.	20. 15	91 .5	95. 51	25. 671	0.0 00	0.0 00	1 0	5 4 1.00

		3	10	00		37												
		3	3	4		0												
Ppmmc2	RPp ~ 1.8 - exp(a *	0.	-	-	-	-	88											
model	XPp + c) + d * log(W) +	4	1	0.	0.	0.	20.	.0	94.									
o3d	e * (TPROM)	9	.	47	11	03	15	18	68	24.	0.0	0.0			1			
		4	8	8	5	4	1		5	841	00	00			0	5	5	1.00
Ppmmc2	RPp ~ 2 - exp(a *	0.	-	-	-	-	89											
model	XPp + c) + d * log(W) +	4	0.	0.	0.	0.	20.	.1	95.									
o3e	e * (TMAX)	8	42	09	02	14	12		77	25.	0.0	0.0			1			
		1	2	5	6	8	5		9	934	00	00			0	5	5	1.00
Ppmmc2	RPp ~ 2 - exp(a *	0.	-	-	-	-	87											
model	XPp + c) + d * log(W) +	4	0.	0.	0.	0.	20.	.1	93.									
o3f	e * (TMIN)	2	14	04	01	25	26		79	23.	0.0	0.0			1			
		2	2	2	0	1	8		3	949	00	00			0	5	5	1.00
Ppmmc2	RPp ~ 2 - exp(a *	0.	-	-	-	-	89											
model	XPp + c) + d * log(W) +	3	0.	0.	0.	0.	20.	.9	96.									
o4	e * (TD)	9	03	01	00	13	13		62	26.	0.0	0.0			1			
		0	2	2	3	1	5		53	0	776	00	00		0	5	5	1.00
Ppmmc2	RPp ~ 2 - exp(a *	0.	-	-	-	-	88											
model	XPp + c + d * log(W)) +	4	0.	0.	0.	0.	20.	.9	95.									
o4b	e * (TD)	0	11	00	00	13	13		63	25.	0.0	0.0			1			
		7	2	2	1	1	6		68	4	790	00	00		0	5	5	1.00
Ppmmc2	RPp ~ 2 - exp(a *	0.	-	-	-	-	92											
model	XPp + c + d * (XLp))	4	0.	0.	0.	0.	20.	.6	96.									
o5		4	16	06	23	4	4		69	26.	0.0	0.0			1			
		2	2	0	5				96	6	852	00	00		0	5	4	1.00
Ppmmc2	RPp ~ 2 - exp(a *	0.	-	-	-	-	87											
model	XPp + c + d * (XLp)) + e	3	0.	0.	0.	0.	20.	.8	94.									
o5b	* log(W)	9	35	06	03	23	23		99	56	24.	0.0	0.0		1			
		3	2	3	0	8	4		5	721	00	00			0	5	5	1.00
Ppmmc2	RPp ~ 2 - exp(a *	0.	-	-	-	-	85											
model	XPp + c + d * (XLp) + e	4	0.	0.	0.	0.	20.	.7	92.									
o5c	* log(W))	4	09	06	00	23	23		80	44	22.	0.0	0.0		1			
		3	2	6	4	9	4		7	603	00	00			0	5	5	1.00
Ppmmc2	RPp ~ 2 - exp(a *	0.	-	-	-	-	92											
model	XPp + c + d * (XLp) + e	5	0.	0.	0.	0.	18.	.0	98.									
o5d	* log(PSMD))	8	83	03	39	87	87		67	73	28.	0.0	0.0		1			
		5	2	8	1	9	6		4	890	00	00			0	5	5	1.00
Ppmmc2	RPp ~ 2 - exp(a *	0.	-	-	-	-	93											
model	XPp + c + d * (Xoc))	5	0.	0.	0.	0.	19.	.8	97.									
o6		3	18	07	92	9	9		60	86	28.	0.0	0.0		1			
		6	2	9	1				0	015	00	00			0	5	4	1.00
Ppmmc2	RPp ~ 2 - exp(a *	0.	-	-	-	-	87											
model	XPp + c + d * (Xoc)) + e	4	0.	0.	0.	0.	19.	.5	94.									
o6b	* log(W)	9	05	06	02	80	80		76	24	24.	0.0	0.0		1			
		9	2	4	6	2	6		3	398	00	00			0	5	5	1.00
Ppmmc2	RPp ~ 2 - exp(a *	0.	-	-	-	-	85											
model	XPp + c + d * (Xoc) + e	5	0.	0.	0.	0.	19.	.5	92.									
o6c	* log(W))	3	10	07	01	80	80		59	22	22.	0.0	0.0		1			
		5	2	7	1	2	6		6	381	00	00			0	5	5	1.00
Ppmmc2	RPp ~ 2 - exp(a *	0.	-	-	-	-	93											
model	XPp + c + d * (Xoc) + e	5	0.	0.	0.	0.	18.	.6	10									
o6d	* log(PSMD))	9	93	00	37	87	87		14	0.2	30.	0.0	0.0		1			
		4	2	4	8	7	9		81	437	00	00			0	5	5	1.00

Ppmmc2 model o7	RPp ~ 2 - exp(a * XPp + c + d * (Xom))	0. 5 6 4	- 0. 17 2	- 0. 11 2	- 18. 77 7	95 .3 23	99. 32 3	29. 0.0 479	0.0 0.0 00	0	1	5	4	1.00	
Ppmmc2 model o7b	RPp ~ 2 - exp(a * XPp + c + d * (Xom)) + e * log(W)	0. 3 3 9	0. 72 5	0. 0. 4	0. 17. 21 5	90 .4 14	97. 08 1	27. 0.0 236	0.0 0.0 00	0	1	5	5	1.00	
Ppmmc2 model o7c	RPp ~ 2 - exp(a * XPp + c + d * (Xom) + e * log(W))	0. 5 6 0	0. 02 7	0. 0. 11	0. 0. 02 9	18. 77 52	89 .4 9	96. 11 274	26. 0.0 00	0.0 0.0 00	0	1	5	5	1.00
Ppmmc2 model o7d	RPp ~ 2 - exp(a * XPp + c + d * (Xom) + e * log(PSMD))	0. 6 3 3	0. 46 1	0. 0. 10	0. 18. 21 5	18. 01 18	96 .2 18	10 2.8 85	33. 0.0 041	0.0 0.0 00	0	1	5	5	1.00
Ppmmc2 model o8	RPp ~ 2 - exp(a * XPp + c + d * (Xob))	0. 5 6 1	0. 95 1	0. 31 8	19. 05 7	94 .4 71	98. 47 1	28. 0.0 626	0.0 0.0 00	0	1	5	4	1.00	
Ppmmc2 model o8b	RPp ~ 2 - exp(a * XPp + c + d * (Xob)) + e * log(W)	0. 5 5 9	0. 95 5	0. 31 7	0. 00 1	18. 81 9	87 .8 42	94. 50 9	24. 0.0 665	0.0 0.0 00	0	1	5	5	1.00
Ppmmc2 model o8c	RPp ~ 2 - exp(a * XPp + c + d * (Xob) + e * log(W))	0. 5 6 8	0. 65 4	0. 31 8	0. 04 4	18. 80 6	87 .2 25	93. 89 2	24. 0.0 048	0.0 0.0 00	0	1	5	5	1.00
Ppmmc2 model o8d	RPp ~ 2 - exp(a * XPp + c + d * (Xob) + e * log(PSMD))	0. 6 3 9	1. 37 7	0. 0. 22	0. 0. 25 9	18. 19 4	94 .4 38	10 1.1 05	31. 0.0 261	0.0 0.0 00	0	1	5	5	1.00
Ppmmc2 model o9	RPp ~ 2 - exp(a * XPp + c + d * (XPp))	0. 4 6 1	0. 08 0	0. 07 8	20. 34 6	94 .5 56	98. 55 6	28. 0.0 712	0.0 0.0 00	0	1	5	4	1.00	
Ppmmc2 model o9b	RPp ~ 2 - exp(a * XPp + c + d * (XPp)) + e * log(W)	0. 3 2 3	0. 69 7	0. 06 7	0. 13 9	20. 09 8	88 .5 21	95. 18 8	25. 0.0 343	0.0 0.0 00	0	1	5	5	1.00
Ppmmc2 model o9c	RPp ~ 2 - exp(a * XPp + c + d * (XPp) + e * log(W))	0. 4 6 0	0. 15 0	0. 07 8	0. 01 0	20. 34 2	87 .4 81	94. 14 8	24. 0.0 303	0.0 0.0 00	0	1	5	5	1.00
Ppmmc2 model o9d	RPp ~ 2 - exp(a * XPp + c + d * (XPp) + e * log(PSMD))	0. 5 9 8	1. 08 3	0. 04 4	0. 37 6	18. 87 6	91 .2 14	97. 88 0	28. 0.0 036	0.0 0.0 00	0	1	5	5	1.00

Anexo 19. Datos comparativos de los modelos con mejor soporte por especie y tipo de vegetación (especie), La clasificación (rank), la (ecuación), los valores de la ecuación logística generalizada de Ricker (1954): el valor individual de la competencia en relación con la densidad (a), $a > 1$ si la densidad aumenta la competencia y $a < 1$ se encuentran habituados a la competencia. (b) la tasa reproductiva máxima, (c) la competencia inter-específica o el agotamiento de los recursos, (d) el efecto de las lluvias dentro de la temporada, junio a octubre, (e) el efecto de la lluvia fuera de temporada (noviembre a mayo), con la precipitación atípica de enero de 1992. 1 y 2 son la desviación logarítmica de la predicción generada $\Sigma(Observada-predicha)/9$, 1 para la predicción basada en la ecuación desde el primer punto (full time) y 2 es el error en la predicción de paso a paso (*one step ahead*). En estos modelos se analizaron efectos de perturbación exógena vertical y lateral (modelos b), para la dirección de la perturbación está dada por el signo del resultado, para los modelos b los signos significan lo inverso a su valor. *datos que tenían una tendencia negativa y se les quitó para poderlos modelar.

rank	Especie	Ecuación	a	b	c	d	e	1	2
1	<i>L. pictus</i> selva baja	$RLpT \sim 7 - \exp(a * XLpT + c) + d * \ln(rfIW) + e * rfID2$	0.1	7.0	1.7	0.5	0.0	0.76	0.75
2	<i>L. pictus</i> selva baja	$RLpT \sim 7 - \exp(a * XLpT + c + d * \ln(rfIW)) + e * rfID2$	0.1	7.0	1.5	0.1	0.0	0.02	0.04
1	<i>L. pictus</i> s. mediana*	$RLpT \sim 1.2 - \exp(a * XLpT + c + d * \ln(rfIW))$	0.9	1.2	3.9	0.2	-	1.31	1.40

2	<i>L. pictus s. mediana*</i>	$RLpT \sim 1.2 - \exp(a * XLpT + c) + d * \ln(rfIW)$	0.5	1.2	1.5	0.2	-	2.05	2.09
1	<i>N. sumichrasti*</i>	$RNsT \sim 2 - \exp(a * XNsT + c) + d * \ln(rfIW)$	0.3	2.0	0.9	0.4	-	0.03	0.13
2	<i>N. sumichrasti*</i>	$RNsT \sim 2 - \exp(a * XNsT + c + d * Xom) + e * \ln(rfIW)$	0.4	2.0	0.6	0.1	0.3	0.10	0.05
1	<i>O. mexicanus</i>	$ROmx \sim 6 - \exp(a * XOc + c) + d * \ln(rfIW)$	0.0	6.0	3.2	3.3	-	0.28	0.24
2	<i>O. mexicanus</i>	$ROmx \sim 6 - \exp(a * XOc + c + d * \ln(rfIW))$	0.1	6.0	5.5	0.6	-	0.26	0.06
1	<i>O. melanotis</i>	$Rom \sim 4 - \exp(a * Xom + c + d * \ln(rfIW))$	0.2	4.0	5.1	0.7	-	0.23	0.19
2	<i>O. melanotis</i>	$Rom \sim 4 - \exp(a * Xom + c) + d * \ln(rfIW)$	0.0	4.0	2.8	2.1	-	0.05	0.19
1	<i>O. banderanus</i>	$ROb \sim b - \exp(a * XOb + c) + d * \ln(rfIW)$	0.0	1.5	1.6	0.9	-	0.02	0.01
2	<i>O. banderanus</i>	$ROb \sim b - \exp(a * XOb + c) + d * \ln(rfIW) + f * rfID$	0.1	1.5	1.6	0.9	0.0	0.04	0.03
1	<i>P. perfulvus</i>	$RPp \sim b - \exp(a * XPp + c) + d * \ln(rfIW)$	0.1	2.0	1.4	0.8	-	0.25	0.18
2	<i>P. perfulvus</i>	$RPp \sim b - \exp(a * XPp + c + d * \ln(rfIW))$	0.5	2.0	1.3	0.4	-	0.32	0.08

Anexo 20. Datos utilizados para proyectar de 2008 a 2016 las abundancias de las especies modeladas en el capítulo uno de esta tesis. Datos de campo (1990-2007 y 2012-2013). Para estas proyecciones se usaron los modelos con mayor sustento, con menor AICc (menos de 2 puntos de diferencia).

año/esp ecie	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	
<i>Liomys pictus</i>	1345	964	969	146	818	464	867	779	957	804	553	691	400	703	1030	450	304	636	No hay datos de campo				455	202	No hay datos de campo			
<i>Selva baja caducifolia</i>	Proyección 1	$RLpb - 7 - \exp(0.15 * XLpB + 1.47 - 0.07 * \ln(W))$																	640.53	573.81	57.02	96.48	100.91	93.57	97.99	99.34	93.85	
	Proyección 2	$RLpb - 7 - \exp(0.1 * XLpB + 1.7) + 0.5 * \ln(W) - 0.002 * D2$																	646.13	625.16	80.46	80.60	84.89	79.40	82.86	83.82	79.42	
	Proyección 3	$RLpb - 7 - \exp(0.14 * XLpB + 1.5 - 0.07 * \ln(W)) - 0.002 * D2$																	759.76	866.97	68.55	104.94	112.80	105.00	109.39	111.24	105.20	
<i>Liomys pictus</i>	669	398	366	383	446	190	327	219	307	241	228	227	347	176	381	246	105	254	No hay datos de campo				117	90	No hay datos de campo			
<i>Selva mediana subperennifolia</i>	Proyección 1	$RLpT - 1.2 - \exp(1.02 * XLpT - 5.33 - 0.03 * XOm)$																	185.47	224.54	229.83	224.13	230.44	230.71	229.30	230.46	230.47	
	Proyección 2	$RLpT - 1.2 - \exp(2.883 * XLpT - 10.816 - 0.686 * (Xom) - 0.623 * \log(PSMD))$																	0.06	0.18	0.61	2.02	6.72	22.31	73.25	177.40	8.47	
	Proyección 3	$RLpT - 1.2 - \exp(2.315 * XLpT - 12.683 - 0.561 * (Xom) + 0.343 * \log(W))$																	29.22	94.49	264.43	56.72	177.92	298.40	77.34	230.74	215.53	
<i>Nyctomys sumichrasti</i>	22	46	14	28	42	14	26	28	19	3	16	9	3	3	11	3	3	3	No hay datos de campo				0	0	No hay datos de campo			
	Proyección 1	$RNsT - 2 - \exp(0.6 * XNsT - 0.9)$																	14.59	11.82	11.47	14.62	14.15	14.24	14.23	14.23	14.23	
	Proyección 2	$RNsT - 2 - \exp(0.4 * XNsT + 0.6 - 0.06 * XOb) + 0.3 * \log(W)$																	2.21	3.09	3.50	3.38	3.89	3.77	3.78	3.89	3.76	
<i>Oryzomys melanotis</i>	83	5	1.1	21	23	10	117	125	48	47	27	36	1.1	39	76	9	1.1	2	No hay datos de campo				10	19	No hay datos de campo			
	Proyección 1	$ROm - 2 - \exp(0.524 * XOm + 1.681 - 0.531 * \ln(W))$																	0.68	2.68	1.54	2.86	3.46	2.96	3.28	3.39	2.99	
	Proyección 2	$ROm - 2 - \exp(0.56 * XNsT - 0.172 - 0.118 * (XLp))$																	0.15	0.24	0.39	0.62	0.99	1.59	2.51	4.01	6.41	
<i>Oryzomys mexicanus</i>	46	9	6	63	152	16	11	72	49	32	33	28	1	19	162	25	0.1	17	No hay datos de campo				36	28	No hay datos de campo			
	Proyección 1	$ROmx - 3.3 - \exp(0.405 * XOm - 0.058) + 0.021 * \log(W)$																	25.39	149.83	620.54	0.05	1.12	12.03	26.23	21.93	23.43	
<i>Osgoodomys banderaus</i>	113	88	54	106	108	67	217	126	91	108	161	106	48	62	89	43	32	73	No hay datos de campo				53	40	No hay datos de campo			
	Proyección 1	$Rob \sim 4 - \exp(-0.6473 * Xob - 4.2292 + 2.1694 * \log(PSMTD))$																	52.98	68.33	127.36	225.81	57.31	81.86	119.97	193.98	52.94	
	Proyección 2	$Rob \sim 4 - \exp(-0.1315 * Xob + 3.6516 + 0.04088 * (Xom)) + 3.01236 * \log(w)$																	55	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
<i>Peromyscus perfulvus</i>	107	73	11	72	171	56	107	33	98	52	95	80	63	101	179	67	12	38	No hay datos de campo				20	23	No hay datos de campo			
	Proyección 1	$RPP - 4 - \exp(0.40646 * XPP - 0.05811) + 0.02116 * \log(W)$																	24.55	31.13	27.65	29.54	41.05	33.32	38.34	38.75	34.72	

Anexo 21. Script de R (R Core Team, 2013) generado para proyectar las dinámicas poblacionales a partir de los datos del monitoreo de largo plazo (1990-2007). Para proyectar distintas especies solo es necesario cambiar los datos del modelo utilizado por cada especie (Anexo 20), el dato de

abundancia inicial y los parámetros con los que se va a modelar.

```
library(sp)

##Datos climáticos
#Meto los datos climáticos, del archivo "selva mediana.xlsx" y los hago vectores

#La lluvia de la temporada

LW<-read.table("clipboard")
LW<-LW [[1]]
#La lluvia fuera de la temporada

T<-read.table("clipboard")
T<-T [[1]]

#Productividad selva mediana

PSMTD<-read.table("clipboard")
PSMTD<-PSMTD [[1]]

#Predicciones de reducción de precipitación
#Lluvia de temporada

W<-read.table("clipboard")

W<-W [[1]]

W5<-read.table("clipboard")

W5<-W5 [[1]]

W15<- read.table("clipboard")

W15<-W15 [[1]]

W25<- read.table("clipboard")

W25<-W25 [[1]]

W30<- read.table("clipboard")

W30<-W30 [[1]]

#Lluvia fuera de temporada

T5<-read.table("clipboard")
```

```

T5<-T5 [[1]]

T15<- read.table("clipboard")

T15<-T15 [[1]]

T25<- read.table("clipboard")

T25<-T25 [[1]]

T30<- read.table("clipboard")

T30<-T30 [[1]]

# Precipitación en temporada seca

D<-read.table("clipboard")

D<-D[[1]]

D5<-read.table("clipboard")

D5<-D5 [[1]]

D15<- read.table("clipboard")

D15<-D15 [[1]]

D25<- read.table("clipboard")

D25<-D25 [[1]]

D30<- read.table("clipboard")

D30<-D30 [[1]]

#A simular el modelo con AICc más bajo y C2 más alto. Vienen del archivo "resultado de los
modelos doctorado.xlsx"
#Simulación del modelo  $R_{Pp} \sim b - \exp(a * X_{Pp} + c + d * \log(W)) + e * (D)$ 
#0.18043      3      1.52876      -0.16353      0.03362

NPp<-read.table("clipboard")
NPp<-NPp[[1]]

#####En Español#####

```

```
#Lluvia real
```

```
simulaPp<-function(N0,Nt,V1,V2){  
  out<-cbind(0,Nt[1],Nt[1])  
  out.t<-cbind(0,Nt[2],Nt[2])  
  out<-rbind(out,out.t)  
  for(t in 2:length(V1)){  
    N0<-out[(nrow(out)-1),2]  
    N1<-out[nrow(out),2]  
    N2<-N1+3-exp(0.18*N1+1.529-0.1635*log(V1))[t]+0.03362*(V2)[1]  
    #return(c(N0,N1,N2))  
    #N1<-Nt[t]  
    N3<-Nt[t]+3-exp(0.18*N1+1.529-0.1635*log(V1))[t]+0.03362*(V2)[1]  
    out.t<-cbind(t,N2,N3)  
    out<-rbind(out,out.t)  
  }  
  par(las=1, mar=c(5,5,2.5,2.5),lwd=1,bty="l",cex.lab=1)  
  plot(Nt~out[-nrow(out),1],xaxt="n", type="p", pch=19,ylim=c(0.95*min(cbind(Nt,out[-  
nrow(out),2:3])),1.05*max(cbind(Nt,out[-nrow(out),2:3]))), main=expression(paste("Proyecciones  
para",italic(" Peromyscus perfulvus"))), xlab="Años",ylab="Abundancia (log)")  
  points(out[,2]~out[,1],col="red",type="l")  
  points(out[,3]~out[,1],col="blue",type="l")  
  axis(side=1, at=0:17, labels=1990:2007)  
  out  
}
```

```
simulaPp (4.33,NPp,W,T)
```

```
#Menos 5%
```

```
simulaPp5<-function(N0,Nt,V1,V2){  
  out<-cbind(0,Nt[1],Nt[1])  
  out.t<-cbind(0,Nt[2],Nt[2])  
  out<-rbind(out,out.t)  
  for(t in 2:length(V1)){  
    N0<-out[(nrow(out)-1),2]  
    N1<-out[nrow(out),2]  
    N2<-N1+3-exp(0.18*N1+1.529-0.1635*log(V1))[t]+0.03362*(V2)[1]  
    #return(c(N0,N1,N2))  
    #N1<-Nt[t]  
    N3<-Nt[t]+3-exp(0.18*N1+1.529-0.1635*log(V1))[t]+0.03362*(V2)[1]  
    out.t<-cbind(t,N2,N3)  
    out<-rbind(out,out.t)  
  }  
  par(las=1, mar=c(5,5,2.5,2.5),lwd=1,bty="l",cex.lab=1)  
  plot(Nt~out[-nrow(out),1],xaxt="n", type="p", pch=19,ylim=c(0.95*min(cbind(Nt,out[-
```

```

nrow(out),2:3))),1.05*max(cbind(Nt,out[-nrow(out),2:3])), main=expression(paste("Proyecciones
para",italic(" Peromyscus perfulvus")," -5%")), xlab="Años",ylab="Abundancia (log)")
  points(out[,2]~out[,1],col="red",type="l")
  points(out[,3]~out[,1],col="blue",type="l")
  axis(side=1, at=0:17, labels=1990:2007)
  out
}

```

simulaPp5 (4.33,NPp,W5,T5)

#Menos 15%

```

simulaPp15<-function(N0,Nt,V1,V2){
  out<-cbind(0,Nt[1],Nt[1])
  out.t<-cbind(0,Nt[2],Nt[2])
  out<-rbind(out,out.t)
  for(t in 2:length(V1)){
    N0<-out[(nrow(out)-1),2]
    N1<-out[nrow(out),2]
    N2<-N1+3-exp(0.18*N1+1.529-0.1635*log(V1))[t]+0.03362*(V2)[1]
    #return(c(N0,N1,N2))
    #N1<-Nt[t]
    N3<-Nt[t]+3-exp(0.18*N1+1.529-0.1635*log(V1))[t]+0.03362*(V2)[1]
    out.t<-cbind(t,N2,N3)
    out<-rbind(out,out.t)
  }
  par(las=1, mar=c(5,5,2.5,2.5),lwd=1,bty="l",cex.lab=1)
  plot(Nt~out[-nrow(out),1],xaxt="n", type="p", pch=19,ylim=c(0.95*min(cbind(Nt,out[-
nrow(out),2:3])),1.05*max(cbind(Nt,out[-nrow(out),2:3])), main=expression(paste("Proyecciones
para",italic(" Peromyscus perfulvus")," -15%")), xlab="Años",ylab="Abundancia (log)")
  points(out[,2]~out[,1],col="red",type="l")
  points(out[,3]~out[,1],col="blue",type="l")
  axis(side=1, at=0:17, labels=1990:2007)
  out
}

```

simulaPp15 (4.33,NPp,W15,T15)

#Menos 25%

```

simulaPp25<-function(N0,Nt,V1,V2){
  out<-cbind(0,Nt[1],Nt[1])

```

```

out.t<-cbind(0,Nt[2],Nt[2])
out<-rbind(out,out.t)
for(t in 2:length(V1)){
  N0<-out[(nrow(out)-1),2]
  N1<-out[nrow(out),2]
  N2<-N1+3-exp(0.18*N1+1.529-0.1635*log(V1))[t]+0.03362*(V2)[1]
  #return(c(N0,N1,N2))
  #N1<-Nt[t]
  N3<-Nt[t]+3-exp(0.18*N1+1.529-0.1635*log(V1))[t]+0.03362*(V2)[1]
  out.t<-cbind(t,N2,N3)
  out<-rbind(out,out.t)
}
par(las=1, mar=c(5,5,2.5,2.5),lwd=1,bty="l",cex.lab=1)
plot(Nt~out[-nrow(out),1],xaxt="n", type="p", pch=19,ylim=c(0.95*min(cbind(Nt,out[-nrow(out),2:3])),1.05*max(cbind(Nt,out[-nrow(out),2:3]))), main=expression(paste("Proyecciones para",italic(" Peromyscus perfulvus"), " -25%")), xlab="Años",ylab="Abundancia (log)")
points(out[,2]~out[,1],col="red",type="l")
points(out[,3]~out[,1],col="blue",type="l")
axis(side=1, at=0:17, labels=1990:2007)
out
}

```

simulaPp25 (4.33,NPp,W25,T25)

par(mfrow=c(2,2))

```

simulaPp (4.33,NPp,W,T)
simulaPp5 (4.33,NPp,W5,T5)
simulaPp15 (4.33,NPp,W15, T15)
simulaPp25 (4.33,NPp,W25,T25)

```

Anexos capítulo dos

Anexo 22. Tabla de los atributos relativos de diversidad funcional de pequeños mamíferos de Chamela, en esta página está la tabla por tipo de hábitat y en la siguiente las de uso de hábitat, dieta y actividad. Las referencias de estos datos están en la Figura 24.

Abreviatura	Especie	1.5 Selva baja caducifolia (TDF)	1.6 Selva mediana subperenifolia (TML)	1.9 Bosque de niebla subtropical/ tropical (TMM)	1.4 Bosque templado (TF)	4.5 pastizal subtropical/ Tropical (TGL)	4.4 Pastizal templado (TemGL)	3.5 matorral subtropical/tropical	5. Humedal	13.3 Duna costera
Bm	<i>Baiomys musculus</i>	0.1	0	0.1	0	0.2	0	0.3	0	0
Lp	<i>Liomys pictus</i>	0.7	0	0	0	0	0	0.3	0	0
Mg	<i>Megasorex gigas</i>	0.4	0	0.3	0.3	0	0	0.3	0	0
Ns	<i>Nyctomys sumichrasti</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Om	<i>Oryzomys melanotis</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Omx	<i>Oryzomys mexicanus</i>	0.1	0	0	0	0	0	0	0.9	0
Ob	<i>Osgoodomys banderanus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Pp	<i>Peromyscus perfulvus</i>	0.9	0	0	0	0	0	0	0	0
Rf	<i>Reithrodontomys fulvescens</i>	0	0	0	0	0.3	0.2	0.5	0	0
Sm	<i>Sigmodon mascotensis</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Sp	<i>Spilogale pygmaea</i>	0.4	0.3	0	0	0	0	0.2	0	0.1
Tc	<i>Tlacuatzin canescens</i>	0.8	0	0.1	0	0	0	0.1	0	0
Xn	<i>Xenomys nelsoni</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0

Continuación del anexo 22

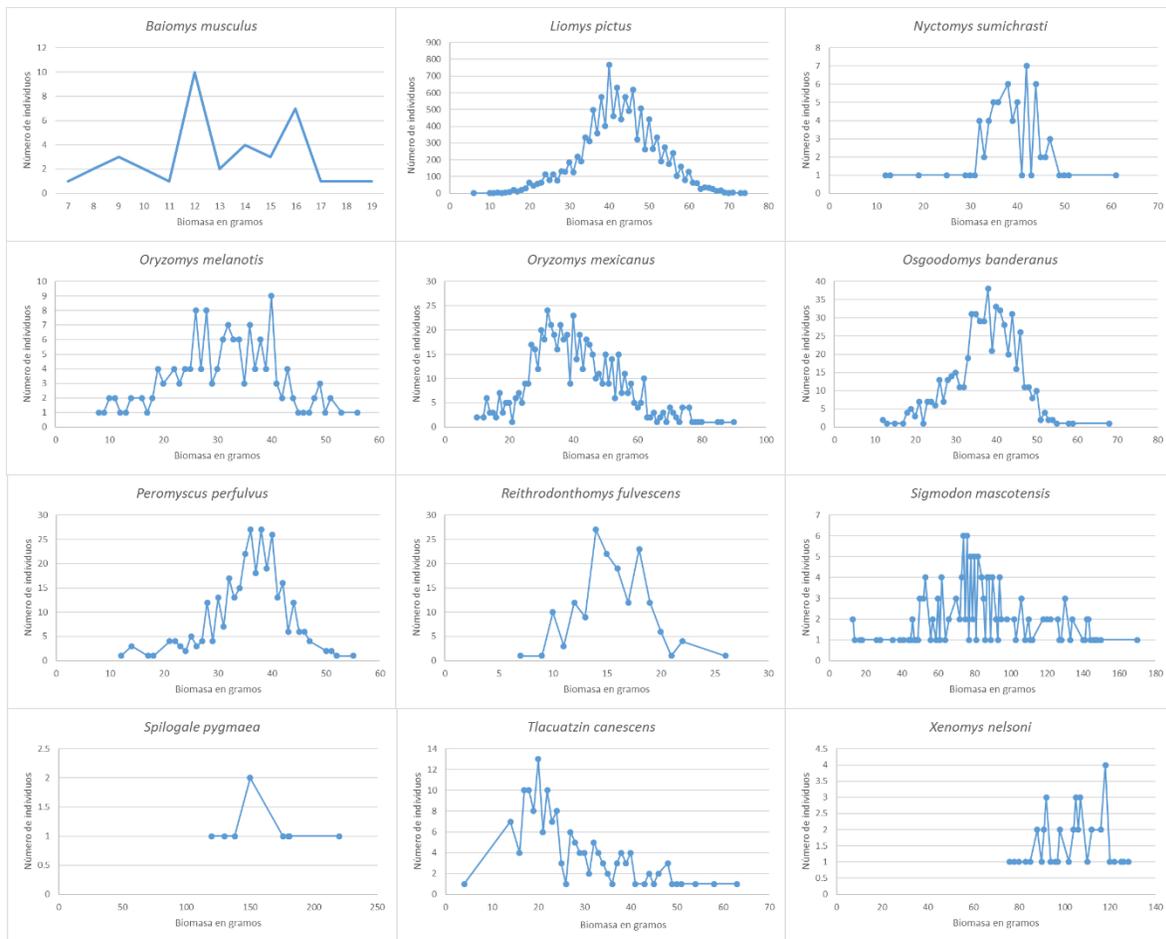
Abreviatura	Especie	Terrestre	Arborícola	Semi arborícola	Semi acuática	Carnívora	Herbívora	Granívora	Insectívora	Diurna	Crepuscular	Nocturna
Bm	<i>Baiomys musculus</i>	1	0	0	0	0	1	0.5	0.1	0	0.5	0.5
Lp	<i>Liomys pictus</i>	1	0	0	0	0	0.1	1	0.1	0	0.5	0.5
Mg	<i>Megasorex gigas</i>	1	0	0	0.1	0	0	0	1	1	0	0
Ns	<i>Nyctomys sumichrasti</i>	0.1	0.5	1	0	0	1	0.5	0.1	0	0.5	0.5
Om	<i>Oryzomys melanotis</i>	1	0.1	0.5	1	0.5	0.5	0.5	0.5	0	0.5	0.5
Oc	<i>Oryzomys mexicanus</i>	1	0.1	0.5	1	0.5	0.5	0.5	0.5	0	0.5	0.5
Ob	<i>Osgoodomys banderanus</i>	0.1	1	1	0	0	1	0.5	0.1	0	0.5	0.5
Pp	<i>Peromyscus perfulvus</i>	0.5	1	1	0	0	1	0.5	0.5	0	0.5	0.5
Rf	<i>Reithrodontomys fulvescens</i>	1	0.1	0.5	0	0	1	0.5	0.1	0	0.5	0.5
Sm	<i>Sigmodon mascotensis</i>	1	0	0	0	0	1	1	0.1	0	0.5	0.5
Sp	<i>Spilogale pygmaea</i>	1	0	0	0	0.5	0.1	0	1	0.1	0.3	0.6
Tc	<i>Tlacuatzin canescens</i>	0.1	1	1	0	0	0.1	0	1	0	0.5	0.5
Xn	<i>Xenomys nelsoni</i>	0.1	1	1	0	0	1	0.5	0.1	0	0.5	0.5

Anexo 23. Biomasa promedio de las especies de pequeños mamíferos de Chamela, obtenida de la base de datos, por tipo de vegetación y en general. Aquí se representa solo el promedio general.

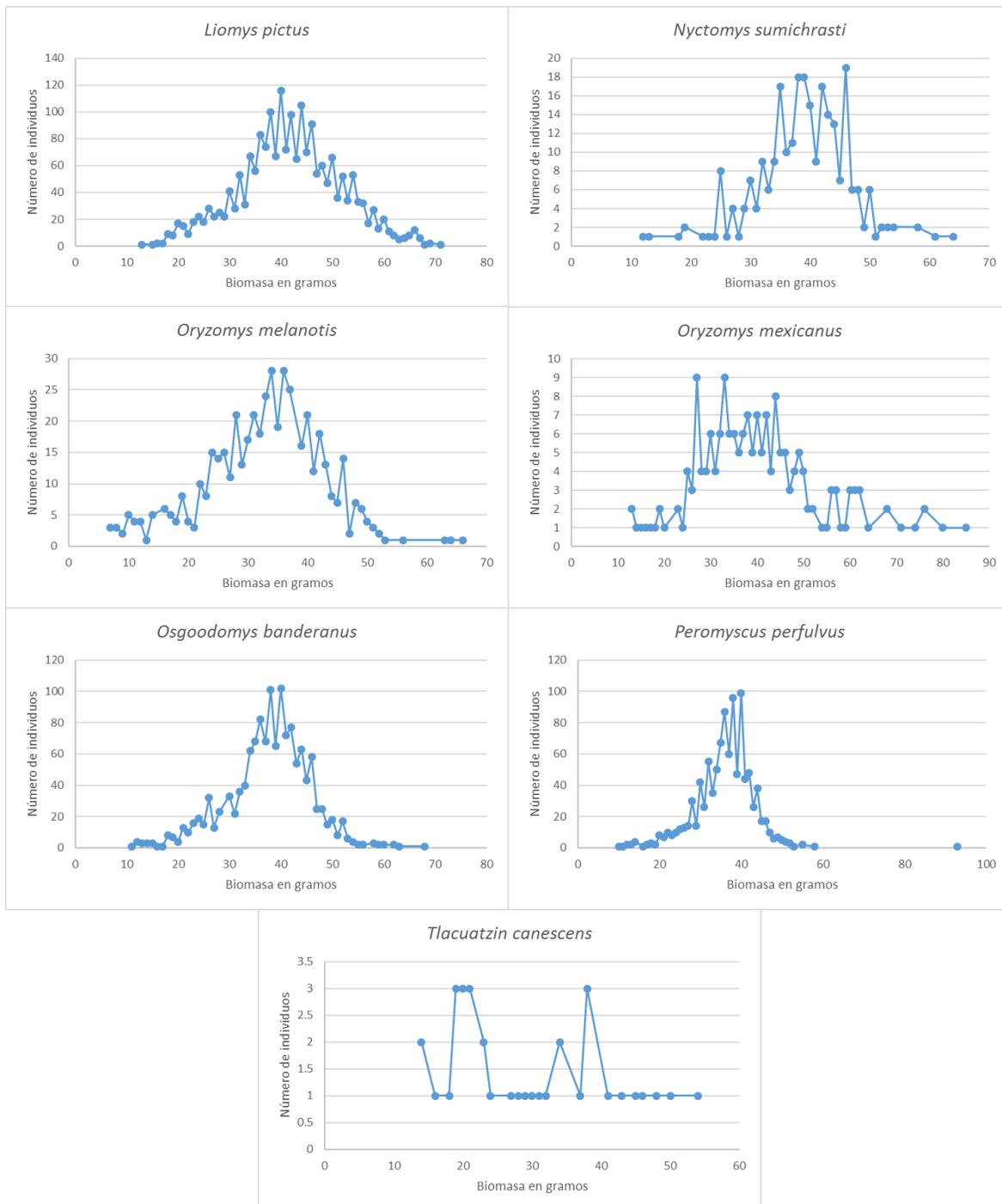
Espece	Biomasa promedio
<i>Baiomys musculus</i>	13.3
<i>Liomys pictus</i>	42.5
<i>Megasorex gigas</i>	9.7
<i>Nyctomys sumichrasti</i>	40.5
<i>Oryzomys melanotis</i>	32.5
<i>Oryzomys mexicanus</i>	40.1
<i>Osgoodomys banderanus</i>	37.4
<i>Peromyscus perfulvus</i>	37.2
<i>Reithrontomys fulvescens</i>	15.2
<i>Sigmodon mascotensis</i>	82.6
<i>Spilogale pygmaea</i>	162.0
<i>Tlacuatzin canescens</i>	27.0
<i>Xenomys nelsoni</i>	105.1

Anexo 24. Histogramas de la distribución de la de la biomasa de los pequeños mamíferos de la selva baja caducifolia de Chamela, Cuixmala.

Megasorex gigas no está representado por tener abundancias demasiado bajas en este tipo de vegetación



Anexo 25. Histogramas de la distribución de la de la biomasa de los pequeños mamíferos de la selva baja caducifolia de Chamela, Cuixmala. Las especies con abundancias demasiado bajas en este tipo de vegetación que no están representadas.



Anexo 26: Abreviaturas de los nombres científicos de las especies de pequeños mamíferos de Chamela

<i>Baiomys musculus</i> : Bm	<i>Peromyscus perfulvus</i> : Pp
<i>Liomys pictus</i> : Lp	<i>Reithrodontomys fulvescens</i> : Rf
<i>Megasorex gigas</i> : Mg	<i>Sigmodon mascotensis</i> : Sm
<i>Nyctomys sumichrasti</i> : Ns	<i>Spilogale pygmaea</i> : Sp
<i>Oryzomys mexicanus</i> : Omx	<i>Tlacuatzin canescens</i> : Tc
<i>Oryzomys melanotis</i> : Om	<i>Xenomys nelsoni</i> : Xn
<i>Osgoodomys banderanus</i> : Ob	

Anexo 27. Resultados de la PCoA utilizando datos de uso de hábitat de los pequeños mamíferos de Chamela.

Partitioning of squared Euclidean distance:

	Inertia	Proportion
Total	3.72	1
Unconstrained	3.72	1

Eigenvalues, and their contribution to the squared Euclidean distance

Importance of components:

	MDS1	MDS2	MDS3	MDS4	MDS5	MDS6	MDS7
Eigenvalue	2.4377	0.7962	0.28592	0.14319	0.03344	0.02170	0.001831
Proportion Explained	0.6553	0.2140	0.07686	0.03849	0.00899	0.00583	0.000490
Cumulative Proportion	0.6553	0.8693	0.94619	0.98468	0.99367	0.99951	1.000000

Scaling 2 for species and site scores

* Species are scaled proportional to eigenvalues

* Sites are unscaled: weighted dispersion equal on all dimensions

* General scaling constant of scores: 2.584824

Species scores

	MDS1	MDS2	MDS3	MDS4	MDS5	MDS6
TDF..1.5.	1.90598	-0.05130	-0.092099	-0.05093	0.009624	-0.028629
TML.1.6.	-0.13004	0.05152	0.624393	-0.06476	-0.005868	-0.028521
TMM..1.9.	-0.17217	0.14489	-0.078028	0.37275	-0.060320	-0.041740
TF.1.4.	-0.05630	0.03921	-0.009596	0.22288	0.059114	0.082840
Shrubland.3.5.	-0.56872	0.49553	-0.207610	-0.11961	0.134996	-0.086497
TGL..4.5.	-0.33788	0.25819	-0.177111	-0.16647	-0.182677	-0.001955
TemGl.4.4.	-0.12237	0.09159	-0.061952	-0.13059	0.031510	0.142138
Wetlands..5.	-0.49249	-1.03994	-0.122875	-0.05031	0.014795	-0.031931
Coastal.dune..13.3.	-0.02601	0.01030	0.124879	-0.01295	-0.001174	-0.005704

Site scores (weighted sums of species scores)

	MDS1	MDS2	MDS3	MDS4	MDS5	MDS6
Bm	-0.99217	0.7766	-0.54122	0.1891	-1.47831	-1.38330
Lp	0.06508	0.3242	-0.31024	-0.3928	1.93238	-1.34713
Mg	-0.54290	0.3782	-0.09254	2.1494	0.57008	0.79888
Ns	0.65248	-0.0732	-0.07648	-0.1153	-0.23668	0.19573
Oc	-1.05543	-2.2286	-0.26333	-0.1078	0.03171	-0.06843
Om	0.65248	-0.0732	-0.07648	-0.1153	-0.23668	0.19573
Ob	0.65248	-0.0732	-0.07648	-0.1153	-0.23668	0.19573
Pp	0.65248	-0.0732	-0.07648	-0.1153	-0.23668	0.19573
Rf	-1.18008	0.8833	-0.59745	-1.2594	0.30387	1.37073
Sm	0.65248	-0.0732	-0.07648	-0.1153	-0.23668	0.19573
Sp	-0.50163	0.1987	2.40857	-0.2498	-0.02264	-0.11002
Tc	0.29226	0.1068	-0.14491	0.3629	0.08298	-0.43508
Xn	0.65248	-0.0732	-0.07648	-0.1153	-0.23668	0.19573

Anexo 28: Resultados de la PCoA utilizando datos de dieta de los pequeños mamíferos de Chamela.

capscale(formula = dieta ~ 1)

Partitioning of squared Euclidean distance:

	Inertia	Proportion
Total	5.778	1
Unconstrained	5.778	1

Eigenvalues, and their contribution to the squared Euclidean distance

Importance of components:

	MDS1	MDS2	MDS3	MDS4
Eigenvalue	4.2574	0.9090	0.48271	0.12937
Proportion Explained	0.7368	0.1573	0.08354	0.02239
Cumulative Proportion	0.7368	0.8941	0.97761	1.00000

Scaling 2 for species and site scores

- * Species are scaled proportional to eigenvalues
- * Sites are unscaled: weighted dispersion equal on all dimensions
- * General scaling constant of scores: 2.885681

Species scores

	MDS1	MDS2	MDS3	MDS4
granívoro	-1.0373	0.7938	-0.06932	0.25055
Herbívoro	-1.6077	-0.7608	-0.18716	0.12694
Insectívoro	1.5220	-0.2941	-0.03352	0.32161
Carnívoro	0.3977	0.1202	-0.80912	-0.06415

Site scores (weighted sums of species scores)

	MDS1	MDS2	MDS3	MDS4
Bm	-0.6344	-0.4501	0.164754	-0.62340
Lp	-0.1103	2.4105	0.830971	-0.41852
Mg	1.3396	-0.1875	1.119141	0.06847
Ns	-0.6344	-0.4501	0.164754	-0.62340

Oc 0.2755 0.4038 -1.450640 -0.00839
 Om 0.2755 0.4038 -1.450640 -0.00839
 Ob -0.6344 -0.4501 0.164754 -0.62340
 Pp -0.2907 -0.7612 0.097991 1.76689
 Rf -0.6344 -0.4501 0.164754 -0.62340
 Sm -0.9273 0.5995 -0.007839 1.70425
 Sp 1.3611 -0.2299 -0.988696 -0.29163
 Tc 1.2488 -0.3888 1.025940 0.30434
 Xn -0.6344 -0.4501 0.164754 -0.62340

Anexo 29. Resultados de la PCoA utilizando datos de uso de sustrato de los pequeños mamíferos de Chamela

capscale(formula = sustrato ~ 1)

Partitioning of squared Euclidean distance:

	Inertia	Proportion
Total	9.106	1
Unconstrained	9.106	1

Eigenvalues, and their contribution to the squared Euclidean distance

Importance of components:

	MDS1	MDS2	MDS3	MDS4	MDS5
Eigenvalue	6.8230	1.7305	0.22320	0.20465	0.1248
Proportion Explained	0.7493	0.1900	0.02451	0.02247	0.0137
Cumulative Proportion	0.7493	0.9393	0.96382	0.98630	1.0000

Scaling 2 for species and site scores

- * Species are scaled proportional to eigenvalues
- * Sites are unscaled: weighted dispersion equal on all dimensions
- * General scaling constant of scores: 3.233174

Species scores

	MDS1	MDS2	MDS3	MDS4	MDS5
Terrestre	-1.5349	-0.13769	0.11450	0.33028	0.1579
Fosorial	-0.1419	0.08851	-0.46306	0.01464	0.1493

Semi.arborícola	1.6014	-0.46600	0.12417	-0.04775	0.2658
Arborícola	1.6537	0.01441	-0.07473	0.35097	-0.1224
semiacuático	-0.3967	-1.32001	-0.08764	-0.01278	-0.1016

Site scores (weighted sums of species scores)

	MDS1	MDS2	MDS3	MDS4	MDS5
Bm	-0.8075	0.68718	0.454069	-0.0007302	-0.6588
Lp	-0.8075	0.68718	0.454069	-0.0007302	-0.6588
Mg	-0.8564	0.53417	-2.794708	0.0883330	0.9013
Ns	0.8774	0.10324	0.234514	-2.5002954	0.8526
Oc	-0.5557	-2.01837	0.007495	-0.0237002	-0.1984
Om	-0.5557	-2.01837	0.007495	-0.0237002	-0.1984
Ob	1.2431	0.11581	-0.270679	0.0873666	-0.6275
Pp	0.9715	0.01977	0.348518	2.0354272	0.9005
Rf	-0.3803	0.28340	1.192446	0.1647567	2.2600
Sm	-0.8075	0.68718	0.454069	-0.0007302	-0.6588
Sp	-0.8075	0.68718	0.454069	-0.0007302	-0.6588
Tc	1.2431	0.11581	-0.270679	0.0873666	-0.6275
Xn	1.2431	0.11581	-0.270679	0.0873666	-0.6275

Anexo 30. Resultados de la PCoA generada con datos de horario de actividad de los pequeños mamíferos de Chamela.

capscale(formula = horario ~ 1)

Partitioning of squared Euclidean distance:

	Inertia	Proportion
Total	2.763	1
Unconstrained	2.763	1

Eigenvalues, and their contribution to the squared Euclidean distance

Importance of components:

	MDS1	MDS2
Eigenvalue	2.7569	0.006138
Proportion Explained	0.9978	0.002220
Cumulative Proportion	0.9978	1.000000

Scaling 2 for species and site scores

* Species are scaled proportional to eigenvalues

* Sites are unscaled: weighted dispersion equal on all dimensions

* General scaling constant of scores: 2.399626

Species scores

	MDS1	MDS2
Diurno	1.379	0.09250
Nocturno	-1.386	0.04602
Crepuscular	-1.386	0.04602

Site scores (weighted sums of species scores)

	MDS1	MDS2
Bm	-0.1989	-0.20237
Lp	-0.1989	-0.20237
Mg	2.3042	-0.07649
Ns	-0.1989	-0.20237
Oc	-0.1989	-0.20237
Om	-0.1989	-0.20237
Ob	-0.1989	-0.20237
Pp	-0.1989	-0.20237
Rf	-0.1989	-0.20237
Sm	-0.1989	-0.20237
Sp	-0.1158	2.30258
Tc	-0.1989	-0.20237
Xn	-0.1989	-0.20237

Anexo 31. Matriz de distancia de Gower obtenida a partir de datos de diversidad funcional de los pequeños mamíferos de Chamela-Cuixmala.

El significado de las abreviaturas está en el Anexo 25.

	Bm	Lp	Mg	Ns	Omx	Om	Ob	Pp	Rf	Sm	Sp	Tc	Xn
Bm	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lp	0.175	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mg	0.415	0.496	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ns	0.290	0.267	0.688	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Omx	0.342	0.246	0.530	0.393	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Om	0.276	0.183	0.537	0.227	0.189	0	0	0	0	0	0	0	0
Ob	0.316	0.297	0.714	0.030	0.423	0.254	0	0	0	0	0	0	0
Pp	0.321	0.260	0.670	0.042	0.383	0.207	0.054	0	0	0	0	0	0
Rf	0.142	0.291	0.479	0.329	0.250	0.342	0.355	0.361	0	0	0	0	0
Sm	0.241	0.182	0.637	0.225	0.375	0.215	0.254	0.266	0.357	0	0	0	0
Sp	0.384	0.285	0.408	0.490	0.334	0.364	0.519	0.482	0.424	0.326	0	0	0
Tc	0.395	0.348	0.520	0.223	0.424	0.294	0.193	0.190	0.434	0.446	0.375	0	0
Xn	0.387	0.351	0.785	0.097	0.485	0.325	0.071	0.125	0.426	0.212	0.448	0.264	0

Anexo 32. Cálculos para la riqueza y diversidad funcionales de los pequeños mamíferos de Chamela, en ambos tipos de vegetación y generación del modelo nulo para compararlos.

Cálculos de FDis para selva baja caducifolia a partir de ocurrencia (i.e. riqueza funcional)

```
fdObc<-dbFD(l.gdT,Obc,w.abun = TRUE, calc.FRic = FALSE, scale.RaoQ = TRUE,
calc.FGR = FALSE, calc.CWM = FALSE,calc.FDiv = FALSE,corr = "lingoes")
```

Cálculos de FDis para selva mediana subperenifolia a partir de incidencia (i.e. riqueza funcional)

```
fdNbc<-dbFD(l.gdT,Nbc,w.abun = TRUE, calc.FRic = FALSE, scale.RaoQ = TRUE,
```

```

calc.FGR = FALSE, calc.CWM = FALSE,calc.FDiv = FALSE,corr = "lingoes")
# Cálculos de FDis para selva baja caducifolia a partir abundancia en número (i.e.
diversidad funcional)
fdWbc<-dbFD(l.gdT,Wbc,w.abun = TRUE, calc.FRic = FALSE, scale.RaoQ = TRUE,
calc.FGR = FALSE, calc.CWM = FALSE,calc.FDiv = FALSE,corr = "lingoes")
# Cálculos de FDis para selva mediana subperenifolia a partir abundancia en
número (i.e. diversidad funcional)
fdOms<-dbFD(l.gdT,Oms,w.abun = TRUE, calc.FRic = FALSE, scale.RaoQ =
TRUE, calc.FGR = FALSE, calc.CWM = FALSE,calc.FDiv = FALSE,corr = "lingoes")
# Cálculos de FDis para selva baja caducifolia a partir abundancia en biomasa (i.e.
diversidad funcional)
fdNms<-dbFD(l.gdT,Nms,w.abun = TRUE, calc.FRic = FALSE, scale.RaoQ =
TRUE, calc.FGR = FALSE, calc.CWM = FALSE,calc.FDiv = FALSE,corr = "lingoes")
# Cálculos de FDis para selva mediana subperenifolia a partir abundancia en
número (i.e. diversidad funcional)
fdWms<-dbFD(l.gdT,Wms,w.abun = TRUE, calc.FRic = FALSE, scale.RaoQ =
TRUE, calc.FGR = FALSE, calc.CWM = FALSE,calc.FDiv = FALSE,corr = "lingoes")
# Cálculos de FDis para el modelo nulo (M0) a partir de incidencia (i.e. riqueza
funcional esperada)
fdM0<-dbFD(l.gdT,M0,w.abun = TRUE, calc.FRic = FALSE, scale.RaoQ = TRUE,
calc.FGR = FALSE, calc.CWM = FALSE,calc.FDiv = FALSE,corr = "lingoes")

```

Anexo 33. Comandos para la generación de las gráficas de diversidad funcional de los pequeños mamíferos de Chamela-Cuixmala.

```
## Selva baja caducifolia

# FDis a partir de ocurrencia

plot(fdObc$FDis[20:38]~c(1990:2007,2012),las=1,xlab="year",ylab="FDis",ylim=c(0
,0.4),cex=0.75) ; lines(fdObc$FDis[20:38]~c(1990:2007,2012))

points(fdObc$FDis[39:57]~c(seq(from=1990.5,to=2007.5,by=1),2012.5),las=1,xlab
="year",ylab="FDis",pch=16,cex=0.85) ;

lines(fdObc$FDis[39:57]~c(seq(from=1990.5,to=2007.5,by=1),2012.5),lty=2)

# FDis a partir de abundancia numérica

plot(fdNbc$FDis[20:38]~c(1990:2007,2012),las=1,xlab="year",ylab="FDis",ylim=c(0
,0.4),cex=0.75) ; lines(fdNbc$FDis[20:38]~c(1990:2007,2012))

points(fdNbc$FDis[39:57]~c(seq(from=1990.5,to=2007.5,by=1),2012.5),las=1,xlab
="year",ylab="FDis",pch=16,cex=0.85) ;

lines(fdNbc$FDis[39:57]~c(seq(from=1990.5,to=2007.5,by=1),2012.5),lty=2)

# FDis a partir de abundancia en biomasa

plot(fdWbc$FDis[20:38]~c(1990:2007,2012),las=1,xlab="year",ylab="FDis",ylim=c(
0,0.4),cex=0.75) ; lines(fdWbc$FDis[20:38]~c(1990:2007,2012))

points(fdWbc$FDis[39:57]~c(seq(from=1990.5,to=2007.5,by=1),2012.5),las=1,xlab
="year",ylab="FDis",pch=16,cex=0.85) ;

lines(fdWbc$FDis[39:57]~c(seq(from=1990.5,to=2007.5,by=1),2012.5),lty=2)

## Selva mediana sub-perennifolia
```

```

# FDis a partir de ocurrencia
plot(fdOms$FDis[20:38]~c(1990:2007,2012),las=1,xlab="year",ylab="FDis",ylim=c(
0,0.4),cex=0.75) ; lines(fdOms$FDis[20:38]~c(1990:2007,2012))
points(fdOms$FDis[39:57]~c(seq(from=1990.5,to=2007.5,by=1),2012.5),las=1,xlab
="year",ylab="FDis",pch=16,cex=0.85) ;
lines(fdOms$FDis[39:57]~c(seq(from=1990.5,to=2007.5,by=1),2012.5),lty=2)
# FDis a partir de abundancia numérica
plot(fdNms$FDis[20:38]~c(1990:2007,2012),las=1,xlab="year",ylab="FDis",ylim=c(
0,0.4),cex=0.75) ; lines(fdNms$FDis[20:38]~c(1990:2007,2012))
points(fdNms$FDis[39:57]~c(seq(from=1990.5,to=2007.5,by=1),2012.5),las=1,xlab
="year",ylab="FDis",pch=16,cex=0.85) ;
lines(fdNms$FDis[39:57]~c(seq(from=1990.5,to=2007.5,by=1),2012.5),lty=2)
# FDis a partir de abundancia en biomasa
plot(fdWms$FDis[20:38]~c(1990:2007,2012),las=1,xlab="year",ylab="FDis",ylim=c(
0,0.4),cex=0.75) ; lines(fdWms$FDis[20:38]~c(1990:2007,2012))
points(fdWms$FDis[39:57]~c(seq(from=1990.5,to=2007.5,by=1),2012.5),las=1,xla
b="year",ylab="FDis",pch=16,cex=0.85) ;
lines(fdWms$FDis[39:57]~c(seq(from=1990.5,to=2007.5,by=1),2012.5),lty=2)
## Modelo Nulo
boxplot(fdM0$FDis~fdM0$nbsp,outline=F,col="lightgrey",boxcol="darkgrey",medco
l="darkgrey",whiskcol="darkgrey",staplecol="darkgrey",whisklty=1,las=1,ylim=c(0,0.
4))
s1<-fdObs$nbsp[20:38]-0.15 ; s2<-fdObs$nbsp[39:57]+0.15
### Modelo Nulo vs. valores observados

```

```
## selva baja caducifolia
```

```
s1<-fdObc$nbsp[20:38]-0.15 ; s2<-fdObc$nbsp[39:57]+0.15
```

```
# Se obtienen estos vectores para que al graficar FDis vs S los  
puntos de las estaciones seca y húmeda no se superpongan
```

```
# FDis a partir de ocurrencia
```

```
boxplot(fdM0$FDis~fdM0$nbsp,outline=F,col="lightgrey",boxcol="darkgrey",medcol="darkgrey",whiskcol="darkgrey",staplecol="darkgrey",whisklty=1,las=1,ylim=c(0,0.4))
```

```
points(fdObc$FDis[20:38]~s1,cex=0.6)
```

```
points(fdObc$FDis[39:57]~s2,cex=0.75,pch=16)
```

```
# FDis a partir de abundancia numérica
```

```
boxplot(fdM0$FDis~fdM0$nbsp,outline=F,col="lightgrey",boxcol="darkgrey",medcol="darkgrey",whiskcol="darkgrey",staplecol="darkgrey",whisklty=1,las=1,ylim=c(0,0.4))
```

```
points(fdNbc$FDis[20:38]~s1,cex=0.6)
```

```
points(fdNbc$FDis[39:57]~s2,cex=0.75,pch=16)
```

```
# FDis a partir de abundancia en biomasa
```

```
boxplot(fdM0$FDis~fdM0$nbsp,outline=F,col="lightgrey",boxcol="darkgrey",medcol="darkgrey",whiskcol="darkgrey",staplecol="darkgrey",whisklty=1,las=1,ylim=c(0,0.4))
```

```
points(fdWbc$FDis[20:38]~s1,cex=0.6)
```

```
points(fdWbc$FDis[39:57]~s2,cex=0.75,pch=16)
```

```
## selva mediana sub-perennifolia
```

```
s1<-fdOms$nbsp[20:38]-0.15 ; s2<-fdOms$nbsp[39:57]+0.15
```

Se obtienen estos vectores para que al graficar FDis vs S los puntos de las estaciones seca y húmeda no se superpongan

FDis a partir de ocurrencia

```
boxplot(fdM0$FDis~fdM0$nbsp,outline=F,col="lightgrey",boxcol="darkgrey",medcol="darkgrey",whiskcol="darkgrey",staplecol="darkgrey",whisklty=1,las=1,ylim=c(0,0.4))
```

```
points(fdOms$FDis[20:38]~s1,cex=0.6)
```

```
points(fdOms$FDis[39:57]~s2,cex=0.75,pch=16)
```

FDis a partir de abundancia numérica

```
boxplot(fdM0$FDis~fdM0$nbsp,outline=F,col="lightgrey",boxcol="darkgrey",medcol="darkgrey",whiskcol="darkgrey",staplecol="darkgrey",whisklty=1,las=1,ylim=c(0,0.4))
```

```
points(fdNms$FDis[20:38]~s1,cex=0.6)
```

```
points(fdNms$FDis[39:57]~s2,cex=0.75,pch=16)
```

FDis a partir de abundancia en biomasa

```
boxplot(fdM0$FDis~fdM0$nbsp,outline=F,col="lightgrey",boxcol="darkgrey",medcol="darkgrey",whiskcol="darkgrey",staplecol="darkgrey",whisklty=1,las=1,ylim=c(0,0.4))
```

```
points(fdWms$FDis[20:38]~s1,cex=0.6)
```

```
points(fdWms$FDis[39:57]~s2,cex=0.75,pch=16)
```

Anexos capítulo tres

Anexo 34. Intervalos de tiempo usados para la generación de los modelos Pradel de las cinco especies más abundantes de pequeños mamíferos de Chamela-Cuixmala cuya demografía fue modelada.

Temporadas	Tiempo entre muestreos	Proporción	Temporadas	Tiempo entre muestreos	Proporción
Lluvias 1990	65	2.2	Transición 2000	56	1.9
Transición 1991	21	0.7	Secas 2000	38	1.3
Secas 1991	28	0.9	Lluvias 2000	61	2.0
Lluvias 1991	31	1.0	Transición 2001	79	2.6
Transición 1992	33	1.1	Secas 2001	60	2.0
Secas 1992	79	2.6	Lluvias 2001	55	1.8
Lluvias 1992	50	1.7	Transición 2002	75	2.5
Transición 1993	27	0.9	Secas 2002	71	2.4
Secas 1993	27	0.9	Lluvias 2002	88	2.9
Lluvias 1993	28	0.9	Transición 2003	82	2.7
Transición 1994	29	1.0	Secas 2003	61	2.0
Secas 1994	28	0.9	Lluvias 2003	63	2.1
Lluvias 1994	54	1.8	Transición 2004	69	2.3
Transición 1995	64	2.1	Secas 2004	50	1.7
Secas 1995	110	3.7	Lluvias 2004	66	2.2
Lluvias 1995	60	2.0	Transición 2005	85	2.8
Transición 1996	57	1.9	Secas 2005	26	0.9
Secas 1996	50	1.7	Lluvias 2005	54	1.8
Lluvias 1996	56	1.9	Transición 2006	38	1.3
Transición 1997	60	2.0	Secas 2006	142	4.7
Secas 1997	46	1.5	Lluvias 2006	134	4.5
Lluvias 1997	59	2.0	Transición 2007	50	1.7
Transición 1998	86	2.9	Secas 2007	72	2.4
Secas 1998	55	1.8	Lluvias 2007	52	1.7
Lluvias 1998	62	2.1	Transición 2008	92	3.1
Transición 1999	50	1.7			
Secas 1999	60	2.0			
Lluvias 1999	65	2.2			

Anexo 35. Modelos Pradel generados para las cinco especies más abundantes de pequeños mamíferos de Chamela-Cuixmala. Ordenados de forma creciente, del modelo más sencillo hasta el general (columna izquierda), en la columna de la extrema derecha (par) están el número de parámetros de cada modelo, en la columna central el modelo. P=probabilidad de recaptura, phi=probabilidad de supervivencia, lambda=tasa de crecimiento de la población, *=interacción entre dos variables, temp=temporada (secas, lluvias, transición), time=diferencias interanuales, sex=sexo de los individuos, sit=sitio o tipo de vegetación (selva baja caducifolia o selva mediana subperenifolia). DM=design matrix o estructura matricial de diseño de MARK. Var=número de variables usadas en el modelo.

Número	Modelo	Var
1	{Phi(time),p(.)Lambda((.) DM)}	4
2	{Phi(sex*sit),'(sex*sit)Lambda(.)}	7
3	{Phi(.),'(sex*sit)Lambda(sex*sit)}	8
4	{Phi(time),p(temp)Lambda((temp) DM)}	8
5	{Phi(sex),'(sex*sit)Lambda(sex*sit)}	8
6	{Phi(sex*sit),'(sex*sit)Lambda(sex)}	8
7	{Phi(sex*sit),'(sex*sit)Lambda(sit)}	8
8	{Phi(temp),p(temp)Lambda((temp))}	8
9	{Phi(time),p(temp*sex*st)Lambda((temp*sit) DM)}	9
10	{Phi(Sex*sit),'(sex)Lambda(sex*sit)}	9
11	{Phi(sit),'(sex*sit)Lambda(sex*sit)}	9
12	{Phi(temp),p(temp*sex)Lambda((temp))}	9
13	{Phi(Sex*sit),'(sit)Lambda(sex*sit)}	10
14	{Phi(temp*sex*sit),p(temp*sex*sit)Lambda((temp))}	10
15	{Phi(temp),p(temp)Lambda((temp*sex))}	11
16	{Phi(temp),p(temp)Lambda((temp*sit))}	11
17	{Phi(time),p(temp*sex*st)Lambda((temp) DM)}	12
18	{Phi(sex*sit),'(sex*sit)Lambda(sex*sit)}	14
19	{Phi(temp*sex*sit),p(temp*sex*sit)Lambda((temp*sit))}	15

20	{Phi(time),p(temp*sex)Lambda((temp*sex*sit))	15
21	{Phi(time),p(temp*sex)Lambda((temp*sex*sit) DM}	16
22	{Phi(temp),p(temp*sit)Lambda((temp*sex*sit))	16
23	{Phi(time),p(temp)Lambda((temp*sex*sit) DM}	17
24	{Phi(time),p(temp*sex)Lambda((temp*sex*sit) DM}	17
25	{Phi(temp),p(temp)Lambda((temp*sex*sit))	17
26	{Phi(time),p(temp*sex*st)Lambda((temp*sex) DM}	18
27	{Phi(time),p(temp*st)Lambda((temp*sex*sit) DM}	18
28	{Phi(temp),p(temp*sex)Lambda((temp*sex*sit))	18
29	{Phi(time),p(temp*sex*st)Lambda((temp*sex*sit) DM}	20
30	{Phi(time),p(temp*sex*st)Lambda((temp*sex*sit) DM}	20
31	{Phi(temp*sex*sit),p(temp*sex)Lambda((temp*sex*sit))	22
32	{Phi(temp*sit),p(temp*sex*sit)Lambda((temp*sex*sit))	22
33	{Phi(temp*sex),p(temp*sex*sit)Lambda((temp*sex*sit))	23
34	{Phi(temp*sex*sit),p(temp*sit)Lambda((temp*sex*sit))	23
35	{Phi(temp*sex*sit),p(temp)Lambda((temp*sex*sit))	24
36	{Phi(temp*sex*sit),p(temp*sex*sit)Lambda((temp*sex*sit))	36

Anexo 36. Resultados de los modelos Pradel de supervivencia (Φ), recaptura (p) y crecimiento poblacional (λ) generados para *Liomys pictus* en selva baja caducifolia.

Model	AICc	Delta AICc	AICc Weights	Model Likelihood	Num. Par	Deviance
{Phi(temp*sit),p(temp*sex*sit)Lambda((temp*sex*sit))	23859.8	0.0	0.4	1	30	3642.4
{Phi(temp*sex*sit),p(temp*sex*sit)Lambda((temp*sex*sit))	23860.4	0.6	0.3	0.7	36	3630.8
{Phi(temp*sex*sit),p(temp*sex*sit)Lambda((temp*sit))	23860.6	0.8	0.3	0.7	30	3643.2
{Phi(temp*sex),p(temp*sex*sit)Lambda((temp*sex*sit))	23864.8	5.0	0.0	0.1	30	3647.4
{Phi(temp*sex*sit),p(temp*sex*sit)Lambda((temp*sit))	23867.9	8.1	0.0	0.0	27	3656.6
{Phi(temp),p(temp*sex*sit)Lambda((temp*sex*sit))	23868.3	8.5	0.0	0.0	27	3657.1
{Phi(temp),p(temp*sit)Lambda((temp*sex*sit))	23886.6	26.8	0	0	21	3687.5
{Phi(time),p(temp*sex*st)Lambda((temp*sex*sit))	23890.5	30.7	0	0	26	3681.3
{Phi(rain),p(temp*sex*st)Lambda((temp*sit) DM}	23891.6	31.8	0	0	20	3694.5
{Phi(temp),p(temp*sex)Lambda((temp*sex*sit))	23896.5	36.7	0	0	21	3697.4
{Phi(rain),p(temp*sex*st)Lambda((temp) DM}	23899.1	39.3	0	0	17	3708.1
{Phi(temp*sex*sit),p(temp*sex)Lambda((temp*sex*sit))	23900.7	40.9	0	0	30	3683.3
{Phi(rain),p(temp*sex*st)Lambda((temp*sex) DM}	23904.3	44.5	0	0	20	3707.2

{Phi(rain),p(temp*st)Lambda((temp*sex*sit) DM)}	23909.5	49.6	0	0	20	3712.4
{Phi(temp),p(temp)Lambda((temp*sex*sit))}	23910.7	50.9	0	0	18	3717.6
{Phi(temp),p(temp*sex)Lambda((temp))}	23912.9	53.1	0	0	12	3732.0
{Phi(temp),p(temp)Lambda((temp*sit))}	23915.3	55.5	0	0	12	3734.4
{Phi(temp*sex*sit),p(temp)Lambda((temp*sex*sit))}	23916.4	56.6	0	0	27	3705.1
{Phi(temp),p(temp)Lambda((temp))}	23930.8	71.0	0	0	9	3755.9
{Phi(temp),p(temp)Lambda((temp*sex))}	23932.7	72.9	0	0	12	3751.8
{Phi(rain),p(temp)Lambda((temp*sex*sit) DM)}	23933.5	73.7	0	0	17	3742.5
{Phi(rain),p(temp*sex)Lambda((temp*sex*sit) DM)}	23937.8	78.0	0	0	19	3742.7
{Phi(sex*sit),'(sex*sit)Lambda(sit)}	24000.0	140.2	0	0	10	3823.1
{Phi(sex*sit),'(sex*sit)Lambda(sex*sit)}	24002.4	142.6	0	0	12	3821.5
{Phi(sit),'(sex*sit)Lambda(sex*sit)}	24002.8	143.0	0	0	10	3825.9
{Phi(sex*sit),'(sex*sit)Lambda(.)}	24011.8	152.0	0	0	9	3836.9
{Phi(sex*sit),'(sex*sit)Lambda(sex)}	24012.7	152.9	0	0	10	3835.8
{Phi(sex),'(sex*sit)Lambda(sex*sit)}	24013.6	153.8	0	0	10	3836.7
{Phi(.),'(sex*sit)Lambda(sex*sit)}	24013.7	153.9	0	0	9	3838.8
{Phi(Sex*sit),'(sit)Lambda(sex*sit)}	24027.3	167.5	0	0	10	3850.4
{Phi(Sex*sit),'(sex)Lambda(sex*sit)}	24039.3	179.5	0	0	10	3862.4
{Phi(Sex*sit),'(.)Lambda(sex*sit)}	24057.4	197.6	0	0	9	3882.5
{Phi(lluvia),p(.)Lambda(.)}	24063.4	203.6	0	0	4	3898.6

Anexo 37. Resultados de los modelos Pradel de supervivencia (Φ), recaptura (p) y crecimiento poblacional (λ) generados para *Liomys pictus* en selva mediana subperenifolia.

Model	AICc	Delta AICc	AICc Weights	Model Likelihood	Num. Par	Deviance
{Phi(temp*sex*sit),p(temp*sex*sit)Lambda((temp))}	20919.9	0.0	0.6	1	27	2940.9
{Phi(temp*sit),p(temp*sex*sit)Lambda((temp*sex*sit))}	20922.8	2.9	0.1	0.2	30	2937.7
{Phi(temp*sex*sit),p(temp*sex*sit)Lambda((temp*sit))}	20923.8	3.9	0.1	0.1	30	2938.7
{Phi(temp),p(temp*sex)Lambda((temp*sex*sit))}	20924.3	4.4	0.1	0.1	21	2957.5
{Phi(temp),p(temp*sex*sit)Lambda((temp*sex*sit))}	20925.0	5.1	0.0	0.1	27	2946.0
{Phi(temp),p(temp*sex)Lambda((temp))}	20925.0	5.1	0.0	0.1	12	2976.5
{Phi(temp*sex),p(temp*sex*sit)Lambda((temp*sex*sit))}	20925.1	5.2	0.0	0.1	30	2940.0

{Phi(temp*sex*sit),p(temp*sex)Lambda((temp*sex*sit))	20925.9	6.0	0.0	0.1	30	2940.8
{Phi(temp*sex*sit),p(temp*sex*sit)Lambda((temp*sex*sit))	20929.0	9.1	0.0	0.0	36	2931.6
{Phi(temp*sex*sit),p(temp)Lambda((temp*sex*sit))	20929.1	9.3	0.0	0.0	27	2950.2
{Phi(temp),p(temp*sit)Lambda((temp*sex*sit))	20930.9	11.0	0.0	0.0	21	2964.1
{Phi(temp),p(temp)Lambda((temp))	20933.5	13.6	0.0	0.0	9	2991.0
{Phi(temp),p(temp)Lambda((temp*sit))	20935.0	15.1	0.0	0.0	12	2986.4
{Phi(temp),p(temp)Lambda((temp*sex*sit))	20935.6	15.8	0.0	0.0	18	2975.0
{Phi(rain),p(temp*sex*st)Lambda((temp) DM}	20936.8	16.9	0.0	0.0	17	2978.2
{Phi(rain),p(temp*sex*st)Lambda((temp*sex) DM}	20938.5	18.6	0.0	0.0	20	2973.8
{Phi(temp),p(temp)Lambda((temp*sex))	20938.8	18.9	0.0	0.0	12	2990.3
{Phi(rain),p(temp*sex*st)Lambda((temp*sit) DM}	20940.6	20.8	0.0	0	20	2975.9
{Phi(time),p(temp*sex*st)Lambda((temp*sex*sit))	20944.4	24.6	0	0	26	2967.5
{Phi(rain),p(temp*st)Lambda((temp*sex*sit) DM}	20950.9	31.1	0	0	20	2986.2
{Phi(rain),p(temp)Lambda((temp*sex*sit) DM}	20955.7	35.8	0	0	17	2997.0
{Phi(rain),p(temp*sex)Lambda((temp*sex*sit) DM}	20960.9	41.0	0	0	19	2998.2
{Phi(sex),'(sex*sit)Lambda(sex*sit)}	21116.9	197.0	0	0	10	3172.4
{Phi(sex*sit),'(sex*sit)Lambda(.)}	21117.7	197.8	0	0	9	3175.2
{Phi(Sex*sit),'(sit)Lambda(sex*sit)}	21117.8	198.0	0	0	10	3173.3
{Phi(sex*sit),'(sex*sit)Lambda(sit)}	21118.7	198.8	0	0	10	3174.1
{Phi(sex*sit),'(sex*sit)Lambda(sex)}	21119.6	199.7	0	0	10	3175.1
{Phi(sex*sit),'(sex*sit)Lambda(sex*sit)}	21120.5	200.6	0	0	12	3172.0
{Phi(.),'(sex*sit)Lambda(sex*sit)}	21121.3	201.5	0	0	9	3178.9
{Phi(Sex*sit),'(.)Lambda(sex*sit)}	21121.6	201.7	0	0	9	3179.1
{Phi(Sex*sit),'(sex)Lambda(sex*sit)}	21122.6	202.7	0	0	10	3178.1
{Phi(lluvia),p(.)Lambda(.)}	21123.0	203.1	0	0	4	3190.5
{Phi(sit),'(sex*sit)Lambda(sex*sit)}	21123.3	203.4	0	0	10	3178.7

Anexo 38. Resultados de los modelos Pradel de supervivencia (Φ), recaptura (p) y crecimiento poblacional (λ) generados para *Oryzomys melanotis* en selva baja caducifolia.

Model	AICc	Delta AICc	AICc Weights	Model Likelihood	Num. Par	Deviance
{Phi(temp),p(temp)Lambda((temp))	357.3	0.0	0.92	1	7	174.6
{Phi(temp),p(temp)Lambda((temp*sit))	363.1	5.8	0.05	0.05	10	171.2

{Phi(lluvia),p(.)Lambda(.)}	364. 9	7.5	0.02	0.02	3	192.5
{Phi(temp),p(temp)Lambda((temp*sex)}	368. 9	11.6	0.00	0.00	11	173.5
{Phi(temp),p(temp*sex)Lambda((temp)}	373. 2	15.9	0.00	0.00	12	174.2
{Phi(temp*sex*sit),p(temp*sex*sit)Lambda((temp* sit))}	375. 0	17.7	0.00	0.00	16	159.1
{Phi(sex),'(sex*sit)Lambda(sex*sit)}	375. 3	18.0	0.00	0.00	6	195.3
{Phi(.),'(sex*sit)Lambda(sex*sit)}	375. 6	18.3	0.00	0.00	6	195.7
{Phi(sit),'(sex*sit)Lambda(sex*sit)}	375. 6	18.3	0.00	0.00	6	195.7
{Phi(rain),p(temp)Lambda((temp*sex*sit) DM)}	377. 7	20.4	0.00	0	16	161.7
{Phi(temp),p(temp)Lambda((temp*sex*sit)}	378. 8	21.5	0.00	0	16	162.8
{Phi(sex*sit),'(sex*sit)Lambda(.)}	379. 7	22.4	0.00	0	6	199.7
{Phi(Sex*sit),'(.)Lambda(sex*sit)}	380. 8	23.5	0.00	0	8	195.2
{Phi(Sex*sit),'(sex)Lambda(sex*sit)}	380. 8	23.5	0.00	0	8	195.2
{Phi(Sex*sit),'(sit)Lambda(sex*sit)}	380. 8	23.5	0.00	0	8	195.2
{Phi(sex*sit),'(sex*sit)Lambda(sex)}	382. 4	25.1	0	0	7	199.7
{Phi(sex*sit),'(sex*sit)Lambda(sit)}	382. 4	25.1	0	0	7	199.7
{Phi(temp*sex*sit),p(temp*sex*sit)Lambda((temp))}	383. 2	25.9	0	0	17	162.3
{Phi(sex*sit),'(sex*sit)Lambda(sex*sit)}	383. 9	26.6	0	0	9	195.2
{Phi(rain),p(temp*sex*sit)Lambda((temp) DM)}	385. 6	28.3	0	0	16	169.6
{Phi(temp),p(temp*sex)Lambda((temp*sex*sit)}	391. 8	34.5	0	0	19	159.9
{Phi(rain),p(temp*sit)Lambda((temp*sex*sit) DM)}	393. 3	36.0	0	0	19	161.4
{Phi(temp),p(temp*sit)Lambda((temp*sex*sit)}	394. 7	37.3	0	0	19	162.7
{Phi(rain),p(temp*sex)Lambda((temp*sex*sit) DM)}	396. 2	38.8	0	0	19	164.2
{Phi(rain),p(temp*sex*sit)Lambda((temp*sit) DM)}	400. 0	42.7	0	0	19	168.0
{Phi(rain),p(temp*sex*sit)Lambda((temp*sex) DM)}	405. 1	47.8	0	0	20	166.9
{Phi(temp*sex*sit),p(temp)Lambda((temp*sex*sit)}	406. 5	49.2	0	0	22	154.5
{Phi(temp*sex*sit),p(temp*sex)Lambda((temp*se x*sit))}	413. 3	56.0	0	0	23	153.4
{Phi(temp*sit),p(temp*sex*sit)Lambda((temp*sex* sit))}	417. 1	59.8	0	0	23	157.3
{Phi(temp),p(temp*sex*sit)Lambda((temp*sex*sit))}	418. 3	60.9	0	0	23	158.4
{Phi(temp*sex),p(temp*sex*sit)Lambda((temp*se x*sit))}	419. 8	62.5	0	0	24	151.4
{Phi(time),p(temp*sex*st)Lambda((temp*sex*sit)}	436. 0	78.7	0	0	25	158.2
{Phi(temp*sex*sit),p(temp*sex*sit)Lambda((temp* sex*sit))}	439. 4	82.1	0	0	26	151.4

Anexo 39. Resultados de los modelos Pradel de supervivencia (Φ), recaptura (p) y crecimiento poblacional (λ) generados para *Oryzomys*

melanotis en selva mediana subperenifolia.

Model	AICc	Delta AICc	AICc Weights	Model Likelihood	Num. Par	Deviance
{Phi(temp),p(temp)Lambda((temp))}	3223.0	0	0.62	1	9	784.2
{Phi(temp),p(temp)Lambda((temp*sit))}	3224.6	1.6	0.28	0.45	12	779.5
{Phi(temp),p(temp)Lambda((temp*sex))}	3227.8	4.8	0.06	0.09	12	782.7
{Phi(temp),p(temp*sex)Lambda((temp))}	3228.4	5.4	0.04	0.07	12	783.3
{Phi(temp),p(temp)Lambda((temp*sex*sit))}	3233.9	10.9	0.00	0.00	18	775.8
{Phi(rain),p(temp)Lambda((temp*sex*sit) DM)}	3234.1	11.1	0.00	0.00	17	778.2
{Phi(temp*sex*sit),p(temp*sex*sit)Lambda((temp*))}	3235.3	12.3	0.00	0.00	24	764.0
{Phi(rain),p(temp*sex*st)Lambda((temp) DM)}	3237.2	14.2	0.00	0.00	17	781.4
{Phi(temp*sex*sit),p(temp)Lambda((temp*sex*sit*))}	3238.1	15.1	0.00	0.00	26	762.3
{Phi(temp*sex*sit),p(temp*sex*sit)Lambda((temp*sit*))}	3238.8	15.8	0.00	0.00	27	760.7
{Phi(rain),p(temp*sex*st)Lambda((temp*sit) DM)}	3238.9	15.9	0.00	0.00	19	778.7
{Phi(temp),p(temp*sit)Lambda((temp*sex*sit*))}	3239.1	16.1	0.00	0.00	21	774.4
{Phi(rain),p(temp*st)Lambda((temp*sex*sit) DM)}	3239.4	16.4	0.00	0.00	20	777.0
{Phi(temp),p(temp*sex)Lambda((temp*sex*sit*))}	3239.8	16.8	0.00	0.00	21	775.2
{Phi(rain),p(temp*sex*st)Lambda((temp*sex) DM)}	3240.2	17.2	0.00	0.00	19	780.0
{Phi(temp*sex*sit),p(temp*sex)Lambda((temp*sex*sit*))}	3240.8	17.8	0.00	0.00	28	760.3
{Phi(temp*sex*sit),p(temp*sit)Lambda((temp*sex*sit*))}	3241.1	18.1	0.00	0.00	28	760.7
{Phi(temp),p(temp*sex*sit)Lambda((temp*sex*sit*))}	3248.4	25.4	0	0	26	772.5
{Phi(rain),p(temp*sex)Lambda((temp*sex*sit) DM)}	3249.2	26.2	0	0	19	788.9
{Phi(temp*sex*sit),p(temp*sex*sit)Lambda((temp*sex*sit*))}	3249.9	26.9	0	0	33	757.8
{Phi(temp*sit),p(temp*sex*sit)Lambda((temp*sex*sit*))}	3251.5	28.5	0	0	29	768.8
{Phi(temp*sex),p(temp*sex*sit)Lambda((temp*sex*sit*))}	3254.7	31.7	0	0	30	769.7
{Phi(sex*sit),'(sex*sit)Lambda(sex)}	3321.0	98.0	0	0	2	896.6
{Phi(sex*sit),'(sex*sit)Lambda(.)}	3334.4	111.4	0	0	8	897.7
{Phi(.),'(sex*sit)Lambda(sex*sit)}	3334.9	111.9	0	0	9	896.1
{Phi(Sex*sit),'(.)Lambda(sex*sit)}	3335.3	112.3	0	0	9	896.5
{Phi(sex),'(sex*sit)Lambda(sex*sit)}	3335.7	112.7	0	0	10	894.8
{Phi(sex*sit),'(sex*sit)Lambda(sit)}	3335.7	112.7	0	0	9	896.9
{Phi(Sex*sit),'(sex)Lambda(sex*sit)}	3336.0	113.0	0	0	10	895.1
{Phi(Sex*sit),'(sit)Lambda(sex*sit)}	3336.1	113.1	0	0	10	895.2
{Phi(sit),'(sex*sit)Lambda(sex*sit)}	3336.2	113.2	0	0	10	895.3
{Phi(sex*sit),'(sex*sit)Lambda(sex*sit)}	3339.0	116.0	0	0	12	893.9

Anexo 40. Resultados de los modelos Pradel de supervivencia (Φ), recaptura (p) y crecimiento poblacional (λ) generados para *Oryzomys mexicanus* en selva baja caducifolia.

Model	AICc	Delta AICc	AICc Weights	Model Likelihood	Num. Par	Deviance
{Phi(temp),p(temp)Lambda((temp))}	490.5	0	0.85	1	7	212.3
{Phi(temp),p(temp*sex)Lambda((temp))}	496.1	5.6	0.05	0.06	10	209.8
{Phi(temp),p(temp)Lambda((temp*sex))}	496.3	5.8	0.05	0.06	10	210.0
{Phi(temp),p(temp)Lambda((temp*sit))}	496.7	6.2	0.04	0.04	10	210.4
{Phi(lluvia),p(temp)Lambda((temp))}	498.5	8.0	0.02	0.02	7	220.2
{Phi(Sex*sit),^(sex)Lambda(sex*sit)}	508.7	18.2	0.00	0.00	4	237.8
{Phi(temp),p(temp)Lambda((temp*sex*sit))}	510.3	19.8	0.00	0	16	204.7
{Phi(lluvia),p(.)Lambda(.)}	511.7	21.2	0.00	0	3	243.0
{Phi(rain),p(temp*sex*st)Lambda((temp) DM)}	512.9	22.4	0.00	0	15	210.8
{Phi(temp*sex*sit),p(temp*sex*sit)Lambda((temp))}	514.5	24.0	0.00	0	19	197.4
{Phi(Sex*sit),^(.)Lambda(sex*sit)}	516.3	25.8	0	0	6	240.6
{Phi(sex),^(sex*sit)Lambda(sex*sit)}	518.5	28.0	0	0	8	237.6
{Phi(sex*sit),^(sex*sit)Lambda(sit)}	519.2	28.7	0	0	7	240.9
{Phi(temp),p(temp*sex)Lambda((temp*sex*sit))}	521.1	30.6	0	0	19	203.9
{Phi(sex*sit),^(sex*sit)Lambda(sex*sit)}	521.2	30.7	0	0	9	237.6
{Phi(rain),p(temp)Lambda((temp*sex*sit) DM)}	521.8	31.3	0	0	17	212.6
{Phi(temp),p(temp*sit)Lambda((temp*sex*sit))}	521.9	31.4	0	0	20	200.6
{Phi(.),^(sex*sit)Lambda(sex*sit)}	522.1	31.6	0	0	8	241.2
{Phi(rain),p(temp*sex*st)Lambda((temp*sit) DM)}	522.1	31.6	0	0	18	209.0
{Phi(sex*sit),^(sex*sit)Lambda(.)}	522.4	31.9	0	0	8	241.6
{Phi(temp*sex*sit),p(temp*sit)Lambda((temp*sex*sit))}	523.1	32.6	0	0	22	192.7
{Phi(rain),p(temp*sex*st)Lambda((temp*sex) DM)}	523.1	32.6	0	0	18	210.0
{Phi(rain),p(temp*st)Lambda((temp*sex*sit) DM)}	524.2	33.7	0	0	19	207.1
{Phi(sit),^(sex*sit)Lambda(sex*sit)}	524.3	33.7	0	0	9	240.7
{Phi(rain),p(temp*sex)Lambda((temp*sex*sit) DM)}	524.3	33.8	0	0	18	211.2
{Phi(sex*sit),^(sex*sit)Lambda(sex)}	525.0	34.5	0	0	9	241.5
{Phi(temp*sit),p(temp*sex*sit)Lambda((temp*sex*sit))}	525.0	35.0	0	0	22	195.1

{sit}	5					
{Phi(Sex*sit), (sit)Lambda(sex*sit)}	526.2	35.7	0	0	10	239.8
{Phi(temp),p(temp*sex*sit)Lambda((temp*sex*sit))}	527.3	36.8	0	0	22	197.0
{Phi(temp*sex*sit),p(temp)Lambda((temp*sex*sit))}	536.0	45.5	0	0	24	195.7
{Phi(time),p(temp*sex*st)Lambda((temp*sex*sit))}	538.4	47.9	0	0	23	203.2
{Phi(temp*sex*sit),p(temp*sex*sit)Lambda((temp*sex*sit))}	541.2	50.7	0	0	26	190.0
{Phi(temp*sex),p(temp*sex*sit)Lambda((temp*sex*sit))}	542.5	52.0	0	0	26	191.3

Anexo 41. Resultados de los modelos Pradel de supervivencia (Φ), recaptura (p) y crecimiento poblacional (λ) generados para *Oryzomys mexicanus* en selva mediana subperenifolia.

Model	AICc	Delta AICc	AICc Weights	Model Likelihood	Num. Par	Deviance
{Phi(temp),p(temp*sex)Lambda((temp))}	3043.1	0	0.82	1	11	778.2
{Phi(temp),p(temp)Lambda((temp))}	3046.7	3.5	0.14	0.17	9	785.9
{Phi(temp),p(temp)Lambda((temp*sit))}	3050.4	7.3	0.02	0.03	12	783.4
{Phi(temp),p(temp)Lambda((temp*sex))}	3050.9	7.8	0.02	0.02	12	783.9
{Phi(temp),p(temp*sex)Lambda((temp*sex*sit))}	3057.4	14.2	0.00	0.00	20	772.9
{Phi(temp),p(temp)Lambda((temp*sex*sit))}	3059.6	16.5	0.00	0.00	18	779.5
{Phi(lluvia),p(temp)Lambda((temp))}	3059.8	16.6	0.00	0.00	8	801.1
{Phi(temp),p(temp*sit)Lambda((temp*sex*sit))}	3063.0	19.9	0.00	0	21	776.3
{Phi(sex*sit), (sex*sit)Lambda(sex)}	3067.4	24.2	0	0	2	821.1
{Phi(temp*sex*sit),p(temp*sex*sit)Lambda((temp*))}	3067.5	24.3	0	0	25	771.7
{Phi(temp),p(temp*sex*sit)Lambda((temp*sex*sit))}	3067.6	24.4	0	0	26	769.5
{Phi(sex*sit), (sex*sit)Lambda(sit)}	3067.9	24.8	0	0	2	821.6
{Phi(temp*sex),p(temp*sex*sit)Lambda((temp*sex*sit))}	3068.2	25.0	0	0	27	767.8
{Phi(rain),p(temp*sex*st)Lambda((temp) DM)}	3069.1	25.9	0	0	17	791.2
{Phi(temp*sex*sit),p(temp*sex*sit)Lambda((temp*sit))}	3070.2	27.0	0	0	27	769.8
{Phi(lluvia),p(.)Lambda(.)}	3071.9	28.8	0	0	4	821.5
{Phi(rain),p(temp)Lambda((temp*sex*sit) DM)}	3072.8	29.7	0	0	17	794.9
{Phi(rain),p(temp*sex*st)Lambda((temp*sit) DM)}	3073.2	30.1	0	0	20	788.7
{Phi(temp*sit),p(temp*sex*sit)Lambda((temp*sex*sit))}	3074.3	31.2	0	0	29	769.3
{Phi(temp*sex*sit),p(temp*sex)Lambda((temp*sex*sit))}	3074.7	31.5	0	0	29	769.6

{Phi(rain),p(temp*sex*st)Lambda((temp*sex DM)}	3074.7	31.5	0	0	20	790.2
{Phi(rain),p(temp*sex)Lambda((temp*sex*sit DM)}	3074.7	31.6	0	0	19	792.5
{Phi(rain),p(temp*st)Lambda((temp*sex*sit DM)}	3076.3	33.2	0	0	20	791.8
{Phi(temp*sex*sit),p(temp)Lambda((temp*sex*sit))}	3077.0	33.8	0	0	27	776.6
{Phi(temp*sex*sit),p(temp*sit)Lambda((temp*sex*sit))}	3077.6	34.5	0	0	29	772.6
{Phi(temp*sex*sit),p(temp*sex*sit)Lambda((temp*sex*sit))}	3081.4	38.2	0	0	33	766.9
{Phi(,),'(sex*sit)Lambda(sex*sit)}	3081.5	38.4	0	0	9	820.8
{Phi(sex*sit),'(sex*sit)Lambda(.)}	3082.8	39.6	0	0	9	822.1
{Phi(Sex*sit),'(sex)Lambda(sex*sit)}	3083.1	39.9	0	0	10	820.2
{Phi(sit),'(sex*sit)Lambda(sex*sit)}	3083.2	40.0	0	0	10	820.3
{Phi(sex),'(sex*sit)Lambda(sex*sit)}	3083.2	40.1	0	0	10	820.4
{Phi(Sex*sit),'(.)Lambda(sex*sit)}	3083.5	40.3	0	0	9	822.8
{Phi(time),p(temp*sex*st)Lambda((temp*sex*sit))}	3084.2	41.1	0	0	26	786.2
{Phi(Sex*sit),'(sit)Lambda(sex*sit)}	3085.4	42.3	0	0	10	822.6
{Phi(sex*sit),'(sex*sit)Lambda(sex*sit)}	3087.1	43.9	0	0	12	820.0

Anexo 42. Resultados de los modelos Pradel de supervivencia (Φ), recaptura (p) y crecimiento poblacional (λ) generados para *Osgoodomys banderanus* en selva baja caducifolia.

Model	AICc	Delta AICc	AICc Weights	Model Likelihood	Num. Par	Deviance
{Phi(Sex*sit),p(sex),Lambda(sex*sit)}	326.4	0	0.27	1	5	164.5
{Phi(temp),p(temp),Lambda(temp)}	326.5	0.1	0.26	0.97	8	156.0
{Phi(lluvia),p(temp),Lambda(temp)}	327.1	0.7	0.19	0.71	7	159.6
{Phi(temp*sex*sit),p(temp*sex*sit)Lambda((temp))}	327.6	1.2	0.14	0.54	12	143.3
{Phi(Sex*sit),'(.)Lambda(sex*sit)}	328.4	2.0	0.10	0.37	5	166.5
{Phi(temp),p(temp*sex)Lambda((temp))}	332.6	6.2	0.01	0.04	11	152.0
{Phi(sex*sit),'(sex*sit)Lambda(sex)}	333.3	6.9	0.01	0.03	6	168.7
{Phi(lluvia),p(.)Lambda(.)}	334.6	8.2	0.00	0.02	3	177.7
{Phi(temp),p(temp)Lambda((temp*sit))}	336.0	9.5	0.00	0.01	11	155.4
{Phi(sex*sit),'(sex*sit)Lambda(sit)}	336.0	9.6	0.00	0.01	7	168.6
{Phi(sex),'(sex*sit)Lambda(sex*sit)}	336.1	9.7	0.00	0.01	7	168.6
{Phi(temp),p(temp)Lambda((temp*sex))}	336.2	9.8	0.00	0.01	11	155.6
{Phi(sex*sit),'(sex*sit)Lambda(.)}	336.3	9.9	0.00	0.01	7	168.8
{Phi(,),'(sex*sit)Lambda(sex*sit)}	336.4	10.0	0.00	0.01	7	169.0

{Phi(sex*sit), (sex*sit)Lambda(sex*sit)}	338.9	12.5	0.00	0.00	8	168.5
{Phi(sit), (sex*sit)Lambda(sex*sit)}	339.3	12.9	0.00	0.00	8	168.8
{Phi(Sex*sit), (sit)Lambda(sex*sit)}	342.1	15.7	0.00	0.00	9	168.5
{Phi(rain),p(temp*sex*st)Lambda((temp) DM)}	347.2	20.8	0.00	0	15	149.7
{Phi(rain),p(temp)Lambda((temp*sex*sit) DM)}	360.9	34.5	0	0	16	158.4
{Phi(temp),p(temp*sit)Lambda((temp*sex*sit))}	361.2	34.8	0	0	18	147.5
{Phi(rain),p(temp*sex*st)Lambda((temp*sex) DM)}	362.7	36.3	0	0	18	149.0
{Phi(temp),p(temp)Lambda((temp*sex*sit))}	362.7	36.3	0	0	17	154.9
{Phi(rain),p(temp*sex*st)Lambda((temp*sit) DM)}	363.0	36.6	0	0	18	149.3
{Phi(temp*sex*sit),p(temp)Lambda((temp*sex*sit))}	364.4	38.0	0	0	19	144.4
{Phi(rain),p(temp*sex)Lambda((temp*sex*sit) DM)}	368.9	42.5	0	0	18	155.2
{Phi(temp),p(temp*sex)Lambda((temp*sex*sit))}	370.5	44.1	0	0	19	150.5
{Phi(rain),p(temp*st)Lambda((temp*sex*sit) DM)}	372.0	45.6	0	0	19	152.0
{Phi(temp*sex*sit),p(temp*sit)Lambda((temp*sex*sit))}	377.4	51.0	0	0	21	143.0
{Phi(temp*sex*sit),p(temp*sex*sit)Lambda((temp*sit))}	394.2	67.8	0	0	23	142.7
{Phi(temp*sit),p(temp*sex*sit)Lambda((temp*sex*sit))}	394.8	68.4	0	0	23	143.2
{Phi(temp),p(temp*sex*sit)Lambda((temp*sex*sit))}	396.0	69.6	0	0	23	144.5
{Phi(time),p(temp*sex*st)Lambda((temp*sex*sit))}	409.9	83.5	0	0	24	148.4
{Phi(temp*sex),p(temp*sex*sit)Lambda((temp*sex*sit))}	416.0	89.6	0	0	25	143.5
{Phi(temp*sex*sit),p(temp*sex)Lambda((temp*sex*sit))}	442.4	116.0	0	0	27	143.5
{Phi(temp*sex*sit),p(temp*sex*sit)Lambda((temp*sex*sit))}	474.5	148.0	0	0	29	141.8

Anexo 43. Resultados de los modelos Pradel de supervivencia (Φ), recaptura (p) y crecimiento poblacional (λ) generados para *Osgoodomys banderanus* en selva mediana subperenifolia.

Model	AICc	Delta AICc	AICc Weights	Model Likelihood	Num. Par	Deviance
{Phi(temp),p(temp)Lambda((temp))}	2816.4	0	0.19	1	8	710.74
{Phi(temp),p(temp)Lambda((temp*sex))}	2816.6	0.2	0.17	0.89	11	704.66
{Phi(lluvia),p(temp)Lambda((temp))}	2816.6	0.3	0.17	0.88	8	711.00
{Phi(temp),p(temp)Lambda((temp*sit))}	2816.9	0.5	0.15	0.78	11	704.92
{Phi(temp),p(temp*sex)Lambda((temp))}	2817.2	0.9	0.12	0.64	11	705.31
{Phi(temp),p(temp)Lambda((temp*sex*sit))}	2818.8	2.4	0.06	0.30	17	693.91
{Phi(rain),p(temp)Lambda((temp*sex*sit) DM)}	2819.0	2.7	0.05	0.26	17	694.15
{Phi(temp),p(temp*sit)Lambda((temp*sex*sit))}	2820.4	4.1	0.02	0.13	20	688.94
{Phi(rain),p(temp*sex*st)Lambda((temp) DM)}	2820.5	4.2	0.02	0.12	17	695.64

{Phi(rain),p(temp*st)Lambda((temp*sex*sit) DM)}	2821.0	4.7	0.02	0.10	20	689.52
{Phi(temp),p(temp*sex)Lambda((temp*sex*sit))}	2822.5	6.2	0.01	0.05	20	691.03
{Phi(rain),p(temp*sex*st)Lambda((temp*sex) DM)}	2822.6	6.2	0.01	0.04	20	691.08
{Phi(rain),p(temp*sex*st)Lambda((temp*st) DM)}	2822.7	6.4	0.01	0.04	20	691.21
{Phi(temp),p(temp*sex*st)Lambda((temp*sex*st))}	2829.8	13.5	0.00	0.00	26	684.75
{Phi(time),p(temp*sex*st)Lambda((temp*sex*st))}	2830.1	13.8	0.00	0.00	26	685.02
{Phi(rain),p(temp*sex)Lambda((temp*sex*st) DM)}	2831.2	14.9	0.00	0.00	19	701.96
{Phi(temp*sex*st),p(temp*sex*st)Lambda((temp*st))}	2832.9	16.6	0.00	0.00	25	690.11
{Phi(temp*sex*st),p(temp*sex*st)Lambda((temp*st))}	2833.3	17.0	0.00	0.00	27	685.91
{Phi(temp*sex*st),p(temp*st)Lambda((temp*sex*st))}	2833.8	17.4	0.00	0.00	28	684.04
{Phi(temp*sex*st),p(temp)Lambda((temp*sex*st))}	2833.8	17.4	0.00	0.00	26	688.69
{Phi(temp*st),p(temp*sex*st)Lambda((temp*sex*st))}	2834.6	18.2	0.00	0.00	29	682.53
{Phi(temp*sex*st),p(temp*sex)Lambda((temp*sex*st))}	2835.3	18.9	0.00	0.00	28	685.53
{Phi(temp*sex),p(temp*sex*st)Lambda((temp*sex*st))}	2836.5	20.1	0.00	0.00	29	684.42
{Phi(temp*sex*st),p(temp*sex*st)Lambda((temp*sex*st))}	2845.3	28.9	0	0	34	681.34
{Phi(lluvia),p(.)Lambda((.))}	2871.3	54.9	0	0	4	773.94
{Phi(.),p(sex*st)Lambda(sex*st)}	2888.7	72.3	0	0	9	781.00
{Phi(st),p(sex*st)Lambda(sex*st)}	2889.1	72.8	0	0	10	779.30
{Phi(sex*st),p(sex*st)Lambda(st)}	2889.3	72.9	0	0	10	779.47
{Phi(sex*st),p(sex*st)Lambda(.)}	2889.7	73.4	0	0	9	782.02
{Phi(Sex*st),p(st)Lambda(sex*st)}	2890.1	73.8	0	0	10	780.31
{Phi(sex),p(sex*st)Lambda(sex*st)}	2890.6	74.3	0	0	10	780.82
{Phi(sex*st),p(sex*st)Lambda(sex)}	2891.2	74.9	0	0	10	781.39
{Phi(sex*st),p(sex*st)Lambda(sex*st)}	2892.6	76.3	0	0	12	778.56
{Phi(Sex*st),p(sex)Lambda(sex*st)}	2893.7	77.3	0	0	10	783.87
{Phi(Sex*st),p(.)Lambda(sex*st)}	2894.4	78.0	0	0	9	786.67

Anexo 44. Resultados de los modelos Pradel de supervivencia (Φ), recaptura (p) y crecimiento poblacional (λ) generados para *Peromyscus perfulvus* en selva baja caducifolia.

Model	AICc	Delta AICc	AICc Weights	Model Likelihood	Num. Par	Deviance
{Phi(temp),p(temp)Lambda((temp))}	225.7	0.0	0.44	1	8	118.9

{Phi(rain),p(temp)Lambda((temp) DM)}	226.0	0.3	0.37	0.85	8	119.2
{Phi(temp),p(temp*sex)Lambda((temp))}	227.6	2.0	0.16	0.38	9	116.6
{Phi(rain),p(.)Lambda(.) DM}	232.0	6.3	0.02	0.04	4	138.8
{Phi(temp),p(temp)Lambda((temp*sit))}	235.4	9.7	0.00	0.01	11	114.3
{Phi(temp),p(temp)Lambda((temp*sex))}	238.2	12.5	0.00	0.00	11	117.1
{Phi(sex*sit), `(sex*sit)Lambda(.)}	239.7	14.0	0.00	0.00	7	136.8
{Phi(rain),p(temp*sex*st)Lambda((temp) DM)}	239.8	14.1	0.00	0.00	12	112.8
{Phi(sex), `(sex*sit)Lambda(sex*sit)}	242.4	16.8	0.00	0.00	8	135.7
{Phi(sex*sit), `(sex*sit)Lambda(sit)}	242.6	16.9	0.00	0.00	8	135.8
{Phi(sex*sit), `(sex*sit)Lambda(sex)}	243.5	17.9	0.00	0.00	8	136.8
{Phi(.), `(sex*sit)Lambda(sex*sit)}	243.8	18.1	0.00	0.00	8	137.0
{Phi(Sex*sit), `(sex)Lambda(sex*sit)}	246.6	20.9	0.00	0	9	135.6
{Phi(sit), `(sex*sit)Lambda(sex*sit)}	248.0	22.3	0.00	0	9	137.0
{Phi(Sex*sit), `(.)Lambda(sex*sit)}	250.7	25.0	0.00	0	9	139.6
{Phi(rain),p(temp*sex*st)Lambda((temp*sit) DM)}	251.0	25.3	0.00	0	14	109.4
{Phi(sex*sit), `(sex*sit)Lambda(sex*sit)}	251.3	25.7	0.00	0	10	135.5
{Phi(Sex*sit), `(sit)Lambda(sex*sit)}	255.0	29.3	0.00	0	10	139.2
{Phi(temp*sex*sit),p(temp*sex*sit)Lambda((temp))}	255.2	29.6	0.00	0	15	104.7
{Phi(time),p(temp*sex)Lambda((temp*sex*sit))}	258.2	32.6	0.00	0	18	70.3
{Phi(rain),p(temp*sex*st)Lambda((temp*sex) DM)}	259.9	34.2	0.00	0	15	109.4
{Phi(temp*sex*sit),p(temp*sex*sit)Lambda((temp*sit))}	261.4	35.8	0.00	0	16	100.5
{Phi(temp),p(temp*sit)Lambda((temp*sex*sit))}	271.3	45.6	0.00	0	16	110.4
{Phi(rain),p(temp*sex)Lambda((temp*sex*sit) DM)}	280.6	55.0	0.00	0	17	107.4
{Phi(temp),p(temp)Lambda((temp*sex*sit))}	285.5	59.8	0.00	0	17	112.3
{Phi(rain),p(temp)Lambda((temp*sex*sit) DM)}	286.2	60.5	0.00	0	17	113.0
{Phi(temp),p(temp*sex)Lambda((temp*sex*sit))}	296.6	71.0	0.00	0	18	108.7
{Phi(rain),p(temp*st)Lambda((temp*sex*sit) DM)}	299.2	73.5	0.00	0	18	111.2
{Phi(rain),p(temp*sex*st)Lambda((temp*sex*sit) DM)}	333.9	108.2	0.00	0	20	105.3
{Phi(temp),p(temp*sex*sit)Lambda((temp*sex*sit))}	335.2	109.6	0.00	0	20	106.7
{Phi(temp*sex*sit),p(temp*sex)Lambda((temp*sex*sit))}	396.9	171.3	0.00	0	22	100.7
{Phi(temp*sit),p(temp*sex*sit)Lambda((temp*sex*sit))}	401.8	176.1	0.00	0	22	105.6
{Phi(temp*sex*sit),p(temp*sex*sit)Lambda((temp*sex*sit))}	448.2	222.5	0.00	0	23	97.8
{Phi(temp*sex),p(temp*sex*sit)Lambda((temp*sex*sit))}	449.9	224.2	0.00	0	23	99.5
{Phi(temp*sex*sit),p(temp*sit)Lambda((temp*sex*sit))}	450.7	225.0	0.00	0	23	100.3
{Phi(temp*sex*sit),p(temp)Lambda((temp*sex*sit))}	533.7	308.0	0.00	0	24	102.1

Anexo 45. Resultados de los modelos Pradel de supervivencia (Φ), recaptura (p) y crecimiento poblacional (λ) generados para *Peromyscus perfulvus* en selva mediana subperenifolia.

Model	AICc	Delta AICc	AICc Weights	Model Likelihood	Num. Par	Deviance
{Phi(temp),p(temp*sex)Lambda((temp))}	5469.4	0	0.58	1	12	1205.3
{Phi(temp),p(temp)Lambda((temp*sex))}	5472.0	2.5	0.16	0.28	12	1207.8
{Phi(temp),p(temp)Lambda((temp))}	5472.8	3.3	0.11	0.19	9	1214.8
{Phi(temp),p(temp)Lambda((temp*sit))}	5474.8	5.4	0.04	0.07	12	1210.7
{Phi(temp),p(temp*sex*sit)Lambda((temp*sex*sit))}	5475.8	6.4	0.02	0.04	27	1180.1
{Phi(rain),p(temp*sex*st)Lambda((temp) DM)}	5476.2	6.7	0.02	0.03	17	1201.7
{Phi(rain),p(temp*sex*st)Lambda((temp) DM)}	5476.2	6.7	0.02	0.03	17	1201.7
{Phi(temp*sex*sit),p(temp*sex*sit)Lambda((temp*sex*sit))}	5477.6	8.1	0.01	0.02	27	1181.8
{Phi(temp*sit),p(temp*sex*sit)Lambda((temp*sex*sit))}	5479.4	9.9	0.0	0.01	30	1177.1
{Phi(temp),p(temp)Lambda((temp*sex*sit))}	5479.4	10.0	0.0	0.01	18	1202.8
{Phi(rain),p(temp*sex*st)Lambda((temp*sex) DM)}	5479.5	10.0	0.0	0.01	20	1198.6
{Phi(rain),p(temp*sex*st)Lambda((temp*sex) DM)}	5479.5	10.0	0.0	0.01	20	1198.6
{Phi(rain),p(temp*sex*st)Lambda((temp*sit) DM)}	5479.7	10.3	0.0	0.01	20	1198.9
{Phi(rain),p(temp*sex*st)Lambda((temp*sit) DM)}	5479.7	10.3	0.0	0.01	20	1198.9
{Phi(temp*sex),p(temp*sex*sit)Lambda((temp*sex*sit))}	5479.9	10.5	0.0	0.01	30	1177.7
{Phi(temp),p(temp*sit)Lambda((temp*sex*sit))}	5480.0	10.6	0.0	0.01	21	1197.1
{Phi(temp),p(temp*sex)Lambda((temp*sex*sit))}	5480.1	10.6	0.0	0.0	21	1197.1
{Phi(temp*sex*sit),p(temp*sex*sit)Lambda((temp*sex*sit))}	5481.3	11.9	0.0	0.0	30	1179.1
{Phi(temp*sex*sit),p(temp)Lambda((temp*sex*sit))}	5484.5	15.1	0.0	0.0	27	1188.8
{Phi(lluvia),p(temp)Lambda((temp))}	5485.9	16.5	0.0	0.0	8	1230.0
{Phi(lluvia),p(temp)Lambda((temp))}	5485.9	16.5	0.0	0.0	8	1230.0
{Phi(time),p(temp*sex*st)Lambda((temp*sex*sit))}	5487.6	18.2	0.0	0.0	26	1194.0
{Phi(time),p(temp*sex*st)Lambda((temp*sex*sit))}	5487.6	18.2	0.0	0.0	26	1194.0
{Phi(temp*sex*sit),p(temp*sex)Lambda((temp*sex*sit))}	5487.8	18.3	0.0	0.0	30	1185.5
{Phi(temp*sex*sit),p(temp*sit)Lambda((temp*sex*sit))}	5488.6	19.2	0.0	0.0	30	1186.4
{Phi(.,'(sex*sit)Lambda(sex*sit))}	5489.7	20.3	0.0	0.0	9	1231.8
{Phi(sex),'(sex*sit)Lambda(sex*sit)}	5490.0	20.5	0.0	0.0	10	1230.0

{Phi(sit), '(sex*sit)Lambda(sex*sit)}	5490. 1	20.7	0.0	0.0	10	1230.1
{Phi(temp*sex*sit),p(temp*sex*sit)Lambda((temp*sex*sit))}	5490. 2	20.7	0.0	0.0	36	1174.8
{Phi(sex*sit), '(sex*sit)Lambda(sit)}	5490. 6	21.1	0.0	0.0	10	1230.6
{Phi(sex*sit), '(sex*sit)Lambda(.)}	5491. 5	22.1	0.0	0.0	9	1233.6
{Phi(sex*sit), '(sex*sit)Lambda(sex)}	5491. 8	22.4	0.0	0.0	10	1231.8
{Phi(rain),p(temp)Lambda((temp*sex*sit) DM)}	5492. 6	23.2	0.0	0.0	17	1218.1
{Phi(rain),p(temp)Lambda((temp*sex*sit) DM)}	5492. 6	23.2	0.0	0.0	17	1218.1
{Phi(rain),p(temp*st)Lambda((temp*sex*sit) DM)}	5492. 8	23.3	0.0	0.0	20	1211.9
{Phi(rain),p(temp*st)Lambda((temp*sex*sit) DM)}	5492. 8	23.3	0.0	0.0	20	1211.9
{Phi(sex*sit), '(sex*sit)Lambda(sex*sit)}	5493. 1	23.6	0.0	0.0	12	1229.0
{Phi(rain),p(temp*sex)Lambda((temp*sex*sit) DM)}	5493. 8	24.3	0.0	0.0	19	1215.1
{Phi(rain),p(temp*sex)Lambda((temp*sex*sit) DM)}	5493. 8	24.3	0.0	0.0	19	1215.1
{Phi(Sex*sit), '(.)Lambda(sex*sit)}	5496. 2	26.7	0.0	0.0	9	1238.2
{Phi(Sex*sit), '(sex)Lambda(sex*sit)}	5496. 6	27.1	0.0	0.0	10	1236.6
{Phi(Sex*sit), '(sit)Lambda(sex*sit)}	5497. 4	27.9	0.0	0.0	10	1237.4
{Phi(lluvia),p(.)Lambda(.)}	5501. 5	32.1	0.0	0.0	4	1253.8
{Phi(lluvia),p(.)Lambda(.)}	5501. 5	32.1	0.0	0.0	4	1253.8

LITERATURA CITADA

Aars, J. & Ims, R. A. (2002). Intrinsic and climatic determinants of population demography: the winter dynamics of tundra voles. *Ecology* 83:3449-3456.

Aarssen, L. W. (1997). On the progress of ecology. *Oikos* 80:177-178.

Adamík, P & Král, M. (2008). Climate- and resource-driven long-term changes in dormice populations negatively affect hole-nesting songbirds. *Journal of Zoology* 275:209-215.

Agrell, J., Erlinge, S., Nelson, J., Nilsson, C. & Persson, I. (1995). Delayed density-dependence in a small-rodent population. *Proceedings of the Royal Society of London, Biological Series* 262:65-70.

- Akaike, H. (1973).** Information theory as an extension of the maximum likelihood principle. Pages 267-281 en Petrov, B. N. & Csaki, F., eds. Second International symposium on information theory. Akademiai Kiado, Budapest, Hungary.
- Akaike, H. (1974).** A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control* AC-19:716-723.
- Albon, S. D., Stien, A., Irvine, R. J., Langvatn, R., Ropstad, E. & Halvorsen, O. (2002).** The role of parasites in the dynamics of a reindeer population. *Proceedings of the Royal Society of London, Biological Series* 269: 1625-1632.
- Allee, W. C. & Park, T. (1939).** Concerning ecological principles. *Science* 89:166-169.
- Allee, W. C. (1932).** Animal aggregations: a study in general sociology. University Of Chicago Press.
- Álvarez, T., Arroyo-Cabrales, J. & González, M. E. (1987).** Mamíferos (excepto Chiroptera) de la costa de Michoacán. *México. Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas de México* 18:137-165.
- Anaya, C. A., Jaramillo, V. J., Martínez-Yrizar, A. & García-Oliva, F. (2012).** Large rainfall pulses control litter decomposition in a Tropical Dry Forest: evidence from an 8-year study. *Ecosystems* 15: 652–663
- Anderson, D. R. & Burnham, K. P. (2002).** Avoiding Pitfalls when using information-theoretic methods. *Journal of Wildlife Management* 66(3):912-918.
- Anderson, D. R. & Thompson, W. L. (2000).** Null hypothesis testing: problems, prevalence, and an alternative. *Journal of Wildlife Management* 64(4):912-923.
- Anderson, D. R., Burnham, K. P. & Thompson, W. L. (2000).** Null model

hypothesis testing: problems, prevalence, and an alternative. *Journal of Wildlife Management* 64(4):912-923.

Anderson, D. R., Burnham, K. P. & White, G. C. (2001a). Kullback-Leibler information in resolving natural resource conflicts when definitive data exists. *Wildlife Society Bulletin*. 29(4):1260-1270.

Anderson, D. R., Burnham, K. P., Franklin, A. B., Gutiérrez, R. J., Forsman, E. D., Anthony, R. G., White, G. C. & Shenk, T. M. (1999). A protocol for conflict resolution in analyzing empirical data related to natural resource controversies. *Wildlife Society Bulletin* 27(4):1050-1058.

Anderson, D. R., Burnham, K. P., Gould, W. R. & Cherry, S. (2001b). Concern about finding effects that are actually spurious. *Wildlife Society Bulletin* 29:311-316

Anderson, D. R., Link, W. A., Johnson, D. K. & Burnham, K. P. (2001c). Suggestions for presenting the results of data analysis, *Journal of Wildlife Management* 65:373-378.

Anderson, S. (1960). Neotropical bats from western Mexico. *Univ. Kansas Publications of the Museum of Natural History* 14:1-8.

Anderson, S. (1972). Tree squirrels (*Sciurus colliaei* group) of western Mexico. *American Museum Novitates* 2093:1-13.

Animal Behavior Society. (2000). Guidelines for the treatment of animals in behavioral research and teaching. *Animal Behavior* 59:253-257.

Animal Care and Use committee. (1998). Guidelines for the capture, handling and care of mammals. As approved by the American Society of Mammalogists. (<http://www.mammalsociety.org/pubsociety/index.html>)

- Arita, H. T. & Ceballos, G. (1997).** Los mamíferos de México: distribución y conservación. The mammals of México: distribution and conservation. *Revista Mexicana de Mastozoología* 2:33-71.
- Arita, H. T. (1993).** Riqueza de especies de la mastofauna de México. (109-125). *En: Avances en el estudio de los mamíferos de México* (R. A. Medellín y G. Ceballos, eds.). Asociación Mexicana de Mastozoología, A. C., México D.F.
- Arita, H. T., Robinson, J. G. & Redford, K. H. (1990).** Rarity in neotropical forest mammals and its ecological correlations. *Conservation Biology* 4(2):181-192.
- Arroyo-Cabrales, J. (2005).** *Osgoodomys banderanus* (717-718). *En* Ceballos, G. & Oliva, G. (eds) Los Mamíferos Silvestres de México. FCE-CONABIO.
- Batzli, G. O. (1999).** Can seasonal changes in density dependence drive population cycles? *Trends Ecology and Evolution* 14:129-131.
- Begon, M., Harper, J. L. & Townsend, C. R. (1999).** Ecología: individuos, poblaciones y comunidades. Tercera edición. Ed. Omega. 1068pp.
- Bengtsson, J. (1998).** Which species? What kind of diversity? Which ecosystem function? Some problems in studies of relations between biodiversity and ecosystem function. *Applied Soil Ecology* 10:191-199.
- Berryman, A. A. & Lima, M. (2006).** Deciphering the effects of climate on animal populations: diagnostic analysis provides new interpretation of soay sheep dynamics. *The American Naturalist* 168 (6): 784-795.
- Berryman, A. A. & Turchin, P. (2001).** Identifying the density-dependence underlying ecological time series. *Oikos* 92(2):265-270.
- Berryman, A. A. (1978).** Towards a theory of insect epidemiology. *Researches in Populations Ecology* 19:181-196.

- Berryman, A. A. (1991).** Stabilization or regulation: what it all means! *Oecologia* 86:140-143.
- Berryman, A. A. (1992).** On choosing models describing and analyzing ecological time series. *Ecology* 73 (2):694-698.
- Berryman, A. A. (1993).** Food web connectance and feedback dominance, or does everything really depends on everything else? *Oikos* 68:183-185.
- Berryman, A. A. (1995a).** Population cycles: a critique of the maternal and allometric hypotheses. *Journal of Applied Ecology* 64(2):290-293.
- Berryman, A. A. (1995b).** The origins and evolution of predator-prey theory. *Ecology* 73(5):1530-1535.
- Berryman, A. A. (1999).** Principles of Population Dynamics and their Application. Stanley Thomas Publishers Ltd. Cheltenham, UK.
- Berryman, A. A. (2003).** On principles, laws and theory in population ecology. *Oikos* 103 (3): 696-701.
- Bierman, S. M., Fairbairn, J. P., Petty, S. J., Elston, D. A., Tisdhar, D. & Lambin, X. (2006).** Changes over time in the spatiotemporal dynamics of cyclic populations of field voles (*Microtus agrestis* L.). *The American Naturalist* 167 (4): 583-590.
- Bjørnstad, O. N., Begon, M., Stenseth, N. C., Falck, W., Sait, S. M. & Thompson, D. J. (1998).** Population dynamics of the Indian meal moth: demographic stochasticity and delayed regulatory mechanisms. *Journal of Animal Ecology* 67:110-126.
- Bjørnstad, O. N., Falck, W. & Stenseth, N. C. (1995).** A geographic gradient in small rodent density fluctuations: a statistical modeling approach. *Proceedings*

of the Royal Society of London, Biological Series 262:127-133.

Bjørnstad, O. N., Sait, S. M., Stenseth, N. C., Thompson, D. J. & Begon, M.

(2001). The impact of specialized enemies on the dimensionality of host dynamics. *Nature* 401:1001-1006.

Blackburn, T. M., Petchey, O. L., Cassey, P. & Gaston, K.J. (2005).

Functional diversity of mammalian predators and extinction in island birds. *Ecology* 86:2916-2923.

Blomquist, S., Holmgren, N., Åkesson, S., Hedenström, A. & Pettersson, J.

(2002). Indirect effects of Lemming cycles on sandpiper dynamics: 50 years of counts from southern Sweden. *Oecologia* 133:146-158.

Botta-Dukát, Zoltan. (2005).

Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. *Journal of Vegetation Science*, 16:533-540.

Bowers, M. A. & Brown, J. H. (1982).

Body size and coexistence in desert rodents: chance or community structure. *Ecology* 63:39 1-400.

Bowers, M. A., Thompson, D. B. & Brown, J. H. (1987).

Spatial organization of a desert rodent community: food addition and species removal. *Oecologia* 72:77-82.

Boyer, A. G. & Jetz, W. (2014).

Extinctions and the loss of ecological function in island bird communities. *Global Ecology and Biogeography* 23:679-688.

Brady, M. J. & Slade, N. A. (2004).

Long-term dynamics of a grassland rodent community. *Journal of Mammalogy*. 85(3):552-561.

Brander, K. M. (2007).

Global fish production and climate change. *Proceedings of the National Academy of Science, USA* 104(5): 19709-19714.

Brawn, J. D. & Robinson, S. K. (1996). Source-sink population dynamics may

complicate the interpretation of long-term census data. *Ecology* 77(1):3-12.

Briones, M. & Sánchez-Cordero, V. (1999). Dietary value of fruits and seeds to spiny pocket mice (*Liomys pictus*) in a tropical deciduous forest in México. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 34: 65-71.

Briones, M. (1991). Patrones demográficos y reproductivos de *Liomys pictus* (Rodentia: Heteromyidae) en un bosque tropical caducifolio. Tesis maestría, Instituto de Biología, UNAM.

Briones, M. (1996). Estudio sobre la remoción postdispersión de frutos y semillas por mamíferos en un bosque tropical caducifolio. Tesis de doctorado, Instituto de Biología, UNAM.

Briones, M., Sánchez-Cordero, V. & Sánchez-Rojas, G. (2006). Multi-species fruit and seed removal in a tropical deciduous forest in Mexico. *Canadian Journal of Botany* 84: 433-442.

Bronson, F. H. (2009). Climate change and seasonal reproduction in mammals. *Philosophical Transactions of the Royal Society, Biological Series* 364:3331-3340.

Brown, J. H. & Harney, B. A. (1993). Population and community ecology of heteromyid rodents in temperate habitats. (Capítulo 17:618-651) *En:* Genoways, H. H. & Brown, J. H. (eds) Biology of the Heteromyidae. AMERICAN SOCIETY OF MAMMALOGISTS. Special publication #10. pp. 719.

Brown, J. H. & Heske, E. J. (1990). Control of a desert-grassland transition by a keystone rodent guild. *Science* 250 (4988):1705-1707.

Brown, J. H. & Lieberman, G. A. (1973). Resource utilization and coexistence

of seed eating desert rodents in sand dune habitats. *Ecology* 54(4):788-797

Brown, J. H. & Nicoletto, P. F. (1991). Spatial scaling of species composition: body masses of North American land mammals. *The American Naturalist* 138(6):1478-1512.

Brown, J. H. & Sibly, R. M. (2006). Life-history evolution under a production constraint. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA* 103(47):17595-17599.

Brown, J. H. & Zeng, Z. (1989). Comparative population ecology of eleven species of rodents in the Chihuahuan desert. *Ecology* 70 (5): 1507-1525.

Brown, J. H. (1971). Mammals on Mountaintops: Nonequilibrium Insular Biogeography. *The American Naturalist* 105(945): 467-478.

Brown, J. H. (1973). Species diversity of seed-eating desert rodents in sand dune habitats. *Ecology* 54:775-787.

Brown, J. H. (2014). Why are there so many species in the tropics? *Journal of Biogeography* 41: 8-22.

Brown, J. H., & Harney, B. H. (1993). Population and community ecology of heteromyid rodents in temperate habitats. *En Genoways*, H. H. & Brown J. H., eds. The biology of the rodent family Heteromyidae. AMERICAN SOCIETY OF MAMMALOGISTS Special Publication No 10.

Brown, J. H., Davidson, D. W., Munger, J. C. & Inouye, R. S. (1986). Experimental community ecology: the desert granivore system. *En*: Diamond, J & Case T. J. Eds. Community Ecology. Harper and Row, New York. Pp. 41-62.

Brown, J. H., Grover, J. J., Davidson, D. W. & Lieberman, G. A. (1975). A

preliminary study of seed predation in desert and montane habitats. *Ecology* 56(4):987-992.

Brown, J. H., Reichman, O. J., & Davidson, D. W. (1979). Granivory in desert ecosystems. *Annual Review on Ecology and Systematics*. 10:201-227.

Brown, J. H., Valone, T. J. & Curtin, C. G. (1997). Reorganization of an arid ecosystem in response to recent climate change. *Proceedings of the National Academy of Science, USA*. 94:9729–9733.

Brown, J. H., Whitman, T. G., Ernest, S. K. M. & Gehring, C. A. (2001). Complex species interactions and the dynamics of ecological systems: long-term experiments. *Science* 293 (5530):643-650.

Brown, K. A. & Gurevitch, J. (2004). Long-term impacts of logging on forest diversity in Madagascar. *Proceedings of the National Academy of Science, USA* 101 (16):6045-6049.

Brown, P. R. & Singleton, G. R. (1999). Rate of increase as a function of rainfall for house mouse *Mus musculus* populations in a cereal-growing region in southern Australia. *Journal of Applied Ecology* 36:484-493.

Brown, J. H. & Munger, J. C (1985). Experimental manipulation of a desert rodent community: food addition and species removal. *Ecology* 66: 1545-1563.

Brylski, P. (1993). The evolutionary morphology of heteromyids, Chapter 9 (357-385). *En Genoways*, H. H. & Brown, J. H. (eds) Biology of the Heteromyidae. American Society of Mammalogists. Special publication #10. 719pp.

Bullock, S. H. & Solís-Magallanes, J. A. (1990). Phenology of canopy trees of a tropical deciduous forest in Mexico. *Biotropica* 22(1):22-35.

- Bullock, S. H. (1988).** Rasgos del Ambiente físico y biológico de Chamela. *Folia Entomológica Mexicana*, 77: 6-17.
- Burnham, K. P. & Anderson, D. R. (1998).** Model selection and inference: a practical information-theoretic approach. Springer-Verlag, New York, USA.
- Burnham, K. P. & Anderson, D. R. (2001).** Kullback-Leiber information as a basis for strong inference in ecological studies. *Wildlife Research* 28:111-119.
- Cameron, G. N. & Kincaid, W. B. (1982).** Species removal effects on movements of *Sigmodon hispidus* and *Reithrodontomys fulvescens*. *American Midland Naturalist* 108 (1):60-67.
- Cardinale, B. J., Palmer, M.A., & Collins, S. L. (2002).** Species diversity enhances ecosystem functioning through interspecific facilitation. *Nature* 415:426-429.
- Ceballos, G. & Brown, J. H. (1995).** Global patterns of mammalian diversity, endemism and endangerment. *Conservation Biology* 9(3):599-568.
- Ceballos, G. & Ehrlich, P. R. (2006).** Global mammal distributions, biodiversity hotspots, and conservation. *Proceedings of the National Academy of Science, USA* 103 (51): 19374-19379
- Ceballos, G. & García, A. (1995).** Conserving Neotropical biodiversity: the role of dry forests in western Mexico. *Conservation Biology* 9(6):1349-1353.
- Ceballos, G. & Miranda, A. (1986).** Los Mamíferos de Chamela, Jalisco. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F.
- Ceballos, G. & Miranda, A. (2000).** Guía de campo de los mamíferos de la costa de Jalisco, México. Fundación Ecológica de Cuixmala A. C., Instituto de Ecología, Instituto de Biología, UNAM.

- Ceballos, G. & Oliva, G. (2005).** (eds) Los Mamíferos Silvestres de México. FCE-CONABIO.
- Ceballos, G. & Rodríguez, P. (1993).** Diversidad y conservación de los mamíferos de México: II. Patrones de diversidad (87-198). *En:* Medellín, R. y Ceballos, G. (Eds.). Avances en el estudio de los mamíferos de México. Pub. Especiales No. 1, Asociación Mexicana de Mastozoología A. C., México D.F.
- Ceballos, G. (1989).** Population and community ecology of small mammals from tropical deciduous and arroyo forest in Western Mexico. Unpublished Ph. D. Thesis. University of Arizona, Tucson, Arizona, 158pp
- Ceballos, G. (1990).** Comparative natural history of small mammals from tropical forests in western Mexico. *Journal of Mammalogy* 71 (1): 263-266.
- Ceballos, G., Arroyo-Cabrales, J. & Medellín, R. A. (2002).** The mammals of Mexico: composition, distribution and conservation status. *Occasional Papers, Texas Tech University*, 218:1-27.
- Ceballos, G., Ehrlich, P. R., Barnowsky, A. D., García, A., Pringle, R. M. & Palmer, T. M. (2015).** Accelerated modern human-induced species losses: entering the sixth mass extinction. *Science Advances* 1(5):1-5.
- Ceballos, G., Ehrlich, P. R., Soberón, J., Salazar, I. & Fay, J. P. (2005).** Global mammal conservation: what must we manage? *Science* 309:603-607
- Ceballos, G., Rodríguez, P. & Medellín, R. A. (1998).** Assessing conservation priorities in megadiverse Mexico: mammalian diversity, endemism and endangerment. *Ecological Applications* 8(1):8-17.
- Chapin, F. S. III, Zavelata, E.S., Eviner, V. T., Naylor, R.L., Vitousek, P.M., Reynolds, H. L., Hooper, D.U., Lavorel, S., Sala, O. E., Hobbie, S.E., Mack,**

- M. C. & Díaz, S. (2000).** Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405, 234-242.
- Choquenot, D. & Ruscoe, W. A. (2000).** Mouse population eruptions in New Zealand forests: the role of population density and seedfall. *Journal of Animal Ecology* 69 (6):1058-1070.
- Clark, D. A., Brown, S., Kicklighter, D. W., Chambers, J. Q., Thomlinson, J. R., Ni, J. & Holland, E. A. (2001).** Net primary production in tropical forests: an evaluation and synthesis of existing field data. *Ecological Applications* 11(2):371-384.
- Collet, S. F., Sánchez, C., Shump, K. A. Jr., Teske, W. R. & Baker R.H. (1975).** Algunas características poblacionales demográficas de pequeños mamíferos en dos hábitats mexicanos. *Anales del Instituto de Biología, UNAM, Serie Zoología*, 46:101-124.
- Collet. R. (1911-1912).** *Norges pattedyr*. Kristiania: Cappelen. (en noruego)
- Connell, J. H. (1978).** Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199 (4335): 1302-1310.
- Connor, E.F. & Simberloff, D. (1979).** The assembly of species communities: chance or competition? *Ecology* 60 (6):1132-1140.
- Cooch, E. & White, G. (2015).** Program MARK: a gentle introduction. 14th edition. 1076 pp. <http://www.phidot.org/software/mark/docs/book/>
- Cook, B. I., Ault, T.R. & Smerdon, J.E. (2015).** Unprecedented 21st century drought risk in the American Southwest and Central Plains. *Science Advances* 1:1-7.
- Coulson, T., Catchpole, E. A., Albon, S. D., Morgan, B. J. T., Pemberton, J.**

- M., Clutton-Brock, T. H., Crawley, M. J. & Grenfell, B. T. (2001).** Age, sex, density, winter, weather and population crashes in soay sheep. *Science* 292:1528-1531.
- Crespin, L. & Lima, M. (2006).** Supervivencia y dinámica poblacional del lanchón orejado *Phyllotis darwini* en Chile central. *Revista Chilena de Historia Natural* 79:295-308.
- Crespin, L., Verhagen, R., Stenseth, N. C., Yoccoz, N. G., Prevot-Julliard, A. C. & Lebreton, J. D. (2002).** Survival in fluctuating bank vole populations: seasonal and yearly variations. *Oikos* 98:467-479.
- Curtis, C. G., Kelt, D. A., Frey, T. C. & Brown, J.H. (1999).** On the role of small mammals in mediating climatically driven vegetation change. *Ecology Letters* 2:309-317.
- Davidson, A. D., Hamilton, M. J., Boyer, A. G., Brown, J. H. & Ceballos, G. (2009).** Multiple ecological pathways to extinction in mammals *Proceedings of the National Academy of Science, USA* 106 (26): 10702-10705
- Davis, D. E. (1953).** The characteristics of rat populations. *The Quarterly Review of Biology* 28 (4) 373-401.
- Dayan, T. & Simberloff, D. (1994).** Character displacement, sexual dimorphism, and morphological variation among British and Irish mustelids. *Ecology* 75:1063-1073.
- De Valpine, P. & Harte, J. (2001).** Plant responses to experimental warming in a montane meadow. *Ecology* 82(3): 637-648
- De Villa, A. (1998).** Análisis de los hábitos alimentarios del ocelote (*Leopardus pardalis*) en la selva baja caducifolia de la región de Chamela, Jalisco, México.

Tesis de Licenciatura, Iztacala, UNAM.

Diamond, J. M. (1975). Assembly of species communities. *En* Cody, M. L. & Diamond, J. M. Eds. Ecology and Evolution of Communities, pp. 342–444. Harvard University Press. Cambridge, MA.

Díaz, S. & Cabido, M. (1997). Plant functional types and ecosystem function in relation to global change. *Journal of Vegetation Science* 8:463:474.

Díaz, S. & Cabido, M. (2001). Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trend in Ecology and Evolution* 16 (11) 646-655.

Domínguez-Castellanos Y. & Ceballos, G. (2005). *Liomys pictus*. (629-630). *En*: Ceballos, G. & Oliva, G. (eds) Los Mamíferos Silvestres de México. FCE-CONABIO.

Domínguez-Castellanos, Y. (2000). Estructura del contenido de las madrigueras de *Liomys pictus* en selva mediana subperennifolia, de la estación de biología Chamela, Jalisco. Tesis de licenciatura UNAM, Campus Iztacala. 86pp.

Domínguez-Castellanos, Y., Pimentel, F. & Ceballos, G. (2007). Uso de hábitat de roedores arborícolas en la selva seca de la Reserva de la Biósfera Chamela-Cuixmala, Jalisco. *Revista Mexicana de Mastozoología* 11: 21-40.

Easterling, D. R., Meehl, G. A., Parmesan, C., Changnon, S. A., Karl, T. R. & Mearns, L. O. (2000). Climate extremes: observations, modeling, and impacts. *Science* 289:2068-2074.

Ehrlich, P. R. & Murphy, D. D. (1987). Conservation lessons from long-term studies of checkerspot butterflies. *Conservation Biology* 1(2):122-131.

Eigenbrod, F., González, P., Dash, J. & Steyl, I. (2015). Vulnerability of

ecosystems to climate change moderated by habitat intactness. *Global Change Biology* 21(1):275-286.

Ekerholm, P., Oksanen, L. & Oksanen, T. (2001). Long-term dynamics of voles and lemmings at the timber-line and above the willow limit as a test of hypotheses on trophic interactions. *Ecography* 24:555-568.

Elias, S. P., Witham, J. W. & Hunter, M. L. (2006). A cyclic red-backed vole (*Clethrionomys gapperi*) population and seedfall over 22 years in Maine. *Journal of Mammalogy*. 87 (3):440-445.

Elton, C. & Nicholson, M. (1942). The Ten-Year Cycle in Numbers of the Lynx in Canada. *Journal of Animal Ecology* 11(2):215-244.

Elton, C. S. (1924). Periodic fluctuations in the number of animals: their causes and effects. *Br. J. Exp. Biol.* 2:119-163.

Elton, C. S. (1933). The Canadian Snowshoe Rabbit Enquiry, 1931-32. *Canadian Field Naturalist*. 47: 63-86.

Elton, C. S. (1942). Voles, mice and lemmings: problems in population dynamics. Oxford: Clarendon Press.

Ernest, S. K. M. (2005). Body size, energy use, and community structure of small mammals. *Ecology* 86 (6): 1407-1413.

Ernest, S. K. M., Brown, J. H. & Parmenter, R. R. (2000). Rodents, plants, and precipitation: spatial and temporal dynamics of consumers and resources. *Oikos* 88:470-482.

Fa, J. E. & Morales, M. (1993). Patterns of mammalian diversity in México pp-319-361, *En: The Biological diversity in Mexico, origins and distribution.* Ramamoorthy, T. P., Bye, R., Lot, A. y Fa, J. E. (eds), Oxford University Press,

Oxford.

Farías, A. A. & Jaksic, F. M. (2007). El Niño events, the lean versus fat scenario, and long-term guild dynamics of vertebrate predators in a South American semiarid ecosystem. *Austral Ecology* 32:225-238.

Farias, A. A. & Jaksic, F. M. (2011). Low functional richness and redundancy of a predator assemblage in native forest fragments of Chiloe Island, Chile. *Journal of Animal Ecology* 80:809-817.

Filip, V., R. Dirzo, R., Maass, J. M. & Sarukhán, J. (1995). Within- and Among-year variation in the levels of herbivory on the foliage of trees from a Mexican Tropical Deciduous Forest. *Biotropica*, 27(1):78-86.

Fleming, T. H. & Brown, G. J. (1975). An experimental analysis of seed hoarding and burrowing behavior in two species of Costa Rican heteromyid rodents. *Journal of Mammalogy* 56(2)301-3.

Fleming, T. H. (1974b). Social organization in two species of Costa Rican heteromyid rodents. *Ecology* 55:541-561.

Fleming, T. H. (1977). Response of two species of tropical heteromyid rodents to reduced food and water availability. *Journal of Mammalogy* 58(1):102-106.

Flemming, T. H. (1974a). The population ecology of two species of Costa Rican heteromyid rodents. *Ecology* 55(3):493-510.

Fonseca, C. R., & Ganade, G. (2001). Species functional redundancy, random extinctions and the stability of ecosystems. *Journal of Ecology* 89:118-125.

Forcada, J. Trathan, P. N., Reid, K. & Murphy, E. J. (2005). The effects of global climate variability in pup production of Antarctic fur seals. *Ecology* 86:2408-2417.

- Frank, C.L. (1988).** Diet selection by a heteromyid rodent: role of net metabolic water selection. *Ecology* 69(6):1943-1951.
- Franklin, A. B. (2002).** Exploring ecological relationships in survival and estimating rates of population change using program MARK. *International Wildlife Management Congress 7.2*
- Franklin, J. F. (1989).** Importance and justification of long-term studies in ecology. *En: Likens, G. (Ed). Sustained Ecological Research: A Critical Need.* Millbrook, New York. Pp. 136-157.
- French, A. R. (1993).** Physiological ecology of the Heteromyidae: economics of energy and water utilization. (Chapter 13:509-538). *En: Genoways, H. H. & Brown, J. H. (eds) Biology of the Heteromyidae.* American Society of Mammalogists. Special Publication #10. 719pp.
- Fryxell, J. M., Falls, B., Falls, E. A. & Brooks, R. J. (1998).** Long-term dynamics of small-mammal populations in Ontario. *Ecology* 79(1):213-225.
- Galicia, L., López-Blanco, J., Zarco-Arista, A. E., Philipps, V. & García-Oliva, F. (1999).** The relationships between solar radiation interception and soil water content in a tropical deciduous forest in Mexico. *CATENA* 136:153-164.
- García, E. (1973).** *Modificaciones al sistema de clasificación de Köppen* Instituto de Geografía, UNAM.
- García-Oliva, F., Camou, A. & Maas, J. M. (2002).** El clima de la región central del pacífico mexicano. *En* Noguera, F. A., Vega-Rivera, J. H., García-Aldrete, A. N. & Quesada-Avedaño, M. (eds). Historia Natural de Chamela. Instituto de Biología UNAM, México.
- Genoways, H. H. y Jones, J. K., jr. (1973).** Notes on some mammals from

Jalisco, Mexico. *Occasional Papers Museum Texas Tech University* 9:1-22.

Getz, L. L., Oli, M. K., Hofmann, J. E. y McGuire, B. (2005). Habitat-specific demography of sympatric vole populations over 25 years. *Journal of Mammalogy* 86(3):561-568.

Getz, L. L., Oli, M. K., Hofmann, J. E. y McGuire, B. (2006). Vole population fluctuations: factors that initiate and determine intervals between them in *Microtus ochrogaster*. *Journal of Mammalogy* 87(2):387-393.

Giannoni, S. M., Dacar, M., Taraborelli, P. & Borghi, C. E. (2001). Seed hoarding by rodents of the Monte Desert, Argentina. *Austral Ecology* 26:259-263.

Gilg, O., Hanski, I. & Sittler, B. (2003). Cyclic dynamics in a simple vertebrate predator-prey community. *Science* 302:866-868.

Godfray, H. C. J. & Werren, J. H. (1996). Recent developments in sex ratio studies. *Trend in Ecology and Evolution* 71(2):59-63.

Gotelli, N. (2008). A primer of Ecology. Fourth Edition. Sinauer Associates Press. 291pp.

Gower, J.C. (1966). Some distance properties of latent root and vector methods used in multivariate analysis. *Biometrika* 53 (3/4):325-338.

Gower, J.C. (1971). A general coefficient of similarity and some of its properties. *Biometrika* 27 (4):857-871.

Gower, J.C. (1985). Properties of Euclidean and non-euclidean distance matrices. *Linear Algebra and its Applications* 67:81-97.

Graham, I. M. & Lambin, X. (2002). The impact of weasel predation on cyclic field-vole survival: the specialist predator hypothesis contradicted. *Journal of*

Animal Ecology 71:946-956.

Guerrero, S., Badii, M. H., Zalapa, S. S. & Flores, A. E. (2002). Dieta y nicho de alimentación del coyote, zorra gris, mapache y jaguarundi en un bosque tropical caducifolio de la costa sur del estado de Jalisco, México. *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)* 86:119-137.

Guo, Q. & Brown, J. H. (1997). Interactions between winter and summer annuals in the Chihuahuan desert. *Oecologia* 111:123-128.

Hall, E. R. & Villa-R, B. (1950). Lista anotada de los mamíferos de Michoacán, México. *Anales del Instituto de Biología. UNAM, México*, 21:159-213.

Hammond, E. L. & Anthony, R. G. (2006). Mark-recapture estimates of population parameters for selected species of small mammals. *Journal of Mammalogy* 87(3):618-627.

Hanski, I. & Korpimäki, E. (1995). Microtine rodent dynamics in northern Europe: parameterized models for predator-prey interactions. *Ecology* 76(3):840-850.

Hanski, I., Hanson, L. & Henttonen, H. (1991). Specialist predators, generalist predators, and the microtine rodent cycle. *Journal of Animal Ecology* 60:353-367.

Hanski, I., Henttonen, H., Korpimäki, E., Oksanen, L. & Turchin, P. (2001). Small-rodent dynamics and predation. *Ecology* 82(6):1505-1520.

Hanski, I., Turchin, P., Korpimäki, E. & Henttonen, H. (1993). Population oscillations in boreal rodents: regulation by mustelid predation leads to chaos. *Nature*: 364:232-235.

Hansson, L. & Henttonen, H. (1985). Gradients in density variation of small

rodents: the importance of latitude and snow cover. *Oecología* 67:394-402.:

Hansson, L. (1984). Winter reproduction of small mammals in relation to food conditions and population dynamics. *En* Merritt, J. F. (ed) Winter ecology of small mammals. Carnegie Museum of Natural History, Pittsburgh, pp 225-234.

Hansson, L. (1999). Intraspecific variation in dynamics: small rodents between food and predation in changing landscapes. *Oikos* 86:159-169.

Harte, J. & Shaw, R. (1995). Shifting dominance within a montane vegetation community: results of a climate-warming experiment. *Science* 267:876-880.

Harte, J. (2003). Tail of death and resurrection. *Nature* 424:1006-1007.

Harte, J., Conlisk, E., Ostling, A., Gren, J. L. & Smith, A. B. (2005). A theory of spatial structure in ecological communities at multiple spatial scales. *Ecological Monographs* 75(2):179-197.

Harting, J. E. (1892). The plague of field voles in the south of Scotland. *Zoologist* 18,161.

Hay, M. E. & Fuller, P. J. (1981). Seed escape from heteromyid rodents: the importance of microhabitat and seed preference. *Ecology* 62(5):1395-1399.

Helm, J. D. III, Sánchez-Hernández, C. y Baker, R. H. (1974). Observaciones sobre los ratones de las marismas: *Peromyscus perfulvus* Osgood (Rodentia, Cricetidae). *Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, México, Serie Zoológica* 45:141-146.

Henttonen, H., Oksanen, T., Jortikka, A. & Haukisalmi, V. (1987). How much do weasels shape microtine cycles in the northern Fennoscandian taiga? *Oikos* 50 (3): 353-365.

Hernández, B. Del C. (2000). Caracterización espacial y contenido de

madrigueras de *Liomys pictus* en una selva baja de Jalisco. Tesis de licenciatura, UNAM, Campus Iztacala. 40pp.

Heske E. J., Brown, J. H. & Mistry, S. (1994). Long-term experimental study of a Chihuahuan desert rodent community: 13 years of competition. *Ecology* 75(2):438-445.

Hines, J. E. & Nichols, J. D. (2002). Investigations of potential bias in the estimation of λ using Pradel's (1996) model for capture-recapture data. *Journal of Applied Statistics* 29(1-4):573-587.

Hodges, K. E., Krebs, C. J. & Sinclair, A. R. E. (1999). Snowshoe hare demography during a cyclic population low. *Journal of Animal Ecology* 68:581-594.

Hooper, D.U., Chapin, F. S. III, Ewel, J.J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J. H., Lodge, D.M., Loreau, M., Naeem S., Schmid, B., Setälä, H., Symstad, A. J., Vandermeer, J. & Wardle, D.A. (2005). Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecology Monographs* 75:3-35.

Hörnfelddt, B. (1994). Delayed density dependence as a determinant of vole cycles. *Ecology* 75(3):791-806

Hoset. K. S., Le Galliard, J. F., Gunderson, G. (2009). Demographic responses to a mild winter in enclosed vole populations. *Population Ecology* 51:279-288.

Howell A. B. (1923). Periodic fluctuations in the number of small mammals, *Journal of Mammalogy* 4: 149.

Hsu, J. S., Powell, J & Adler, P. B. (2012). Sensitivity of mean annual primary production to precipitation. *Global Change Biology* 18:2246-2255.

- Hubbell, S. P. (1979).** Tree dispersion, abundance, and diversity in a tropical forest. *Science* 203 (4387):1299-1309.
- Hubbell, S. P. (2005).** Neutral theory in community ecology and the hypothesis of functional equivalence. *Functional Ecology* 19:166-172.
- Hudson, J. W. & Rummel, J. A. (1966).** Water metabolism and temperature regulation of the primitive heteromyids, *Liomys salvini* and *Liomys irroratus*. *Ecology*. 47(3): 345-354.
- Hughes, A. C., Satasook, C., Bates, P. J. J., Bumrungsri, S. & Jones, G. (2012).** The projected effects of climatic and vegetation changes on the distribution and diversity of Southeast Asian bats. *Global Change Biology* 18:1854-1865.
- Hughes, L. (2000).** Biological consequences of global warming: is the signal already apparent? *Trends in Ecology and Evolution* 15 (1):56-61.
- Hughes, L. (2003).** Climate change and Australia: Trends, projections and impacts. *Austral Ecology* 28:423-443.
- Huitu, O., Norrdahl, K. & Korpimäki, E. (2004).** Competition, predation and interspecific synchrony in cyclic small mammal communities. *Ecography* 27:197-206.
- Humphries, M. M., Umbanhowar, J. & McCann, K. S. (2004).** Bioenergetic prediction of climate change impacts on Northern mammals. *Integrative and Comparative Biology* 44:152-162.
- ILTER Networks (2000).** Perspectives from participating networks. 108 pp. Academy Printers, Albuquerque, NM.
- Inchausti, P. & Ginzburg, L. R. (1998).** Small mammal cycles in northern

Europe: patterns and evidence for a maternal effect hypothesis. *Journal of Animal Ecology* 67:180-194.

Instituto de biología. (2012).

<http://www.ibiologia.unam.mx/ebchamela/www/clima.html>

IPCC (2013). Climate Change 2013: The Physical Science Basis. WMO 16 pp

IUCN, 2013. <http://www.iucnredlist.org/search/>

Jaksic, F. & Marone, L. (2007). Ecología de comunidades. Segunda Edición. Ediciones Universidad Católica de Chile. 336 pp.

Jaksic, F., Medel. R. G. (1990). Objective recognition of guilds: testing for statistically significant species clusters. *Oecologia* 110:449-460.

Jaksic, F. M. & Lima, M. (2003). Myths and facts on ratadas; bamboo blooms, rainfall peaks and rodent outbreaks in South America. *Austral Ecology*. 28:237:251.

Jánová, E., Heroldová, M., Nesvadbová, J., Bryja, J. & Tkadlec, E. (2003). Age variation in a fluctuating population of the common vole. *Oecologia* 137:527-532.

Janzen, D. H. (1971). Seed predation by animals. *Annual Review on Ecology and Systematics* 2:465-492.

Janzen, D. H. (1982a). Seed removal from fallen guanacaste fruits (*Enterolobium cyclocarpum*) by spiny pocket mice (*Liomys salvini*). *Brenesia* 19/20:425-429.

Janzen, D. H. (1982b). Fruit traits, and seed consumption by rodents, of *Crescentia alata* (Bignoniaceae) in Santa Rosa National Park, *Costa Rica*. *American Journal of Botany* 69:1258-1268.

Janzen, D. H. (1986a). Mice, big mammals and seeds: it matters who defecates

what and where (Capítulo 20:251-271) *En*: Estrada, A. and Fleming, T. H. (eds.), Frugivores and seed dispersal. Dr W. Junk Publishers, Dordrecht, The Netherlands. 392pp.

Janzen, D. H. (1988). Tropical dry forests: the most endangered major tropical ecosystem. *En* Wilson, E. O. (Ed). Biodiversity. National Academy Press, Washington, pp 130–144

Janzen, D.H., (1986b). The future of tropical ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17, 305–324.

Jeffries, M. J. & Lawton, J. H. (1984). Enemy-free-space and the structure of ecological communities. *Biological Journal of the Linnean Society*. 23:269-286.

Jenouvrier, S., Caswell, H., Barbraud, C., Holland, M., Strøve, J. & Weimerskirch. (2009). Demographic models and IPCC climate projections predict the decline of an emperor penguin population. *Proceedings of the National Academy of Science, USA*106(6): 1844-1847.

Johst, K., Berryman, A. A. & Lima, M. (2008). From individual interactions to population dynamics: individual resource partitioning simulation exposes the causes of nonlinear intra-specific competition. *Population Ecology* 50(1):79-90.

Jones, G., Jacobs, D. S., Kunz, T. H., Willig, M. R. & Racey, P. A. (2009). Carpe noctem: the importance of bats as bioindicators. *Endangered Species Research* 8:93-115.

Jones, W. T. (1985). Body size and life-history variables in heteromyids. *Journal of Mammalogy*. 66(1):128-132

Jones, W. T. (1993). Social systems of heteromyid rodents (Chapter 15:575-

595). *En Genoways*, H. H. & Brown, J. H. (Eds). Biology of the Heteromyidae.

American Society of Mammalogists special publication #10 719pp.

Keddy, P.A. (1992). Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. *Journal of Vegetation Science* 3, 157–164.

Keith, D. A., Akçakaya, H. R., Thuiller, W., Midgley, G. F., Pearson, R. G., Phillips, S. J., Regan, H. M., Araújo, M. B. & Rebelo, T. B. (2008). Predicting extinction risks under climate change: coupling stochastic population models with dynamic bioclimatic habitat models. *Biology Letters* 4: 560-563.

Kendall, B. E., Briggs, C. L., Murdoch, W. W., Turchin, P., Ellner, S. P., McCauley, E., Misbet, R. M. & Wood, S. N. (1999). Why do populations cycle? A synthesis of statistical and mechanistic modeling approaches. *Ecology* 80(6):1789-1805.

Klein, J. A., Harte, J. & Zhao, X.-Q. (2004). Experimental warming causes large and rapid species loss, dampened by simulated grazing, on the Tibetan Plateau. *Ecology Letters* 7:1170-1179.

Knutson, T. R., McBride, J. L., Chan, J., Emmanuel, K., Holland, G., Landsea, C., Held, I., Kossin, J.P., Srivastava, A.K. & Sugi M. (2010). Tropical cyclones and climate change. *Nature Geoscience* 3:157-163

Koons, D. N., Metcalf, C. J. E. & Tuljapurkar S. (2008). Evolution of delayed reproduction in uncertain environments: a life-history perspective. *The American Naturalist* 172(6):797-805.

Koons, D. N., Terletzky, P., Adler, P. B., Wolfe, M. L., Ranglack, D., Howe, F. P., Hersey, K., Paskett, W. & Du Toit, J. T. (2012). Climate and density-dependent drivers of recruitment in plains bison. *Journal of Mammalogy*

93(2):475-481.

Korslund, L & Steen, H. (2006). Small rodent winter survival: snow conditions limit access to food resources. *Journal of Animal Ecology* 75:156-166.

Krebs, C. J. & Boonstra, R. (1978). Spatial organization and mating system of *Microtus townsendii*. *Journal of Animal Ecology* 47:1007-1015.

Krebs, C. J. & Boonstra, R. (1984). Trappability estimates for mark-recapture data. *Canadian Journal of Zoology* 62:2440-2444.

Krebs, C. J. (1966). Demographic changes in fluctuating populations of *Microtus californicus*. *Ecological Monographs* 36:239-273.

Krebs, C. J. (1985). Estudio de la distribución y la abundancia. Oxford University Press segunda edición. México. 753pp.

Krebs, C. J., Kenney, A. J., Singleton, G. R., Mutze, G., Pech R. P., Brown, P. R. & Davis, S. A. (2004). Can outbreaks of house mice in south-eastern Australia be predicted by weather models? *Wildlife Research* 31:465-474.

Krebs, C.J. (1999). Ecological methodology. Benjamin/Cummings. Second edition. USA 620pp.

Kullback, S. & Leibler, R. A. (1951). On information and sufficiency. *Annals of Mathematical Statistics* 22: 79-86.

Lalibertè, E. & Shipley, B. (2011). *FD*: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. *R package*, version 1.0-11.

LaLiberté, E. Legendre, P. (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity. *Ecology* 91(1): 299–305

Lande, R., Engen, S. & Sæther, B.-E. (2009). An evolutionary maximum

principle for density-dependent population dynamics in a fluctuating environment. *Philosophical Transactions of the Royal Society* 364:1511-1518.

Laurance, W. F. & Bierregaard, R. O. jr. (1997). Tropical forest remnants: Ecology, conservation and management of fragmented communities University of Chicago Press. (502-514). 632 pp.

Laurance, W. F., Laurance, S. G. & Hilbert, D. W. (2008). Long-term dynamics of a fragmented rainforest mammal assemblage. *Conservation Biology*, 22 (5): 1154–1164.

Lavorel, S., Grigulis, K., McIntyre, S., Williams, N. S. G., Garden, D., Dorrough, J., Berman, S., Quétier, F., Thébault, A. & Bonis, A. (2008). Assessing functional diversity in the field –methodology matters! *Functional Ecology* 22(1):134-147.

Lawton, J. H. (1999). Are there general laws in ecology? *Oikos* 84:177-192.

Leeper, R., Cooke, J., Trathan, P., Reid, K., Rowntree, V. & Payne, R. (2006). Global climate drives southern right whale (*Eubalaena australis*) population dynamics. *Biology Letters* 2:289-292.

Learmonth, J. A., MacLeod, C.D., Santos, M. B., Pierce, G. J., Crick, H. Q. P., Robinson, R. A. (2006). Potential effects of climate change on marine mammals. *Oceanographic and Marine Biology: An Annual Review* 44:431-464.

Lebreton, J. D., Burnham, K. P., Clobert, J., Anderson, D. R. (1992). Modeling survival and testing biological hypotheses using marked animals: a unified approach with case-studies. *Ecological Monographs* 62:67-118.

Legendre, P. & Legendre, L. (2012). Numerical Ecology. Third Edition. Elsevier. Netherlands. Pp 900.

- Leirs, H., Stenseth, N. C., Nichols, J. D., Hines, J. E., Verhagen, R. & Verheyen, W. (1997).** Stochastic seasonality and nonlinear density-dependent factors regulate population size in an African rodent. *Nature (London)* 389:176-180.
- Leirs, H., Verhagen, R., Verheyen, W., Mwanjabe, P. & Mbise, T. (1996).** Forecasting rodent outbreaks in Africa: an ecological basis for *Mastomys* control in Tanzania. *Journal of Applied Ecology* 33:937-943.
- Letnic, M. & Dickman, C. R. (2006).** Boom means bust: interactions between the El Niño Southern Oscillation (ENSO), rainfall and the processes threatening mammal species in arid Australia. *Biodiversity Conservation* 15:3847-3880.
- Levinsky, I., Skov, F., Svenning, J.-C. & Rahbek, C. (2007).** Potential impacts of climate change on the distributions and diversity patterns of European mammals. *Biodiversity Conservation* 16:3803-3816.
- Liebholt, A. M. & Kamata, N. (2000).** Are population in cycles and spatial synchrony a universal characteristic of forest insect populations? *Population Ecology* 42:205-209.
- Liebholt, A. M., Johnson, D. M. & Bjørnstad, O. N. (2006).** Geographic variation in density-dependent dynamics impacts the synchronizing effect of dispersal and regional stochasticity. *Population Ecology* 48:131-138.
- Lima, M. (2001).** The dynamics of natural populations: feedback structures in fluctuating environments. *Revista Chilena de Historia Natural* 74(2):1-16.
- Lima, M. & Berryman, A. (2006).** Predicting nonlinear and non-additive effects of climate: The Alpine ibex revisited. *Climate Research* 32:129-135.
- Lima, M. & Jaksic, F. M. (1988).** Population variability among three small

mammal species in the semiarid Neotropics: the role of density-dependent and density-independent factors. *Ecography* 21:175-180.

Lima, M. & Jaksic, F. M. (1999). Population dynamics of three Neotropical small mammals: Time series models and the role of delayed density-dependence in population irruptions. *Australian Journal of Ecology* 24:25-34.

Lima, M. (2001). The dynamics of natural populations: feedback structures in fluctuating environments. *Revista Chilena de Historia Natural* 74(2). 317-329.

Lima, M., Berryman, A. A. & Stenseth, N. C. (2006a). Feedback structures of northern rodent populations. *Oikos* 112:555-564.

Lima, M., Ernest S. K. M., Brown, J. H., Belgrano, A. & Stenseth, N. C. (2008a). Chihuahuan desert kangaroo rats: nonlinear effects of population dynamics, competition, and rainfall. *Ecology* 89(9): 2594-2603

Lima, M., Harrington, R., Saldaña, S. & Estay, S. (2008b). Non-linear feedback processes and a latitudinal gradient in the climatic effects determine green spruce aphid outbreaks in the UK. *Oikos* 117:951-959.

Lima, M., Julliard, R., Stenseth, N. C. & Jaksic, F. M. (2001a). Demographic dynamics of a neotropical small rodent (*Phyllotis darwini*): feedback structure, predation and climatic factors. *Journal of Applied Ecology* 70:761-775

Lima, M., Keymer, J. E. & Jaksic, F. M. (1999). El Niño-southern oscillation-driven rainfall variability and delayed density dependence cause rodent outbreaks in western south America: linking demography and population dynamics. *The American Naturalist* 153 (5):476-491.

Lima, M., Marquet, P. A. & Jaksic, F. M. (1996). Extinction and colonization processes in subpopulations of five neotropical small mammal species.

Oecologia 107:197-203.

Lima, M., Merritt, J. F. & Bozinovic, F. (2002a). Numerical fluctuations in the northern short-tailed shrew: evidence of non-linear feedback signatures on population dynamics and demography. *Journal of Animal Ecology* 71: 159-172.

Lima, M., Previtalli, M. A. & Merseve, P. L. (2006b). Climate and small rodent dynamics in semi-arid Chile: the role of lateral and vertical perturbation and intra-specific processes. *Climate Research* 30:125-132.

Lima, M., Stenseth, N. C. & Jaksic, F. M. (2002b). Food web structure and climate effects on the dynamics of small mammals and owls in semi-arid Chile. *Ecology Letters* 5:273-284.

Lima, M., Stenseth, N. C. & Jaksic, F. M. (2002c). Population dynamics of a South American rodent: seasonal structure interacting with climate, density dependence and predator effects. *Proceedings of the Royal Society of London, Biological Sciences* 269:2579-2586.

Lima, M., Stenseth, N. C., Leirs, H. & Jaksic, F. M. (2003). Population dynamics of small mammals in semi-arid regions: a comparative study of demographic variability in two rodent species. *Proceedings of the Royal Society of London, Biological Sciences* 270:1997-2007.

Lima, M., Stenseth, N. C., Yoccoz, N. L. & Jaksic, F. M. (2001b). Demography and Population Dynamics of the Mouse Opossum (*Thylamys elegans*) in Semi-Arid Chile: Seasonality, Feedback Structure and Climate *Proceedings of the Royal Society of London, Biological Sciences* 268(1480):2053-2064.

López, X. & Medellín, R. A. (2005). *Oryzomys couesi* (709-710). En Ceballos, G. y Oliva, G. (Eds) Los Mamíferos Silvestres de México, FCE-CONABIO

- López-Forment, W., Sánchez, C. y Villa- Ramírez., B. (1971).** Algunos mamíferos de la región de Chamela, Jalisco, México. *Anales del Instituto de Biología UNAM, México, Serie Zoológica* 42:99-106
- Loreau, M. (1998).** Biodiversity and ecosystem functioning: a mechanistic model. *Proceedings of the National Academy of Science* 95:5632-5636.
- Loreau, M., Naeem, S. & Inchausti, P. (2002).** Biodiversity and ecosystem functioning. Oxford University Press. 294 pp.
- Lotka, A. J. (1925).** Elements of physical biology. Williams & Wilkins. Reimpreso como Elements of mathematical biology. Dover (1956).
- Lott, E. J. (1993).** Annotated checklist of the vascular flora of the Chamela bay region, Jalisco, Mexico. *Occ. P. Cal. Acad. Sci.* 148:1-60.
- Lott, E. J., Bullock, S. H. & Solís Magallanes, J. A. (1987).** Floristic diversity and structure of upland and arroyo forests in coastal Jalisco. *Biotropica*, 19:228-235.
- Lučan, R. K., Weiser, M. & Hanák, V. (2013).** Contrasting effects of climate change on the timing of reproduction and reproductive success of a temperate insectivorous bat. *Journal of Zoology* 290 (2): 151-159.
- Luck, G. W., Lavorel, S., McIntyre, S. & Lumb, K. (2012).** Improving the application of vertebrate trait-based framework to the study of ecosystem services. *Journal of Animal Ecology* 81:1065-1076.
- Ludwig, G. X., Alatalo, R. V., Helle, P., Lindén, H., Lindström, J. & Siitari, H. (2006).** Short- and long-term population dynamical consequences of asymmetric climate change in black grouse. *Proc. R. Soc. B* 273:2009-2016.
- Lukacs, P. M., Thompson, W. L., Kendall, W. L., Gould, W. R., Doherty, P. F.**

- Jr., Burnham, K. P. & Anderson, D. R. (2007).** Concerns regarding a call for pluralism of information theory and hypothesis testing. *Journal of Applied Ecology* 44:456-460.
- M'Closkey, R. T. (1980).** Spatial patterns in sizes of seeds collected by four species of heteromyid rodents. *Ecology*, 61(3):486-489.
- M'Closkey, R. T. (1985).** Species pools and combinations of heteromyid rodents. *Journal of Mammalogy*. 66(1):132-134.
- Maass, J. M., Burgos, A. (2011).** Water Dynamics at the Ecosystem Level in Tropical Dry Forests (141-156.). *En Dirzo, R., Young, H., Mooney, H. A. & Ceballos, G. (Eds). Seasonally Dry Tropical Forests: Ecology and Conservation. Eds. Island Press.*
- Maass, J. M., Martínez-Yrizar, A., Patiño, C. & Sarukhán, J. (2002)** Distribution and annual net accumulation of above-ground dead phytomass and its influence on through fall quality in a Mexican tropical deciduous forest ecosystem. *Journal of Tropical Ecology* 18(6): 821-834
- Madsen, T. & Shine, R. (1999).** Rainfall and rats: climatically-driven dynamics of a tropical rodent population. *Austral Ecology* 24:80-89.
- Madsen, T., Ujvari, B., Shine, R. & Olsson, M. (2006a).** Rain, rats and pythons: climate-driven population dynamics of predators and prey in tropical Australia. *Austral Ecology* 31:30-37.
- Madsen, T., Ujvari, B., Shine, R., Buttemer, W. & Olsson, M. (2006b).** Size matters: extraordinary rodent abundance on an Australian tropical flood plain. *Austral Ecology*. 31:361-365.
- Magnusson, W. E., Layme, V. M. G. & Lima, A. P. (2010).** Complex effects of

climate change: population fluctuations in a tropical rodent are associated with the southern oscillation index and regional fire extent, but not directly with local rainfall. *Global Change Biology* 16: 2401-2406.

Marcström, V., Höglund, N. & Krebs, C. J. (1990). Periodic fluctuations in small mammals at Boda, Sweden from 1961 to 1988. *Journal of Applied Ecology* 59:753-761.

Margalef, R. (1980). Ecología. Ediciones Omega S. A. Barcelona. 961 pp.

Martínez-Meyer., E., Peterson, A. T. & Hargrove, W. W. (2004). Ecological niches as stable distributional constraints on mammal species, with implications for Pleistocene extinctions and climate change projections for biodiversity. *Global Ecology and Biogeography* 13:305-314.

Martinez-Yrizar, A., Maass, J. M. Pérez-Jiménez, L. A. & Sarukhán, J. (1996). Net productivity of a tropical deciduous forest ecosystem in western México. *Journal of Tropical Ecology*, 12:169-175

Mason, N. W. H., Lanoiselée, C., Mouillot, D., Wilson, J. B. & Argillier, C. (2008). Does Niche overlap control relative abundance in French lacustrine fish communities? A new method incorporating functional traits. *Journal of Animal Ecology* 77 (4):661-669).

Mason, N. W. H., Mouillot, D., Lee, W. G. L., Wilson, J. B. (2005). Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity *Oikos* 111:112-118.

Mason-Romo, E. D. (2005). Efectos de la perturbación del hábitat y la estacionalidad climática en la dieta del ratón espinoso mexicano *Liomys irroratus* (Gray, 1868) en una selva seca del sur del estado de Morelos. Tesis

de Licenciatura, FCB, Universidad Autónoma del Estado de Morelos. pp:140.

Mason-Romo, E. D. (2009). Dinámica espacio-temporal a largo plazo de los pequeños mamíferos de la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala. Tesis de maestría, Instituto de Ecología, UNAM. Director de tesis. Dr. Gerardo Ceballos González. Pp.167.

Mason-Romo, E.D., Farías, A. & Ceballos, G. (2017). Two decades of climate driving the dynamics of functional and taxonomic diversity of a tropical small mammal community in western Mexico. PLoS ONE 12(12)

Maass, J. M., Balvanera, P., Castillo, A., Daily, G., Mooney, H. A., Ehrlich, P., Quesada, M., Miranda, A., Jaramillo, V. J., García-Oliva, F., Martínez-Yrizar, A., Cotler, H., López-Blanco, J., Pérez-Jiménez, A., Búrquez, A., Tinoco, C., Ceballos, G., Barraza, L., Ayala, R. & Sarukhán, J. (2005). Ecosystem services of tropical dry forests: insight from long-term ecological and social research on the pacific coast of Mexico. *Ecology and Society* 10(1):1-22.

Matson, J. O. & Christian, D. P. (1977). A laboratory study of seed caching in two species of *Liomys* (Heteromyidae). *Journal of Mammalogy*. 58(4): 670-671.

May, R. M. (1973). Time-delay versus stability in population models with two and three trophic levels. *Ecology* 54 (2):315-325.

May, R. M. (1974). Biological populations with non-overlapping generations: stable points, stable cycles, and chaos. *Science* 186:645-647.

Mc Arthur, R. H. & Wilson, E. O. (1967). The Theory of Island Biogeography. Princeton University Press.

- McDonald, P., Olsen, P. D. & Cockburn, A. (2004).** Weather dictates reproductive success and survival in the Australian brown falcon *Falco berigora*. *Journal of Animal Ecology* 73:683-692.
- McIntosh, R. P. (1985).** The Background of Ecology: Concept and Theory. Cambridge Univ. Press.
- McLaughlin, J. F., Hellmann, J. J., Boggs, C. L. & Ehrlich, P. R. (2002a).** Climate change hastens population extinctions. *Proceedings of the National Academy of Science, USA* 99(9):6070-6074.
- McLaughlin, J. F., Hellmann, J. J., Boggs, C. L. & Ehrlich, P. R. (2002b).** The route to extinction: population dynamics of a threatened butterfly. *Oecología* 132:538-548.
- McMahon, C. R. & Hays, G. C. (2006).** Thermal niche, large-scale movements and implications of climate change for a critically endangered marine mammal. *Global Change Biology* 12:1330-1338.
- McMenamin, S. K., Hadly, E. A. & Wright, C. K. (2008).** Climatic change and wetland desiccation cause amphibian decline in Yellowstone National Park. *Proceedings of the National Academy of Science, USA* 105(44): 16988-16993.
- Medellín, R. A. & Soberón, J. (1998).** Predictions of mammal diversity on four land masses. *Conservation Biology* 13(1):143-149.
- Mendoza, M. A. (2002a).** *Liomys pictus* (Thomas 1893) ratón espinoso de abazones. En Noguera, F. A., Vega-Rivera, J. H., García-Aldrete, A. N. & Quesada-Avenidaño, M. (Eds.). Historia Natural de Chamela. Instituto de Biología UNAM, México.
- Mendoza, M. A. (2002b).** *Peromyscus perfulvus* (Hooper 1955) ratón de las

marismas, ratón de campo arborícola. En Noguera, F. A., Vega-Rivera, J. H., García-Aldrete, A. N. & Quesada-Avedaño, M. (Eds.). Historia Natural de Chamela. Instituto de Biología UNAM, México.

Mendoza, M. A., Miranda, A. (2002) *Osgoodomys banderanus* J A Allen En Noguera, F. A., Vega-Rivera, J. H., García-Aldrete, A. N. & Quesada-Avedaño, M. (Eds.). Historia Natural de Chamela. Instituto de Biología UNAM, México.

Mendoza, M. de los A. (1997). *Efectos de la adición de alimento en la dinámica de poblaciones y estructura de comunidades de pequeños mamíferos en un bosque tropical caducifolio*. Tesis de Maestría. UNAM, Facultad de Ciencias. México. 99 pp.

Merrit, J. F., Lima, M. & Bozinovic, F. (2001). Seasonal regulation in fluctuating small mammal populations: feedback structure and climate. *Oikos* 94(3):505-514.

Meyer, A. H., Schmidt, B. R. & Grossenbacher, K. (1998). Analysis of three amphibian populations with quarter-century long time-series. *Proceedings of the Royal Society of London, Biological Series* 26:523:528.

Milner-Gulland, E. J. & Beddington, J. R. (1993). The exploitation of elephants for the ivory trade: an historical perspective. *Proceedings of the Royal Society of London, Biological Series* 252:29-37.

Mily, P. C. D., Dunne, K. A. & Vecchia, A. V. (2005). Global pattern of trends in streamflow and water availability in a changing climate. *Nature* 438(17):347-350

Miranda, A. & Mendoza, Ma. de los A. (2002). *Oryzomys couesi* J. A. Allen 1897

pp 427-428 en Noguera, F. A., Vega-Rivera, J. H., García-Aldrete, A. N. & Quesada-Avendaño, M. (eds). Historia Natural de Chamela. Instituto de Biología, UNAM, México.

Moore, S. E. & Huntington, H. P. (2008). Arctic marine mammals and climate change: impacts and resilience. *Ecological applications* 18(2) supplement S157-S165

Moran, P.A.P. (1953). The statistical analysis of the Canadian lynx cycle: synchronization and meteorology. *Australian Journal of Zoology* 1:291-308.

Moritz, C., Patton, J. L., Conroy, C. J., Parra, J. L., White, G. C. & Beissinger, S. R. (2008). Impact of a century of climate change on small-mammal communities in Yosemite National Park, USA. *Science* 322:261-264.

Morris, R. F. (1959). Temporal and spatial population dynamics among patches connected by habitat selection. *Oikos* 75:207-219.

Munger, J. C. & Brown, J. H. (1981). Competition in desert rodents: an experiment with semipermeable exclosures. *Science* 211(30):510-512.

Murdoch, W. W. (1994). Population regulation in theory and practice. *Ecology* 75:271-287.

Murray, B. G. (1992). Research methods in physics and biology. *Oikos* 64:594-596.

Murúa, R., González, L. A. & Lima, M. (2003). Second-order feedback and climatic effects determine the dynamics of a small rodent population in a temperate forest of South America. *Population Ecology* 45:19-24.

Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B. & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-

858.

Naeem, S. (1998). Species redundancy and ecosystem reliability. *Conservation Biology*, 12:39-45.

Naeem, S. & Wright, J. (2003). Disentangling biodiversity effects on ecosystem functioning: deriving solutions to a seemingly insurmountable problem. *Ecology Letters* 6:567-579.

Naeem, S., Bunker, D. E., Hector, A., Loreau, M. & Perrings, C. (2009). Biodiversity, ecosystem functioning, and human wellbeing. An ecological and economic perspective. Oxford University Press. 368 pp.

Naeem, S., Loreau, M. & Inchausti, P. (2002). Biodiversity and ecosystem functioning: the emergence of a synthetic ecological framework. (pp. 3-11). *En* Loreau, M., Naeem, S. & Inchausti, P. (Eds). Biodiversity and ecosystem functioning, synthesis and perspectives. Oxford University Press. Great Britain 294 pp.

Naeem, S., Thompson, L. J., Lawler, S. P., Lawton, J. H., Woodfin, R. M. (1994). Declining biodiversity can alter the performance of ecosystems. *Nature*, 368: 734-737.

Nicholls, N., Landsea, C. & Gill, J. (1998). Recent trends in Australian region tropical cyclone activity. *Meteorological and Atmospheric Physics* 65:197-205.

Nichols, J. D., Pollock, K. H. & Hines, J. E. (1984). The use of a robust capture-recapture design in small mammal population studies: a field example with *Microtus pennsylvanicus*. *Acta Theriologica* 29(30):357-365.

Noguera, F. A., Vega-Rivera, J. H., García-Aldrete, A. N. & Quesada-

- Avendaño, M. (2002).** Introducción. *En* Noguera, F. A., Vega-Rivera, J. H., García-Aldrete, A. N. & Quesada-Avendaño, M. (eds). Historia Natural de Chamela. Instituto de Biología, UNAM, México.
- Norrdahl, K. & Korpimäki, E. (2002).** Changes in population structure and reproduction during a 3-yr population cycle of voles. *Oikos* 96:331-345.
- Oksanen, J., Blanchet, G. F., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H. & Wagner, H. (2013).** *vegan*: Community Ecology Package. R package version 2.0-7.
- Orians, G. H., Dirzo, R. & Cushman, J. H. (1996).** Impact of biodiversity on tropical forest ecosystem services (chapter 9. 213-244). *En* Mooney, H.A., Cushman, J. H., Medina, E., Sala, O. E. & Schulze, E.-D. (eds). Functional roles of biodiversity a global perspective. John Wiley and Sons. 493 pp.
- Oro, D., Cam, E., Pradel, R. & Martínez-Abraín, A. (2004).** Influence of food availability on demography and local population dynamics in a long-lived seabird. *Proceedings of the Royal Society of London, Biological Series* 271:387-396.
- Orrock, J. N., Pagels, J. F., McShea, W. J. & Harper, E. K. (2000).** Predicting presence and abundance of a small mammal species: the effect of scale and resolution. *Ecological Applications* 10(5):1356-1366.
- Ortega, J. (1992).** *Composición de la mastofauna en las inmediaciones de la presa El Cajón de Peña, municipio de Tomatlán, Jalisco, México. Tesis de Licenciatura no publicada.* Universidad Autónoma de Guadalajara, Jalisco.
- Ozgul, A., Getz, L. L. & Oli, M. K. (2004).** Demography of fluctuating populations: temporal and phase-related changes in vital rates of *Microtus ochrogaster*.

Journal of Applied Ecology 73:201-215.

Parmesan, C. (2006). Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 37:637-669.

Peña, L. A., Domínguez, Y. & Hernández, B. (2005). *Nyctomys sumichrasti* (701-702). Ceballos, G. y Oliva, G. (Eds). Los Mamíferos Silvestres de México. FCE-CONABIO.

Petchey, O. L., Evans, K. L., Fishburn, I. S. & Gaston, K. J. (2007). Low functional diversity and no redundancy in British avian assemblages. *Journal of Animal Ecology* 76:977-985.

Petchey, O. L. & Gaston K. J. (2002a). Extinction and the loss of functional diversity. *Proceedings of the Royal Society of London B* 269:1721-1727.

Petchey, O. L. & Gaston, K. J. (2002b). Functional diversity FD, species richness, and community composition. *Ecology letters* 5:402-411.

Petchey, O. L. & Gaston, K. J. (2006). Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology letters* 9:741-758.

Petchey, O. L. (2003). Integrating methods that investigate how complementarity influences ecosystem functioning. *Oikos* 101:323-330.

Peters, R. H. (1991). A critique for ecology. Cambridge Univ. Press.

Peterson, A. T., Navarro-Sigüenza, A. G., Martínez-Meyer, E., Cuervo-Robayo, A. P., Berlanga, H. & Soberón, J. (2015). Twentieth century turnover of Mexican endemic avifaunas: landscape change versus climate drivers. *Science Advances* 1(4):1-5.

Pimm, S. L. & Raven, P. (2000). Extinction by numbers. *Nature* 403:843-845.

Podani, J. (1999). Extending Gower's General Coefficient of Similarity to Ordinal

Characters. *Taxon* 48 (2): 331-340.

Poos, M. S., Walker, S. C. & Jackson, D. A. (2009). Functional-diversity indices can be driven by methodological choices and species richness. *Ecology* 90(2):341-347.

Post, E., Forchhammer, M. C., Stenseth, N. & Langvatn, R. (1999). Extrinsic Modification of Vertebrate Sex Ratios by Climatic Variation. *The American Naturalist*. 154(2):194-204.

Post, E., Stenseth, N. C., Peterson, R. O., Vucetich, J. A. & Ellis, A. M. (2002). Phase dependence and population cycles in a large-mammal predator-prey system. *Ecology* 83(11):2997-3002.

Pradel, R. & Lebreton, J.-D. (1999). Comparison of different approaches to the study of local recruitment of breeders. *Bird study* 46 (sup), S74-81.

Pradel, R. (1996). Utilization of capture-mark-recapture for the study of recruitment and population growth rate. *Biometrics* 52:703-709.

Primack, R., Rozzi, R., Feisinger, P., Dirzo, R. & Massardo, F. (2001). Fundamentos de conservación biológica: perspectivas latinoamericanas. Pp 797. *Fondo de Cultura Económica, México.*

Promislow, D. E. L. & Harvey, P. H. (1990). Living fast and dying young: a comparative analysis of life-history variation among mammals. *Journal of Zoology London* 220:417-437.

Purvis, A, & Hector, A. (2000). Getting the measure of biodiversity. *Nature* 405:212-219.

R Core Team (2013). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0,

URL <http://www.R-project.org/>.

Ranta, E., Kaitala, V. & Lundberg, P. (1997). The spatial dimension in population fluctuations. *Science* 278:1621-1623.

Ranta, E., Kaitala, V., Lindstrom, J. & Lindén, H. (1995). Synchrony in population dynamics. *Proceedings of the Royal Society, London* 262:113-118.

Reed, A. W. & Slade, N. A. (2006). Demography and environmental stochasticity: empirical estimates of cotton rat survival. *Journal of Mammalogy*. 87(3):433-439.

Reed, A. W., Kaufman, G. A. & Kaufman, D. W. (2006). Species richness-productivity relationship for small mammals along a desert-grassland continuum: differential responses of functional groups. *Journal of Mammalogy* 87(4):777-783.

Rehmeier, R. L., Kaufman, G. A., Kaufman, D. W. & McMillan, B. R. (2005). Long-term study of abundance of the hispid cotton rat in native tallgrass prairie. *Journal of Mammalogy* 86(4): 670-676.

Reichman, O. J. & Van de Graaf, K. M. (1975). Association between ingestion of green vegetation and desert rodent reproduction. *Journal of Mammalogy* 56(2): 503-506.

Ricker, W. E. (1954). Stock and recruitment. *Journal of Fisheries Research Board of Canada* 5:559-623

Rohr, J. R., Raffel, T. R., Romansic, J. M., McCallum, H. & Hudson, P. J. (2008). Evaluating the links between climate, disease spread, and amphibian declines *Proceedings of the National Academy of Science, USA* 105(45):17436-17441.

- Rosenfeld, J.S. (2002).** Functional redundancy in ecology and conservation. *Oikos* 98:156-162.
- Ross, C. (1988).** The intrinsic rate of natural increase and reproductive effort in primates. *Journal of Zoology, London* 214:199-219.
- Roughgarden, J. (1998).** Primer of ecological theory. Prentice-Hall.
- Rouyer, T., Fromentin, J. M., Ménard, F., Cazalles, B., Briand, K., Pianet, R., Planque, B. & Stenseth, N. C. (2008).** Complex interplays among population dynamics, environmental forcing, and exploitation in fisheries. *Proceedings of the National Academy of Science, USA* 105(14):5420-5425.
- Rowe, R. J., Finarelli, J. A. & Rickart, E. A. (2010).** Range dynamics of small mammals along an elevational gradient over an 80-year interval. *Global Change Biology* 16:2930-2943.
- Royama, T. (1977).** Population persistence and density-dependence. *Ecological Monographs* 47:1-35.
- Royama, T. (1981).** Fundamental concepts and methodology for the analysis of animal population dynamics, with particular reference to univoltine species. *Ecological Monographs* 51:473-393.
- Royama, T. (1992).** Analytical Population Dynamics. Chapman & Hall, London, UK.
- Rudran, R. & Kunz, T. H. (1996).** Ethics in research (appendix 1 251:255) *En:* Wilson, D.E., Cole, F. R., Nichols, J. D., Rudran, R. & Foster, M. S. (Eds). Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for mammals. Smithsonian Institute. 408pp.
- Ruxton, G. D. & Lima, S. L. (1997).** Predator-induced breeding suppression and

its consequences for predator-prey population dynamics. *Proceedings of the Royal Society of London, Biological Series* 264:409-415.

Rzedowsky, J. (1986). Vegetación de México. Limusa. México, 432 pp.

Sæther, B-E., Engen, S., Lande, R., Arcese, P. & Smith, J. N. (2000).

Estimating the time to extinction in an island population of song sparrows. *Proceedings of the Royal Society of London, Biological Series* 267:621-626.

Sæther, B-E., Engen, S., Møller, A. P., Matthysen, E., Adriaensen, F. A.,

Fiedler, W., Leivits, A., Lambrechts, M. M., Visser, M. E., Anker-Nilssen,

T., Both, C., Dhondt, A. A., McCleery, R. H., McMeeking, J., Potti, J.,

Røstad, O. W. & Thomson, D. (2003). Climate variation and regional

gradients in population dynamics of two hole-nesting passerines. *Proceedings of the Royal Society of London, Biological Series* 270:2397-2404.

Saitoh, T., Bjørnstad, O. N. & Stenseth, N. C. (1999). Density dependence in

voles and mice: a comparative study. *Ecology* 80(2):638-650.

Sánchez-Cordero, V. & Fleming, T. H. (1993). Ecology of tropical heteromyids

(chapter 8:596-617). Genoways, H. H. & Brown, J. H. (Eds). Biology of the

Heteromyidae. American Society of Mammalogists special publication #10.

719pp.

Sánchez-Cordero, V. (2001). Elevation gradients of diversity for rodents and

bats in Oaxaca, Mexico. *Global Ecology and Biogeography* 10:63-76.

Sandel, R., Arge, L., Dalsgaard, B., Davies, R. G., Gaston, K.J, Sutherland,

W. J. & Svenning, J.-C. (2011). The influence of late quaternary climate-

change velocity on species endemism. *Science* 334:660-664.

Sanderson, J. G., Diamond, J. M. & Pimm, S. L. (2009). Pairwise co-existence

of Bismarck and Solomon land bird species. *Evolutionary Ecology Research* 11: 1–16.

Santos, M. J., Thorne, J. H. & Moritz, C. (2015). Synchronicity in elevation range shifts among small mammals and vegetation over the last century is stronger for omnivores. *Ecography* 38:556-568.

Schaffer, W. M. & Tamarin, R. H. (1973). Changing reproductive rates and population cycles in lemmings and voles. *Evolution* 27:111-124.

Schloss, C. A., Núñez, T. A. & Lawler, J. J. (2012). Dispersal will limit ability of mammals to track climate change in the Western Hemisphere. *Proceedings of the National Academy of Science, USA* 109 (22):8606-8611.

Schoener, T. W. (1983). Field experiments on interspecific competition. *American Naturalist* 122 (2):140

Seager, R., Ting, M., Held, I., Kushnir, Y., Ju, J., Vecchi, G., Huang, H.-P., Harnik, N., Leetmaa, A., Lau, N.-G., Li, C., Velez, J. & Naik, N. (2007). Model projections of an imminent transition to a more arid climate in Southwestern North America. *Science* 316:1181-1185

Sharov, A. A. (1992). The life-system approach: a system paradigm in population ecology. *Oikos* 63:485-494.

Shaver, G. R., Canadell, J., Chapin III, F. S., Gurevich J., Harte, J., Henry, G., Ineson, P., Jonasson, S., Melillo, J., Pitelka, L. & Rustad, L. (2000). Global warming and terrestrial ecosystems: a conceptual framework for analysis. *Bioscience* 50 (10):871-882.

Sheffield, J., Wood, E. F. & Roderick, M. L. (2012). Little change in global drought over the past 60 years. *Nature* 491:435-438

- Sheil, D. (2001).** Conservation and biodiversity monitoring in the tropics: realities, priorities and distractions. *Conservation Biology* 15(4):1179-1183.
- Sherwin, H. A., Montgomery, W. I. & Lundy, M. G. (2013).** The impact and implications of climate change for bats. *Mammal Review* 43: 171-182.
- Sikes, R., Gannon, W. & The Animal Care and Use Committee of the American Society of Mammalogists. (2011).** Guidelines of the American Society of Mammalogists for the use of wild mammals in research. *Journal of Mammalogy* 92(1):235-253.
- Sikes, R. & The Animal Care and Use Committee of the American Society of Mammalogists. (2016).** Guidelines of the American Society of Mammalogists for the use of wild mammals in research and education. *Journal of Mammalogy* 97(3):663-688.
- Sluydts, V., Crespin, L., Davis, S., Lima, M. & Leirs, H. (2007).** Survival and maturation rates of the African rodent, *Mastomys natalensis*: density-dependence and rainfall. *Integrative Zoology* 2:220-232.
- Smith, C. & Davis, J. M. (1981).** A spatial analysis of wildlife's ten-year cycle. *Journal of Biogeography* 8:27-35.
- SMN, (2004).** <http://smn.cna.gob.mx/ciclones/tempo2004/RTCT2004.pdf>
- Srinivasan, U. T., Dunne, J. A., Harte, J. & Martínez, N. D. (2007).** Response of complex food webs to realistic extinction sequences. *Ecology* 88(3):671-682.
- Stenseth, N. C. (1999).** Population cycles in voles and lemmings: density-dependence and phase dependence in a stochastic world. *Oikos* 87:427-461.
- Stenseth, N. C., Bjørnstad, O. N. & Saitoh, T. (1996b).** A gradient from stable

to cyclic populations of *Clethrionomys rufocanus* in Hokkaido, Japan. *Proceedings of the Royal Society of London, Biological Series* 263:1117-1126

Stenseth, N. C., Bjørnstad, O. N., Falck, T. (1996a). Is spacing behavior coupled with predation causing microtine density cycles? A synthesis of current process-oriented and pattern-oriented studies. *Proceedings of the Royal Society of London, Biological Series* 263: 1423-1435.

Stenseth, N. C., Chan, K., Framstad, E. & Tong, H. (1998). Phase- and density-dependent population dynamics in Norwegian lemmings: interaction between deterministic and stochastic processes. *Proceedings of the Royal Society of London, Biological Series* 265: 1957-1968.

Stenseth, N. C., Falck, W., Bjørnstad, O. N. & Krebs, C. J. (1997). Population regulation in snowshoe hare and Canadian lynx: asymmetric food web configuration between hare and lynx. *Proceedings of the National Academy of Science, USA* 94:5147-5152.

Stenseth, N. C., Ottersen, G., Hurrell, J. W., Mysterud, A., Lima, M., Chan, K., Yoccoz, N. G. & Ådlandsvik, B. (2003a). Studying climate effects on ecology through the use of climate indices: The North Atlantic Oscillation, El Niño Southern Oscillation and beyond. *Proceedings of the Royal Society of London, Biological Series*. 270:2087-2096.

Stenseth, N. C., Viljugrien, H., Saitoh, T., Hansen, T. F., Kittilsen, M. O., Bølviken, E. & Glöckner, F. (2003b). Seasonality, density dependence, and population cycles in Hokkaido voles. *Proceedings of the National Academy of Science, USA* 100(20):11478-11483.

Stephens, P. A., Buskirk, S. W., Hayward, G. D., Martínez del Rio, C. (2005).

Information theory and hypothesis testing: a call for pluralism. *Journal of Applied Ecology* 42:4-12.

Stevens, R. D., Cox, S.B., Strauss, R. E. & Willig, M. R. (2003). Patterns of functional diversity across an extensive environmental gradient: vertebrate consumers, hidden treatments and latitudinal trends. *Ecology Letters* 6:1099-1108.

Sting, L. C., Chan, K., Zhang, Z., Frank, D. & Stenseth, N. C. (2007). Thousand year-long Chinese time series reveals climatic forcing of decadal locust dynamics. *Proceedings of the National Academy of Science, USA* 104 (41): 16188-16193.

Stoddart, C. L., Griffiths, R. E. & Knowlton, F. F. (2001). Coyote responses to changing jackrabbit abundance affects sheep predation. *Journal of Range Management*. 54(1):15-20.

Téllez, G. & Medellín, R. A. (2005). *Oryzomys melanotis* (711-712). En Ceballos, G. y Oliva, G. (Eds). Los Mamíferos Silvestres de México. FCE-CONABIO.

Téllez, G., Mendoza, M. A. & Ceballos, G. (1997). Registros notables de mamíferos del Oeste de México. *Revista Mexicana de Mastozoología*, 2:97-100.

Thibault, K. M. & Brown, J. H. (2008). Impact of an extreme climatic event on community assembly Proceedings of the National Academy of Science, USA205 (9): 3410-3415.

Thibault, K. M., Ernest, S. K. M. & Brown, J. H. (2010). Redundant or complementary? Impact of a colonizing species on community structure and function. *Oikos* 119:1719-1726.

- Tilman, D. (1989).** Ecological experiments: strengths and conceptual problems. *En: Likens, G. (Ed). Sustained Ecological Research: A Critical Need. Millbrook, New York Pp 136-157.*
- Tilman, D. (1999).** The ecological consequences of changes in biodiversity: a search for general principles. *Ecology 80:1455-1474.*
- Tilman, D. (2001).** Functional Diversity (109-121) *En Levin, S. A. (Ed). Encyclopedia of Biodiversity Vol 3. Academic Press.*
- Tkadlec, E. & Zejda, J. (1998).** Density-dependent life histories in female bank voles from fluctuating populations. *Journal of Animal Ecology 67:863-873.*
- Tkadlec, E. & Stenseth, N. C. (2001).** A new geographical gradient in vole population dynamics. *Proceedings of the Royal Society of London, Biological Series 268:1547-1552.*
- Tom, M. S. & Harte, J. (2006).** Missing feedbacks, asymmetric uncertainties, and the underestimation of future warming. *Geophysical Research Letters 33(10): L10703.*
- Tuljapurkar, S., Gaillard, J.-M. & Coulson, T. (2009).** From stochastic environments to life histories and back. *Philosophical Transactions of the Royal Society, London, Biological Series 364:1499-1509.*
- Turchin, P. & Hanski, I. (1997).** An empirically based model for latitudinal gradient in vole population dynamics. *American Naturalist 149(5):842-874.*
- Turchin, P. & Hanski, I. (2001).** Contrasting alternative hypothesis about rodent cycles by translating them into parameterized models. *Ecology Letters 4:367-276.*
- Turchin, P. & Taylor, A. D. (1992).** Complex dynamics in ecological time series.

Ecology 73(1):289-305

Turchin, P. (1990). Rarity of density-dependence or population regulation with lags? *Nature* 344:660-663.

Turchin, P. (1995). Population regulation: old arguments and a new synthesis, pages 19-40 in Capuccino, N & Price, P. W., eds. Population Dynamics: new approaches and synthesis. Academic Press, San Diego California, U.S.

Turchin, P. (2001). Does population ecology have general laws? *Oikos* 94 (1):17-26.

Tyler, N. J., Forchammer, M. C. & Øritsland, N. A. (2008). Nonlinear effects of climate and density in the dynamics of a fluctuating population of reindeer. *Ecology* 89(6):1675-1686.

Valone, T. J. & Brown, J. H. (1995). Effects of competition, colonization, and extinction on rodent species diversity. *Science* 267:880-883.

Valone, T. J., Brown, J. H. & Jacobi, C. L. (1995). Catastrophic decline of a desert rodent, *Dipodomys spectabilis*: insights from a long-term study. *Journal of Mammalogy* 76 (2): 428-436

Vechi, G. A. & Soden, B. J. (2007). Effect of remote sea surface temperature change on tropical cyclone potential intensity. *Nature* 450: 1066-1071.

Verborgh, P., De Stephanis, R., Pérez, S., Jaget, Y., Barbraud, C. & Guinet, C. (2009). Survival rate, abundance, and residency of Long-finned pilot whales in the Strait of Gibraltar. *Marine Mammal Science* 25(3):523-536.

Verin, M., Bourg, S., Menu, F. & Rajon, E. (2015). The neutral evolution of iteroparity. *Cornell university Library arXiv:1502.05508v2*.

Vessey, S. H., Vessey, K. B. (2007). Linking behavior, life history and food

supply with the population dynamics of White-Footed Mice (*Peromyscus leucopus*). *Integrative Zoology* 2:123-130.

Villéger, S., Mason, N. W. H. and Mouillot, D. (2008) New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology* 89:2290-2301.

Volterra, V. (1926). Fluctuations in the abundance of a species considered mathematically. *Nature* 118:558-600.

Walker, S. C., Poos, M. S. & Jackson, D. A. (2008). Functional rarefaction: estimating functional diversity from field data. *Oikos* 117:286-296.

Walther, G.-R., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee, T. J. C. Fromentin, J.-M., Hoegh-Guldberg, O. & Bairlein, F. (2002). Ecological responses to recent climate change. *Nature* 416:389-395.

Watson, A., Moss, R. & Rothery, P. (2000). Weather and synchrony in 10-year cycles of rock ptarmigan and red grouse in Scotland. *Ecology* 81 (8):2126-2136.

Weiher, E. & Keddy, P. (1999). Ecological Assembly Rules, perspectives, advances, retreats. Cambridge University Press. New York.

Welbergen, J. A., Klose, S. M., Markus, N. & Eby, P. (2008). Climate change and the effects of temperature extremes on Australian flying foxes. *Proceedings of the Royal Society Series B, Biological Sciences* 275:419-425.

Weltzin, J. K., Loik, M. E., Schwinning, S., Williams, D. G., Fay, P. A., Haddad, B. M., Harte, J., Huxman, T. E., Knapp, A. K., Lin, G., Pockman, W. T., Shaw, R., Small, E. E., Smith, M. D., Smith, S. D., Tissue, D. T. & Zak, J. C. (2003). Assessing the response of terrestrial ecosystems to potential

changes in precipitation. *BioScience* 53(10):941-952.

White, G. C. (2013). Program MARK version 7.1.

<http://warnercnr.colostate.edu/~gwhite/mark/mark.htm>

Whitfield, S. M., Bell, K. E., Philippi, T., Sasa, M., Bolaños, F. Chaves, G.,

Savage, J. M. & Donnelly, M. A. (2007). Amphibian and reptile declines over

35 years at La Selva, Costa Rica. *Proceedings of the National Academy of*

Science, USA 104 (20): 8352-8356

Williams, E., Bolitho, E. E., Fox, S. (2003). Climate change in Australian tropical

rainforests: an impending environmental catastrophe. *Proceedings of the Royal*

Society London Biological Series 270:1887-1892.

Winkleman, J. R. (1962). Mammal records from Guerrero and Michoacán,

Mexico. *Journal of Mammalogy*. 43 (1):108-109.

Wright, S. J. (2002). Plant diversity in tropical forests: a review of mechanisms

of species coexistence. *Oecología* 130:1-4.

Wright, S. J., Carrasco, C., Calderón, O. & Paton, S. (1999) The El Niño

southern oscillation, variable fruit production, and famine in a tropical forest.

Ecology 80(5): 1632-1647

Yoccoz, N. G., Nataka, K., Stenseth, N. C. & Saitoh, T. (1998). The

demography of *Clethrionomys rufocanus*: from mathematical and statistical

models to further field studies. *Research in Population Ecology* 40:107-122.

Anexo 46. Artículo requisito

RESEARCH ARTICLE

Two decades of climate driving the dynamics of functional and taxonomic diversity of a tropical small mammal community in western Mexico

Edgard David Mason-Romo¹*, Ariel A. Farías², Gerardo Ceballos¹

1 Laboratorio de Ecología y Conservación de Fauna Silvestre, Departamento de Ecología de la Biodiversidad, Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, México City, México, **2** Centro Universitario Regional del Este (CURE), Maldonado, Punta del Este, Uruguay

* These authors contributed equally to this work.

* emason@ieciologia.unam.mx



OPEN ACCESS

Citation: Mason-Romo ED, Farías AA, Ceballos G (2017) Two decades of climate driving the dynamics of functional and taxonomic diversity of a tropical small mammal community in western Mexico. *PLoS ONE* 12(12): e0189104. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0189104>

Editor: Bi-Song Yue, Sichuan University, CHINA

Received: May 4, 2017

Accepted: November 15, 2017

Published: December 11, 2017

Copyright: © 2017 Mason-Romo et al. This is an open access article distributed under the terms of the [Creative Commons Attribution License](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/), which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original author and source are credited.

Data Availability Statement: The authors confirm that all data underlying the findings are fully available without restriction. All relevant data are within the Supporting Information files.

Funding: The only institutional financial support received for this project was from the Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, CONACyT (<http://www.conacyt.gob.mx/>) and it was divided in two parts. The first one was a PhD student grant (grant number 205321) for Edgard Mason-Romo, which lasted from 2011-2015) and it was destined to maintenance (the amount was 32,000 USD divided

Abstract

Understanding the effects of global climate disruption on biodiversity is important to future conservation efforts. While taxonomic diversity is widely studied, functional diversity of plants, and recently animals, is receiving increasing attention. Most studies of mammals are short-term, focus on temperate habitats, and rely on traits described in the literature rather than generating traits from observations. Unlike previous studies, this long-term field study assessed the factors driving the functional and taxonomic diversity of small-mammal assemblages in dry tropical forests using both traits recorded from literature and a demographic database. We assessed the drivers (abundance and biomass, temperature and rainfall) of taxonomic richness and functional diversity for two rain-driven seasons in two adjacent but distinct forests—upland and lowland (arroyo or riparian) forests. Our analysis found that rainfall, both seasonal and atypical, was the primary factor driving functional and taxonomic diversity of small-mammal assemblages. Functional responses differed between the two types of forests, however, with effects being stronger in the harsher conditions of the upland forests than in the less severe conditions prevailing in the arroyo (riparian) forest. The latter also supports a richer, more diverse, and more stable small-mammal assemblage. These findings highlight the importance of climate to tropical biological diversity, as extreme climate events (hurricanes, droughts and floods) and disruption of rainfall patterns were shown to decrease biodiversity. They also support the need to preserve these habitats, as their high taxonomic diversity and functional redundancy makes them resilient against global climate disruption and local extreme events. Tropical dry forests constitute a potential reservoir for biodiversity and the ecosystem services they provide. Unfortunately, these forests are among the most endangered terrestrial ecosystems because of deforestation and the likely impacts of global climate disruption.

among four years) and a mobility grant (grant number 202672) and it was given for Edgard Mason-Romo to go to Santiago de Chile to work with Ariel Farias on the methodological and statistical analysis, the first half of 2013, (the amount was around 2,000 USD for six months abroad). Any other financial support was given directly either by Edgard Mason-Romo family and the researchers of the Pontificia Universidad Católica de Chile (Mauricio Lima and Fabián Jaksic) who helped Edgard Mason-Romo financially to be working abroad analyzing the data for this study.

Competing interests: The authors have declared that no competing interests exist.

Introduction

Understanding the drivers and consequences of biological diversity is a central objective for biologists and ecologists [1–3]. The current human-caused disruption in global climate has made this issue the more urgent, as projections include global increases in temperature, disruptions in rainfall patterns and a higher probability of extreme climate events [4–11], which may affect biodiversity [12]. In fact, climate change scenarios have already become dramatic reality [12–25], accelerating species loss and raising concerns about its effects on ecosystem processes and functioning, provision of ecosystem goods and services, and environmental sustainability [26–28]. The effects of species loss on ecosystem functioning constitute a complex issue. One way to analyze the consequences of species loss is to assess functional diversity. Functional diversity is the conjunction of components—species and their functional traits—that influence how ecosystems function [29–32], and it is measured as the variability in organisms' traits related to ecosystem functioning. Drivers of functional diversity are biotic (such as interactions among species), abiotic (such as environmental filtering), or stochastic (random processes, not ascribed to biotic or abiotic causes) [33–35]. Traits are defined as organisms' characteristics that affect how they respond to or affect their environment; traits are highly relevant to organisms' maintenance of the ecosystem services of the areas they inhabit (such as nutrient cycling in the soil by colonial prairie dogs, or habitat provision by aquatic dam-building beavers) [1,31,34,36–40]. Thus, analysis of functional diversity is based on the assumption that negative impacts on this biodiversity component will impair ecosystem processes [26,28].

Local species richness and intrinsic functional redundancy in the species pool (i.e., the overall similarity in functional traits among species in the regional assemblage [32]) determine how functional diversity responds to random changes in species number and composition (species richness–functional diversity association, SFD [32,41]). Further, different environmental drivers may selectively affect species according to their traits, either buffering or enhancing the slope of the SFD (i.e., increasing or decreasing extrinsic functional diversity [35]). Biotic interactions such as predation and facilitation, and abiotic conditions such as nutrient or water availability and temperature, can act as environmental filters. That is, they can select a relatively narrow set of traits from those available in the species pool, which results in consistently lower functional diversity than that expected from the SFD [32,35,42]. On the other hand, species interactions (such as competition) may promote trait differentiation (such as niche segregation, functional complementarity) and higher-than-expected functional diversity [43,44]. Thus, factors affecting the strength of those drivers may have consistently negative or positive effects on functional diversity, by either affecting species richness or directly constraining species composition according to their traits.

Therefore, assessing the relative importance of different environmental drivers on the functional diversity of species assemblages needs to distinguish the effects of factors affecting species richness from those affecting the size and magnitude of deviations of observed functional diversity from that predicted by the SFD [35,43,44]. Furthermore, temporal changes in functional diversity result from local extinction (or emigration) and colonization of species with different functional traits [14,35,44]. Such changes add traits to, or remove traits from, the existing assemblage. However, factors affecting functional diversity have seldom been analyzed in dynamic terms by autocorrelation in long-term time series [42,43]. For example, several studies have tested for regulation (i.e., negative autocorrelation) of species richness and ascribed their results to either niche processes or species pool limitations [45,46]. However, these studies largely ignored functional diversity, which is based on the traits that define

species niches and has a well-defined association with the size and composition of the species pool [32,35,42,43,47].

Knowledge of the relative importance of different driving factors on functional diversity is greatest for plants, improving for animals, but still scarce for mammals [29,31–35,42]. Most publications rely on short-term, bibliographical data concerning functional traits and involve communities in the temperate region (two studies by Farias and Jaksic [42,43] are noteworthy exceptions). Research on animals to date has to a large extent neglected the tropics, the globe's richest and most diverse region. Specifically, tropical dry forests are among the most threatened terrestrial ecosystems on Earth, subject to land-use changes, overexploitation, and extreme climate events resulting from climate change [37–39,48–53]. Understanding how these factors drive the diversity of tropical mammals using long-term biological and climate monitoring is a pivotal task we have not yet undertaken.

Under the strong pressure that current global climate disruption exerts on biodiversity (mainly involving habitat loss and fragmentation, species introduction and biotic homogenization), the most endangered species are those that live in ecosystems under threat, have restricted geographic distribution, and dispersal limitations (i.e., they are unable to travel through altitudinal or latitudinal gradients) [12,23–25,54–58]. Many tropical mammals are among these species, as most are small (which limits their dispersal), endemic to areas as small as few thousand square kilometers, and currently undergoing unprecedented habitat loss [1,37,38,59]. Yet some of these endemic species can exhibit unique functional traits. Thus, losing endemic species not only erodes global diversity, but also can irreversibly impair functional diversity in tropical ecosystems.

Mexico is an ideal proving ground to understand how climate affects such diversity in a region rich in endemic mammals, thanks to geographical, historical, climatic and biotic factors over millennia [60–62]. More than 200 of its over 520 mammal species are endemic [39,60,63–65], with most being small mammals and over 70% rodents. These endemic animals include the only continental terrestrial carnivore endemic to Mexico, *Spilogale pygmaea* (pygmy spotted skunk), and one of the most restricted genres of all mammals, *Xenomys nelsoni*, consisting of only a single species, Magdalena wood rat, both of which have a conservation status of “threatened” [60,61,66]. Mexico's “hot spots” for endemic mammals are the southeastern rainforests and the Pacific slope dry tropical forests [60]. Unfortunately, these regions are suffering from extensive land use change, urbanization, and deforestation, causing the natural habitats for these species to decrease rapidly over the past 50–100 years [60–62,66]. Yet, most of our knowledge about the drivers of endemic mammal biodiversity in these hot spots are from short-term field data or studies.

In this paper, we endeavor to unravel the relative influence of different environmental drivers on the functional diversity of the small-mammal fauna of seasonal tropical dry forests of southwestern Mexico, a fauna rich in endemic species, using a dynamic approach to analyze long-term (19-year) time series. Particularly, we focused on the effects of seasonal and inter-annual variation in precipitation that characterize this ecosystem. Further, we took advantage of heterogeneity in vegetation cover and exposure to desiccation between two forest types (upland and arroyo or riparian forests), which are expected to differ in the strength of environmental filters.

We addressed the following five specific questions: **I.** Are the endemic species of small mammals from Western Mexico functionally redundant or, on the contrary, do they show distinct (complementary) ecological roles? **II.** Does functional diversity vary with species richness as expected from the SFD (i.e., random sorting from the species pool), or does it show patterns consistent with environmental filtering or interspecific competition? **III.** How do environmental factors affect deviation of observed functional diversity from SFD predictions? **IV.**

Does the relative importance of these factors differ between habitats and/or seasons? V. Does functional diversity show evidence of regulation (negative autocorrelation)?

To assess the relative importance of biotic and abiotic factors as drivers of community structure, the observed functional diversity can be compared with that expected from random subsets of the species pool. Following Hansen *et al.* and Schindler [42,43], we inferred that competitive interaction (the limiting-similarity hypothesis) dominates the structure of small-mammal assemblages if observed values of functional diversity were consistently above those predicted by the null model (higher-than-expected functional diversity) for a given species richness level. In turn, we concluded that habitat or abiotic conditions (the environmental-filter hypothesis) constrain functional diversity if the observed values tended to consistently fall below those predicted by the null model (lower-than-expected functional diversity). If the observed functional diversity values were within those predicted by the null model, we concluded that they did not differ from chance, and no inference could be made about the mechanism behind the observed functional diversity.

Methods and materials

Setting

The climate of Chamela-Cuixmala Biosphere Reserve, a nature reserve on the Pacific coast in the state of Jalisco, Mexico (19°30'N, 105°03'W), is classified as a tropical wet-and-dry climate with summer showers and canicula [Awo (x') I] in the Trewartha system, with 80% of rainfall on summer and fall (June to October), and a marked dry season, somewhat dry from November through February and severely dry from March to May [67,68]. The average annual rainfall from 1990 to 2007 plus 2012 was 850 ± 297 mm (mean \pm SD). The driest year of the time series was 2005, with rainfall of 383.8 mm, and the wettest was 1992 with over 1,393 mm (Fig 1A). In addition, there was a severe weather event in January 1992, resulting from atypical rainfall of 649 mm, which contrasts strongly with a January average of 35.3 ± 135.3 mm [67,68].

These seasons of extremely different precipitation cause dramatic phenological changes over the year. The Chamela-Cuixmala reserve includes over 13,000 ha of very well-preserved tropical dry forests; most of its area is occupied by upland forest, growing on the slopes, with young and shallow soils less than 1 m deep. Average tree canopy is around 10–15 m high, and tree species lose over 95% of their leaves during the dry season [68].

By contrast, the arroyo forests, the other prevalent vegetation type, are found in lowlands contiguous to upland forests, and their deeper (1–1.5 m), flat, alluvial and sandy soils retain more moisture than those of the upland forest. This allows tree canopies to reach 15–40 m high and to lose fewer leaves (50%–75% during the dry season) than trees in the upland forest [67].

Chamela-Cuixmala is a rare pristine tropical dry forest. Yet, the surrounding areas are subject to extensive deforestation, urbanization and pressure from cattle ranching. This context makes Chamela-Cuixmala an ideal study site for understanding the drivers of biodiversity in the absence of human-induced factors (others than global climate disruption). But, due to the extensive disturbance of the surrounding area, its biodiversity is highly vulnerable to local extinctions because of low potential for immigration or for rescue effects from similar habitats in the region.

Field data methods

We monitored small mammals over 19 years (monthly from 1990 to 1995 and bimonthly from 1996 to 2007 as well as in 2012) at six half-hectare sites, two sites in arroyo forest and four in the contiguous upland forest. All six sites were within the Chamela-Cuixmala Biological

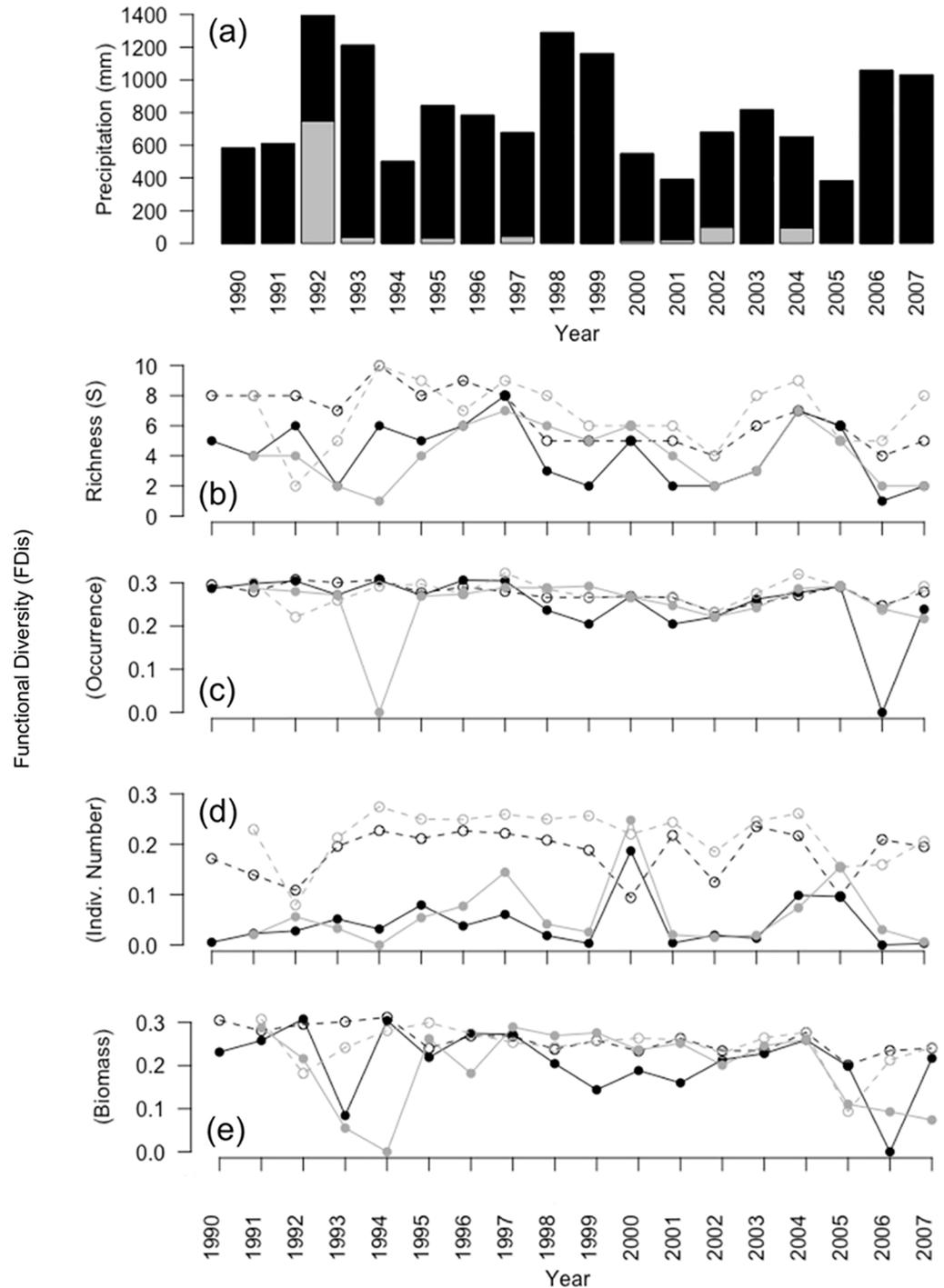


Fig 1. Temporal dynamics of (a) precipitation, (b) species richness, and functional diversity based on (c) species occurrence (incidence), (d) relative number of individuals, and (e) biomass, for the wet (black) and dry seasons (gray) for upland (continuous lines and filled dots) and arroyo forests (broken lines and open dots).

<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0189104.g001>

Station of the Universidad Nacional Autónoma de México, in Chamela-Cuixmala Biosphere Reserve. Mammals were captured using 64 Sherman traps baited with rolled oats mixed with peanut butter and vanilla). Traps were activated before dusk and were checked just after dawn

to prevent heat stroke. This procedure also ensured that both nocturnal and diurnal species (shrews) could be captured and released without harm [69]. Animals captured in the traps were weighed using a metric Pesola^(R) conventional spring scale (from 10 g to 500 g, depending on the species captured), measured with a plastic metric ruler and released live on the same site where they were captured. All processes took no longer than five minutes per animal to avoid causing stress to the animal, and no animals were marked, sampled or killed. We strictly followed the American Society of Mammalogists guidelines for capturing, handling and releasing small wild mammals [69].

Functional diversity analysis

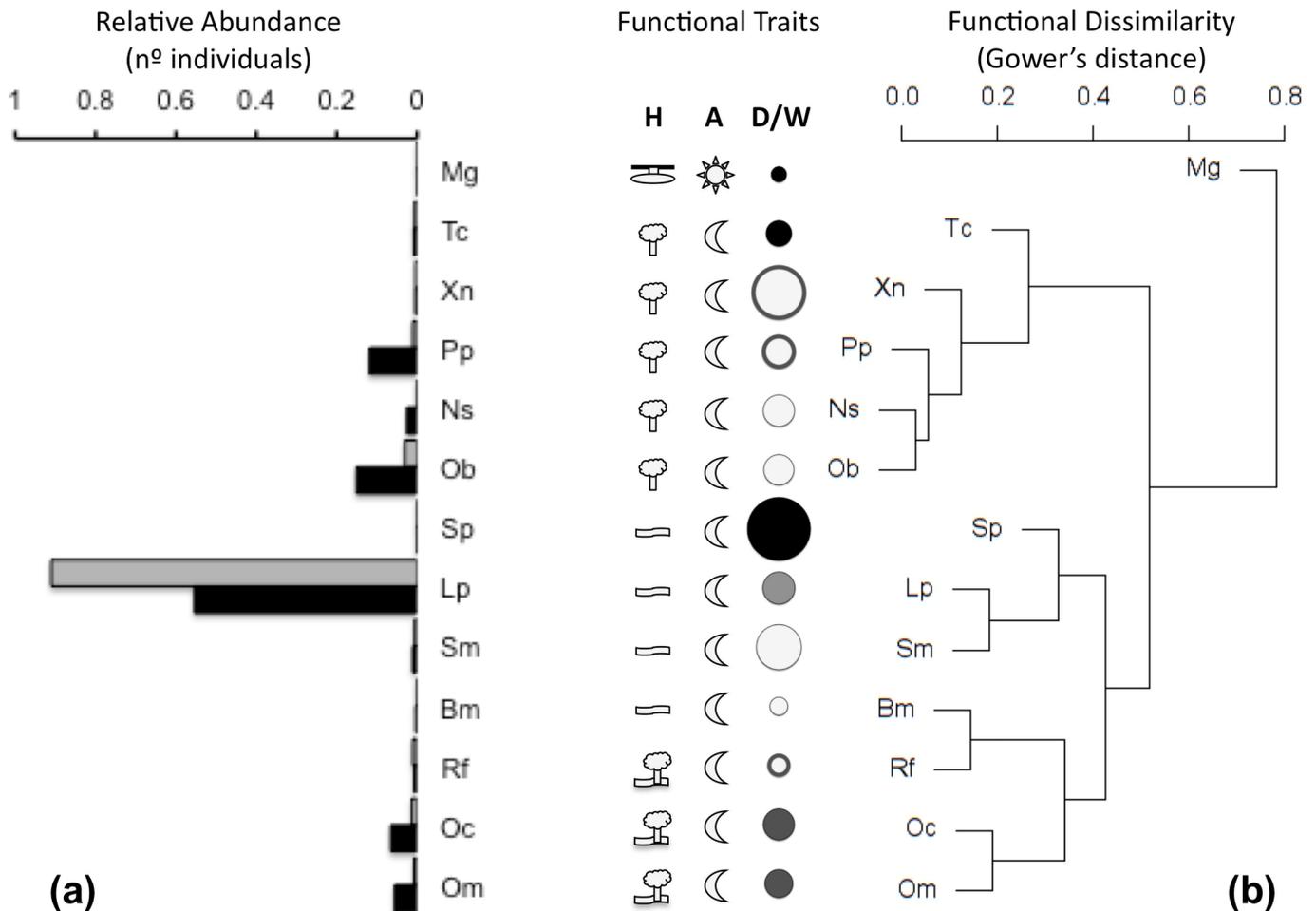
To assess the functional diversity of the small mammals of the two contiguous tropical dry forests, a functional trait database was built from published information [70–72], and new data collected during the period of this study included data on the species' habitat, stratum, diet, temporal activity, biomass and commonness (measured as average abundance). Field data provided information on mean biomass and abundance of small mammals, biomass is been proven related to functional diversity for other species [30]. Mean biomass was transformed to log10 to reduce the effect of the few relatively large species, and standardized by dividing by the standard deviation. Literature database was obtained by using IUCN [72] habitat categories, and defining species proportional use with information published by mammalogical compilations, just as the other three categories (habitat use (stratum), diet and temporal activity) [61,70,71]. Every variable was quantified into a proportion, for the sum of all their values, for every species, was 1. All data, on the functional traits used, available from the literature used was included.

Habitat use, habitat (stratum use), diet and temporal activity were quantified as multivariate traits, with a score assigned to different categories (e.g., nocturnal, crepuscular or diurnal for temporal activity; see details in S1 Table) according to their proportional use for each species. Because the relative use of the different categories of each multivariate trait are expected to show some degree of co-linearity, their dimensionality was reduced by performing a principal coordinates analysis (PCoA), using the *capscale* function of the vegan R-package [73] in the R programming environment [74]. Previously, Euclidean distance matrices were obtained with the *dist* function of the vegan package [73]. Those axes explaining over 75% of the observed variability were retained as orthogonal functional traits, and included, along with mean biomass, as columns in a functional trait matrix (**T**). Then, a matrix of functional dissimilarity among species (**G**) was obtained using the Gower's distance [30,42,75–78]:

$$g_{ij} = \text{sum}(W_k * D_{ijk}) / \text{sum}(W_k)$$

where D_{ijk} is dissimilarity (i.e., Euclidean distance) in (univariate or multivariate) functional trait k between species j and i , and W_k is a weighting factor inversely proportional to the total variance accounted for each (univariate or multivariate) functional trait k —i.e., $W_k = 1$ for the standardized mean biomass (univariate) and $W_k = 1/sk$ for multivariate functional trait k , where sk is the total variance explained by the corresponding selected axes of the PCoA. Thus, each functional trait contributes similarly to functional differentiation among species (**G**) irrespective of its dimensionality (univariate or multivariate) and the original units used in their quantification. The resulting main pattern of functional dissimilarity among species is illustrated in the dendrogram (Fig 2B), which was obtained by applying an agglomerative-hierarchical cluster analysis on matrix **G**.

From matrix **G**, functional diversity was assessed yearly for each season (dry/wet) and forest type (upland/arroyo) using the functional dispersion (FDIs) index [79], based on either (1)



D: ● Insectivore ● Omnivore ● Granivore ○ Herbivore-Omnivore ○ Herbivore-Granivore
A: ☀ Diurnal ☾ Crepuscular-Nocturnal
H: 🐭 Semifossorial 🐭 Ground-dweller 🌳 Scansorial 🌳 Arboreal-Semiarboreal

Fig 2. Schematic summary of assemblage composition for small mammals in tropical dry forests of western Mexico: (a) relative abundance for upland (black) and arroyo forests (gray), and (b) functional dissimilarity dendrogram and summary of functional traits for habitats: strata use (H), daily activity patterns (A), diet (D: circle color) and individual biomass (i.w.) weight, (W: proportional to circle size). Abbreviations for species: Bm (*Baiomys musculus*), Lp (*Liomys pictus*), Mg (*Megasorex gigas*), Ns (*Nyctomys sumichrasti*), Oc (*Oryzomys mexicanus*), Om (*Oryzomys melanotis*), Ob (*Osgoodomys banderanus*), Pp (*Peromyscus perfulvus*), Sm (*Sigmodon mascotensis*), Sp (*Spilogale pygmaea*), Tc (*Tlacuatzin canescens*), Xn (*Xenomys nelsoni*). Further data in supplementary material (appendices).

<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0189104.g002>

species occurrence (i.e., incidence as presence/absence, FDo), as an estimate of functional richness (i.e., the dispersion of functional traits present in the assemblage in the multivariate space), (2) the (relative) number of individuals of each species (FDn), or (3) the relative biomass of each species captured (FDw); the latter two included an evenness component [31]. $FDn = FDo$ and $FDw = FDo$ when functional evenness is highest (i.e., when species abundance is evenly distributed on the multivariate functional space), and $FDn < FDo$ and/or $FDw < FDo$ when functional evenness is lower. FDis estimates were obtained using the *dbFD* function in the FD R-package [80].

Determination of functional redundancy. To assess the level of functional redundancy in the assemblage, observed FDis values were contrasted against expectations from a null model that accounts only for species richness and the composition of the species pool (i.e., all species captured during the 19-year period). Null model predictions were calculated in R [74] by simulating 1,000 random extinction trajectories from the species pool. In each trajectory, species are subtracted from the pool one at a time, until only one is left (zero functional diversity), thus obtaining $S - 1$ random assemblages (where S represents species richness in the pool) [14,43]. Thus, 1,000 random assemblages were obtained for each level of species richness from 1 to $S - 1$, and the FDis indices were calculated for each of the assemblages, using the matrix G (see above, and S2–S9, Tables, S10 Table for acronyms). For each species richness level, the mean and distribution of the 1,000 FDis values represent the null-model prediction and the potential range for FDo (or FDn and FDw when evenness is maximal, see above).

The form of the random association between species richness and functional diversity (SFD) predicted by the model indicates the sensitivity of functional diversity to random species loss (i.e., the intrinsic functional redundancy [35]); a linear SFD indicates high functional complementarity (low intrinsic redundancy) and sensitivity to species loss, while an asymptotic association suggests high intrinsic redundancy and resilience to species loss.

Then, observed values of FDis were contrasted against null-model predictions to quantify deviations that could be attributed to environmental filters (i.e., higher-than expected redundancy) or species interactions (i.e., higher-than expected complementarity) [35,43,79]. In addition, FDis values predicted by the null model are expectations for FDo, and for FDn or FDw when evenness is maximal. Similar deviations for FDo (dFDo) and for FDn or FDw (dFDn or dFDw, respectively) indicate that dFDo values result mainly from species composition, whereas when $dFDn < dFDo$ or $dFDw < dFDo$, uneven representation of species with different functional traits also contribute to differences between observed and expected functional diversity.

Modeling factors affecting functional diversity. Drivers of the temporal dynamics of functional diversity were assessed with auto-regressive linear models. Models were fitted separately for the dry and wet seasons of each year, and differences between forest types were assessed by including habitat (i.e., forest type [HAB]: upland vs. arroyo forest), and its interaction with environmental drivers, as additional factors in the model. As water availability constitutes a major limiting factor in dry forest ecosystems, the main tested environmental driver was seasonal precipitation of the current (Ppt) and previous season ($Ppt - 1$, i.e., previous dry season for wet-season data, and vice versa). In addition, seasonal averages of daily mean, maximum and minimum (T_{MEAN} , T_{MAX} , T_{MIN}) temperatures were also included as predictor variables in the model. Finally, a dummy variable (YR92) was included to account for environmental effects associated with the anomalous precipitation recorded in the dry season of 1992, which not accounted for in the variables described above. Year was occasionally included to account for long-term temporal trends not accounted for by the environmental drivers.

Temporal variations in functional diversity may be caused by local colonization and extinctions of species (either true or apparent, due to changes in abundance and detection probability of rarer species) and subsequent changes in the repertory of functional traits present in the assemblage. These dynamics of additions and deletions of species from the assemblage may result in temporal autocorrelation with previous assemblage composition. Thus, the effects of environmental drivers may be best expressed as the net rate of change of biodiversity rather than on its resulting absolute value, and fitted models for any given biodiversity estimator Y

take the following form:

$$Y_t = \alpha + Y_{t-1} + B \cdot X_t + \beta H \cdot HAB_t + I \cdot (HAB_t \cdot X_t) + \varepsilon$$

or, rearranging:

$$\Delta Y_t = Y_t - Y_{t-1} = \alpha + B \cdot X_t + \beta H \cdot HAB_t + I \cdot (HAB_t \cdot X_t) + \varepsilon$$

where Y_t and Y_{t-1} are the value of the biodiversity parameter at the current and previous season, respectively, ΔY_t is the resulting rate of change, α is a general intercept, X_t is a matrix of N environmental drivers included as predictor variables for each time t , B and I are vectors of regression coefficients (i.e., $B = \{\beta_1, \beta_2, \dots, \beta_N\}$, $I = \{\gamma_1, \gamma_2, \dots, \gamma_N\}$) for environmental drivers and their interaction with habitat, respectively, and ε is a normal error term ($\varepsilon = N(0, \sigma)$).

Environmental drivers can directly affect functional diversity by constraining the presence or relative abundance of species with certain functional traits, or indirectly (through the SFD) by affecting species richness. Accordingly, to distinguish drivers affecting functional diversity directly or indirectly, we first modeled their effects on the net rate of change in species richness (ΔS), and then on the rate of change (ΔFDo , ΔFDo , and ΔFDw) of deviations from null model predictions of observed functional diversity based on species occurrence and on number and biomass of individuals ($dFDo$, $dFDn$, and $dFDw$, respectively). The latter models represent the influence of environmental drivers on functional diversity that it is not explained by the SFD, and that could enhance or buffer the effects of species loss or addition to the assemblage (i.e., decrease or increase its extrinsic functional redundancy [35]). Species richness (a counting variable) was normalized through log-transformation, and its rate of change took the following form:

$$\Delta S_t = \log(S_t) - \log(S_{t-1}) = \log(S_t/S_{t-1})$$

Species interactions may generate additional autocorrelation in the different biodiversity parameters if colonization, extinction or demographic responses depend on the occurrence and/or functional traits of other species. In particular, negative autocorrelation could indicate some degree of regulation in the dynamic of biodiversity, a pattern previously assessed for species richness but largely unexplored for functional diversity [42]. Thus, in modeling species richness and functional diversity dynamics, we included additional terms for species richness and both species richness and functional diversity (deviations from null-model predictions), respectively, in the previous season (S_{t-1} , $dFDo_{t-1}$, $dFDn_{t-1}$, $dFDw_{t-1}$) and the same season of the previous year (S_{t-2} , $dFDo_{t-2}$, $dFDn_{t-2}$, $dFDw_{t-2}$), along with their interaction with habitat.

Finally, population size and, thus, the number of individuals captured for each species vary greatly among years (Fig 1). This may affect the species richness and functional diversity due to under-representation of the less abundant species in samples. Thus, the total number of individuals captured for all species was included, log-transformed, as a co-variable in the models to account for spurious effects due to sample size.

Model selection was performed using the Akaike's information criterion corrected for small sample sizes (AICc) [81,82], and proceeded first using a backwards algorithm, starting with a full model and then deleting one variable at a time (first the interaction terms, and then the main factors) until a simple model was selected. Then, a stepwise procedure was used to improve the selected model, by inspecting the distribution and behavior of residuals, transforming variables when necessary, and testing whether adding variables decreased the AICc value. This procedure was repeated for all of the biodiversity parameters (species richness, and functional diversity based on occurrence, number of individuals and biomass) and the two seasons (dry/wet), resulting in eight selected models. To assess the relative importance of

each predictor in the selected models, their partial determination coefficients were assessed as: $R_{2X} = R_2 - R_2 - X$, where R_{2X} is the partial determination coefficient for predictor X , R_2 is the model's determination coefficient, and $R_2 - X$ is the determination coefficient for the model without variable X its interactions.

Results

Species

We captured 13 species of small mammals during the 19 years of fieldwork, representing 66% of the mammalian species previously identified in the region [61,83]. The 13 species are: *Baiomys musculus* (southern pygmy mouse), *Liomys pictus* (painted spiny pocket mouse), *Megasorex gigas* (Mexican shrew), *Nyctomys sumichrasti*, (vesper rat), *Oryzomys melanotis* (black-eared rice rat), *Oryzomys mexicanus* (Coues's rice rat), *Osgoodomys banderanus* (Michoacán deer mouse), *Peromyscus perfulvus* (tawny deer mouse), *Reithrodontomys fulvescens* (fulvous harvest mouse), *Sigmodon mascotensis* (west Mexican cotton rat), *Spilogale pygmaea* (pygmy spotted skunk), *Tlacuatzin canescens* (grayish mouse opossum) and *Xenomys nelsoni* (Magdalena wood rat). Fifty per cent of these species are endemic to Mexico, including three that are the only species in their genus (S1 Table). Overall, *L. pictus* was the numerically dominant species in the assemblage, reaching 90% of captures in upland forest, and 55% in arroyo forest, where abundance was more evenly distributed between this and other medium-sized (i.e., 35–40 g) species (Figs 1B and 2A).

Functional traits and demographic results. We created a database with the functional traits of every species (S1 Table, data on S11–S13 Tables), and obtained the arithmetical average weight for every species and the abundance for every species in both dry and wet seasons for the two habitats (S14 Table). Although both habitats share all the species (Fig 1B) and there was no difference in weight between habitats, there were striking differences in abundance between the two community structures (S12 and S13 Tables). In upland forest, over 90% of the individuals captured were *L. pictus*, while in arroyo forest, assemblages were more balanced, with only around 55% of the captures being *L. pictus* (Fig 2A).

Composition. The assemblage was numerically dominated by the medium-sized ground-dweller granivore *L. pictus*, with lower representation of omnivore scansorial species of the genus *Oryzomys* and of three medium-sized arboreal (unspecialized) herbivores (i.e., *P. perfulvus*, *O. banderanus* and *N. sumichrasti*) (Fig 2B). Extreme functional traits were poorly represented; largest, smallest and insectivore species were rare, with low functional diversity based on either number of individuals or biomass (i.e., evenness; Fig 2B). Among these rare species were both the largest (skunk *S. pygmaea*) and the smallest (shrew *M. gigas*) species, of which the latter is also the only diurnal and semifossorial small mammal in the assemblage (Fig 2B).

SFD and intrinsic functional redundancy. The dendrogram of functional dissimilarity indicates that most species show high redundancy (i.e., $g_{ij} < 0.2$) with one or more other species in the assemblage (Fig 2B); for example, the functional dissimilarity among the semi-arboreal-arboreal and mainly herbivorous *O. banderanus*, *N. sumichrasti* and *P. perfulvus* was close to zero. Accordingly, although the null model for the SFD show a positive association, this was highly attenuated (i.e., asymptotic; S2 to S9 Figs), suggesting high levels of intrinsic functional redundancy for the entire small-mammal assemblage. Thus, random changes in species richness should have minor effects on functional diversity for assemblages with over five species.

Environmental filtering

The three estimators of functional diversity (FD_o, FD_n and FD_w) show negative deviations from the null model predictions in almost all cases (Figs 3 and 4), suggesting the effects of

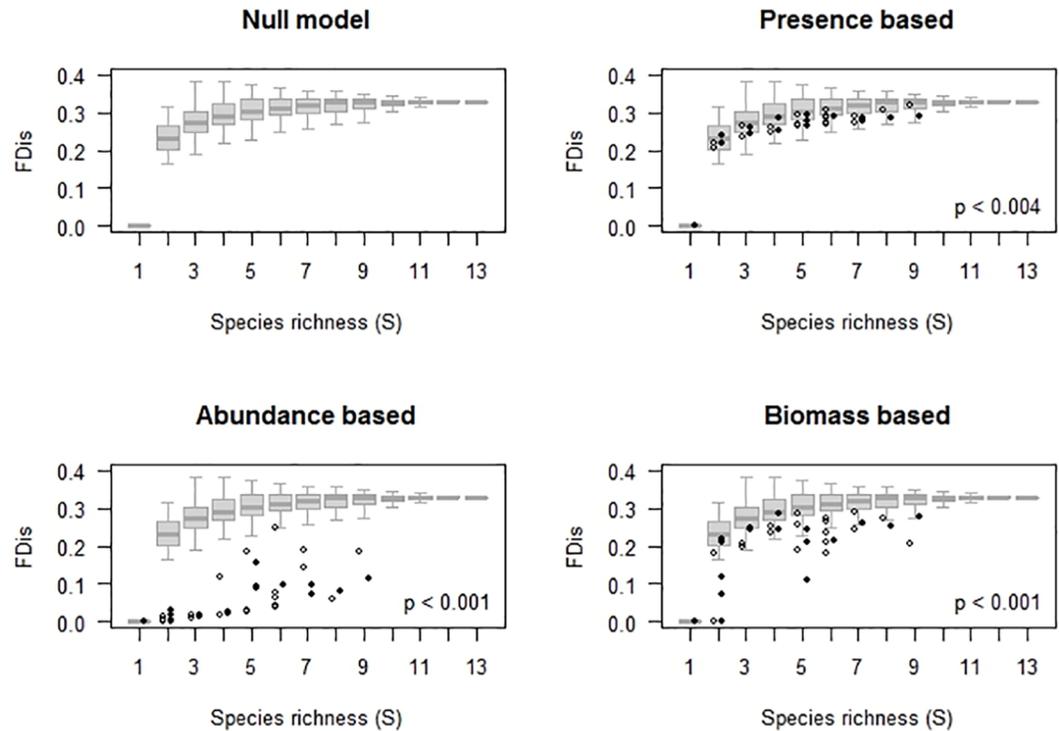


Fig 3. Predictions for richness–functional diversity for upland forest of the species richness–functional diversity association predicted by the null model (SFD) vs. observed functional diversity based on (b) species occurrence (incidence), (c) relative number of individuals, and (d) biomass. Field data for dry (open dots) and wet (filled dots) seasons.

<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0189104.g003>

environmental filters. However, the magnitude of dFDo (functional richness, Figs 1B, 3 and 4, S3 and S4 Figs) was smaller than deviations of functional diversity based on species abundance (dFDn or dFDw, Figs 3 and 4, S5 and S6 Figs). This suggests low functional evenness: a non-uniform distribution of abundance in the multivariate functional space. In addition, dFDn was more negative than dFDw (Figs 3 and 4), particularly in the upland forest (Figs 1D and 3 and S5 Fig), indicating a relatively less uneven distribution for biomass than for the number of individuals. Such low functional evenness probably resulted from one (or several redundant) small-sized, numerically dominant species (Fig 2A and S8 and S9 Tables).

Intrinsic dynamic of biodiversity

Arroyo forest shows less variability in all functional diversity indices (coefficient of variation [CV] = 23.45) than upland forest (CV = 64.27, Fig 1B–1E). In the upland forest, functional diversity based on species occurrence, number of individuals and biomass all crashed due to two extreme climate events in 1993–1994 and 2005–2006, whereas, for arroyo forest, functional diversity based on species occurrence and biomass exhibited only a mild decrease during these climate events (Fig 1C and 1E).

Dynamic models show strong negative effects of values of the previous season on the rate of change of all biodiversity parameters (indicating first-order negative feedback on species richness and functional diversity based on species occurrence, number of individuals and biomass (Figs 3, 4 and 5 and S1–S9 Figs and S2–S9 Tables). This feedback explained about a third of

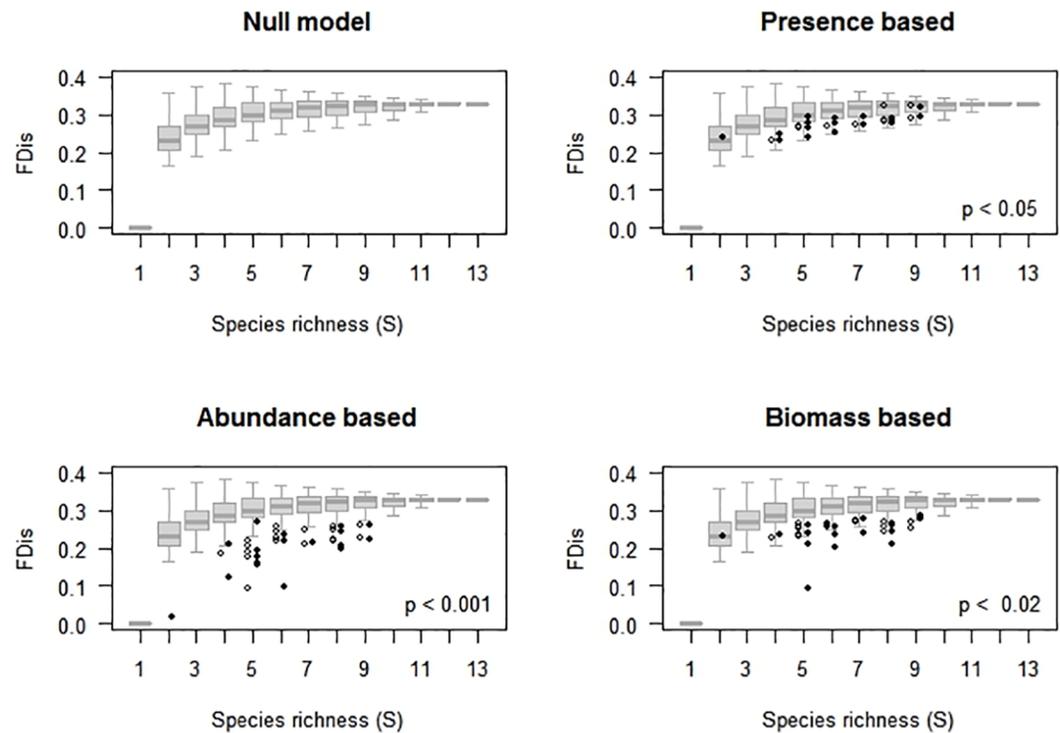


Fig 4. Predictions for richness–functional diversity for arroyo forest species of the species richness–functional diversity association predicted by the null model (SFD) vs. observed functional diversity based on (b) species occurrence (incidence), (c) relative number of individuals, and (d) biomass. Field data for dry (open dots) and wet (filled dots) seasons.

<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0189104.g004>

the observed variance in the rate of change of species richness, and similar or even higher proportion (up to 65%) of variance in the rate of change for estimators of functional diversity (S3–S9 Tables). These effects suggest strong levels of regulation in the dynamics of small-mammal biodiversity, resulting either from competitive interactions among species or from a limited species (and traits) pool.

In addition, there were effects of species richness on functional diversity that differ depending on whether occurrence, number of individuals, abundance, or season is analyzed (Fig 5, S8 and S9 Tables). Species richness during the previous year negatively affected functional diversity based on occurrence and biomass in the wet season, and positively affected functional diversity based on occurrence in the dry season, while species richness during the current season had a negative effect on functional diversity based on occurrence and a positive effect on that based on number of individuals, both in the dry season.

Differences between forest types

Forest type had variable effects on the dynamics of biodiversity parameters (Fig 5). Positive effects (i.e., higher values for upland forest) were found for species richness and functional diversity based on the number of individuals, while a marked negative effect (i.e., lower values for upland forest) was observed for functional diversity based on occurrence during the dry season, and a very slight negative effect for functional diversity based on biomass during the wet season. Overall, effects of forest type tended to be stronger during the dry season,

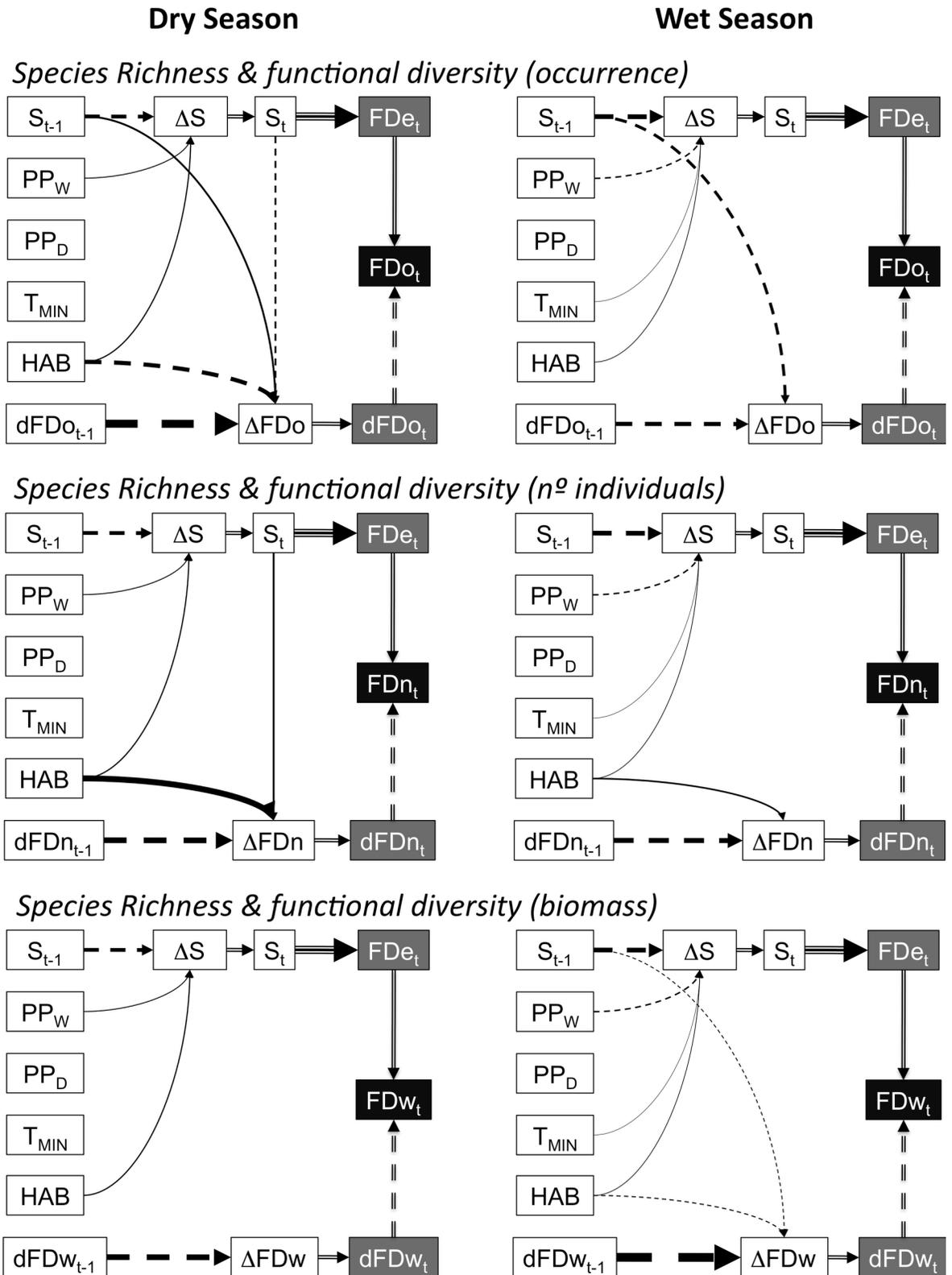


Fig 5. Summary of effects on each biodiversity component according to the selected models. For clarity, the effects of some fitting co-variables were omitted (e.g., temporal trends, sample-size effects), and only effects of interest are consistently shown. Positive (continuous lines) and negative (broken lines) effects are shown. Double-lined arrows are mathematical (not

estimated) associations, and the triple-lined arrow between species richness (S_i) and functional diversity predicted by the SFD (FDe_i) represents the theoretical association between these variables predicted by the null model. Thus, the observed value for each biodiversity component (black box) is the sum of the effect of species richness predicted by the null model (i.e., intrinsic functional redundancy) and deviations from it (i.e., extrinsic functional redundancy), both represented by the gray boxes. Arrow width is proportional to the strength of the effects, according to the respective partial coefficient of determination. Acronyms and descriptions of variables are detailed in [S10 Table](#).

<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0189104.g005>

suggesting higher differences between forest types during the more stressful season ([Fig 5](#), [S2](#) and [S3 Tables](#)). During this season, the inverse response of functional diversity based on occurrence and number of individuals indicates that species richness increases in upland forest due to the presence of relatively rare (less abundant) and functionally redundant species. This was particularly related to a higher representation of medium-sized (i.e., 35–40 g) scansorial-omnivore and arboreal-herbivore species, and a lower representation of the dominant medium-sized ground-dweller granivore *L. pictus* ([Fig 2A](#), [S14 Table](#)).

Other exogenous drivers of biodiversity

In addition to the endogenous dynamics (internal feedbacks) and forest-type effects, species richness was also affected by certain environmental factors ([Fig 5](#), [S2–S9 Tables](#)). A higher minimum temperature favored species richness during the wet season, probably by reducing cold stress. In turn, wet-season precipitation had a positive effect on species richness in the dry season, likely a result of increased productivity during the preceding reproductive period, which positively affected the abundance and detection probability of rarer species, and a negative effect on species richness in the wet season, which could result from increased stress in the wettest years. Further, adding the exceptional rainy conditions during the dry season of 1992 as a dummy predictor variable improved model performance for the dry season by accounting for the low species richness value recorded in the upland forest in that year ([Fig 1](#) and [S3](#) and [S8 Figs](#) and [S3 Table](#)). Given that precipitation during the dry season did not result in a similar improvement in model performance, other environmental conditions affected by that unusual rainy event likely explain such a marked drop in species richness. However, none of these factors had systematic effects on functional diversity ([Fig 5](#) and [S2](#) and [S3 Tables](#)). This indicates that no recorded environmental variable selected species according to their functional traits, and thus no individual variable affects the strength of environmental filters.

Accounting for potential sample-size bias

The effects of environmental variables on species richness and functional diversity can result from changes in colonization and extinction rates, or can be a consequence of changes in small-mammal abundance and in the associated probability of detection of rare species. However, the effect of sample size (i.e., number of individuals captured) is expected to vary with overall small-mammal abundance and, thus, productivity. This was explicitly accounted for in the modeling process, and significant effects of sample size were detected in some cases. The observed positive effect on species richness during the dry season, and the negative effects on $dFDn$ in both seasons, suggest an increase in the probability of detection of very rare and functionally differentiated species as productivity increases, decreasing the unevenness in abundance distribution through the multivariate functional space. Further, the contrary effect on FDw during the wet season may result from an increase in the detection of larger functionally differentiated rare species, which led to a more even distribution of biomass over the multivariate space. Thus, after accounting for these effects of sample size, the detected effects of other

variables were unlikely to be spurious associations due to abundance-related changes in detection of rare functionally differentiated species.

Discussion

Western Mexico's tropical dry forests are extraordinarily rich in endemic species, due to their geographical complexity, geological history, and climatic patterns [60–62,65]. Yet the effects of these climatic patterns have been poorly understood to date. Long-term monitoring of climate, and of the abundance and functional traits of small mammals, are needed to add to this knowledge, which might allow us to explore how climate—and its global disruption—affect ecosystem functioning. The present study addresses for the first time the extent of environmental forcing on taxonomic and functional diversity of an endangered small-mammal assemblage using a dynamic-modeling approach.

Ten of the 13 species (and three genera) modeled in this study are endemic to Mexico. This small-mammal assemblage rich in endemic species at Chamela-Cuixmala shows high levels of intrinsic functional redundancy, which is expected to confer some degree of resilience against random species loss [23,84,85]. However, the assemblage composition does not appear to respond randomly to changes in species number. In turn, observed functional diversity was consistently lower than expected by chance for any species richness level, irrespective of season and forest type, suggesting a dominant role of environmental filters [31,35,43]. In this context, water availability is a prevailing limiting factor for small-mammal populations in these dry ecosystems, particularly in the more exposed upland forest, where filtering effects were strongest [86].

Negative effects of environmental filters were more marked for estimates of functional diversity that accounted for the relative abundance and, thus, evenness of species, showing a high representation of few species with redundant functional traits, and rarity of those that are functionally distinct. In fact, the heteromyid *L. pictus* dominated the assemblage, thanks to physiological and ecological traits that allow the animal to cope with arid conditions, including cheek pouches, territorial behavior by males, strictly seed-feeding diet, and ability to concentrate urine [61,87]. These characteristics allow this species to be dominant in the upland forest, where dry seasons are harsher, constituting over 93% of the captures. The dominance of this single species reduced taxonomic and functional evenness in our sample.

In turn, dominance by *L. pictus* was less marked at the more mesic arroyo forest, where microclimatic conditions are less stressful [67]. Further, functional diversity in this habitat was less variable than in upland forest. Accordingly, the relatively small areas covered by arroyo forests may act as reservoirs of mammal species and functional diversity, allowing the recolonization of the most exposed and seasonal upland forest by rare and functionally differentiated species, particularly after extreme climate events.

Drivers of functional diversity could include stochastic processes [88,89], interspecies interactions [43,90] and environmental filtering [33,91]. According to our results, due to the strong seasonality exhibited by tropical dry forests, the community structure and functional diversity of the small mammals harbored within these forests rely on strong climatic filtering (rainfall oscillations). Although the main drivers were roughly the same for both habitats (upland and arroyo forests), their relative strength resulted in a gradient: the harsher the conditions, the stronger the effect of environmental filtering. Accordingly, environmental filters in upland forest have strong effects, resulting in one species (*L. pictus*) becoming dominant.

Environmental drivers, particularly precipitation, affected species richness, and, through it, the functional richness and diversity of the small-mammal assemblage. In other habitats, both

tropical and temperate, research has found that temperature was a major driver of biodiversity fluctuations [21,22,92], but mean minimum temperature in our study site had only a minor effect on the species richness of the small-mammal assemblage. In this study, we found that the rainfall during the current wet season may have immediate negative effects on species richness, potentially through an increase in stress-induced mortality, but a positive effect in the following dry season, likely through increased productivity during reproduction. This kind of effect of rainfall has also been found for other small-mammal assemblages in arid lands in Chile [42,43,91] and other ecosystems [87,91,93]. In addition, effects of species richness on functional-diversity deviations from SFD predictions (dFDo, dFDn and dFDw) suggest that species interactions (e.g., interspecific competition) may play a role, but their actual relevance cannot be assessed from our analyses because of lack of consistency in the response and in the data to support it. Extreme climate events have been shown to change species patterns in desert rodents in Chihuahua, Mexico, favoring the extinction of dominant species and allowing opportunistic species to invade [13–15,87,94], although the effects on functional diversity are not known.

This understanding of the processes behind the functional richness and diversity of small mammals in Mexico's tropical dry forests, together with the historical context of the region, helps explain the regional species diversity, both in Mexico and the tropics in general [1,36–38,66,95,96]. However, this region is subject to rapid change in land use and high levels of environmental pollution, which are leading to loss of natural vegetation at strikingly high rates, compromising the extent and structure of ecosystem services provided by these species [28,60,66,97]. The absence of a healthy small-mammal assemblage would have severe environmental consequences, as these animals may play fundamental roles in ecosystem processes in these tropical dry forests [53,63,97–99]. These findings stress the importance of increasing protected areas in these ecosystems, as they can buffer the effects of climate on natural populations. In this regard, thanks to its more moderate conditions, arroyo forest may be particularly important by providing habitat for small mammals evicted from the more extensive upland forest. In this study, we have shown that rainfall variability is a relevant factor for the stability and function of small-mammal assemblages in tropical dry forests. If climatic patterns become unstable, as projected by climate change models [4,12,16,100,101], these mainly endemic species would be at risk of extinction [25,53,58,60], and such extinctions would affect the whole ecosystem, as their ecological roles would be irremediably lost [13–15,31,58,102].

Supporting information

S1 Fig. Residual plots for the selected models for species richness. Black lines and dots are for upland forest and gray lines and dots are for arroyo forest. For the dry season, filled dots are for the dry season of 1992, characterized by unusually high levels of precipitation, the effect of which was statistically removed. For the wet season, continuous lines and filled dots are for period 1990–1997, while broken lines and open dots are for the period 1998–2007. (PDF)

S2 Fig. Temporal dynamics of observed species richness (dots and lines) and 95% confidence interval predicted by the selected models (gray area). For the dry season, filled dots represent the dry season of 1992, characterized by unusually high levels of precipitation. For the wet season, filled dots are for the period 1990–1997, open dots are for the period 1998–2007. (PDF)

S3 Fig. Residual plots for the selected models for deviations of functional diversity from null model predictions according to species occurrence (dFDo). Black lines and dots represents data for upland forest, while gray lines and dots are those for arroyo forest.

(PDF)

S4 Fig. Temporal dynamics for the observed dFDo (dots and lines) and 95% confidence interval predicted by the selected models (gray area).

(PDF)

S5 Fig. Residual plots for the selected models for deviations of functional diversity from null model predictions according to number of individuals (dFDn). Black lines and dots represents data for upland forest, while gray lines and dots are those for arroyo forest.

(PDF)

S6 Fig. Temporal dynamics for the observed dFDn (dots and lines) and 95% confidence interval predicted by the selected models (gray area).

(PDF)

S7 Fig. Residual plots for the selected models for deviations of functional diversity from null model predictions according to biomass (dFDw). Black lines and dots represents data for upland forest, while gray lines and dots are those for arroyo forest.

(PDF)

S8 Fig. Temporal dynamics for the observed dFDw (dots and lines) and 95% confidence interval predicted by the selected models (gray area).

(PDF)

S9 Fig. Plots for residuals of the selected models for the four variables, back-transformed to species richness. Lines represent the expected association with the same variable in the previous season, after accounting for the effects of other variables. Black lines and dots represents data for upland forest, while gray lines and dots are those for arroyo forest. For species richness in the dry season, filled dots represent the dry season of 1992, characterized by unusually high levels of precipitation. For species richness in the wet season, continuous lines and filled dots correspond to period 1990–1997, while broken lines and open dots correspond to the period 1998–2007.

(PDF)

S1 Table. Thirteen species of small mammals identified during the 19-year study of tropical dry forests in Mexico.

(PDF)

S2 Table. Model selection for the dynamics of species richness in the dry season. Results for the 30 best-performing models (i.e., lowest AICc values) are shown; the selected model is highlighted in bold. R^2 : determination coefficient, $\Delta AICc$: difference between model's AICc and the lowest AICc value, k: number of parameters fitted, n: sample size (i.e., time series length); for acronyms of variables, see [S10 Table](#).

(PDF)

S3 Table. Model selection for the dynamics of species richness in the wet season. Results for the 30 best-performing models (i.e., lowest AICc values) are shown; the selected model is highlighted in bold. R^2 : determination coefficient, $\Delta AICc$: difference between model's AICc and the lowest AICc value, k: number of parameters fitted, n: sample size (i.e., time series

length); for acronyms of variables, see [S10 Table](#).
(PDF)

S4 Table. Model selection for the dynamics of deviations of functional diversity (according to species' occurrence) from null model expectations in the dry season. Results for the 30 best-performing models (i.e., lowest AICc values) are shown; the selected model is highlighted in bold type. R^2 : determination coefficient, $\Delta AICc$: difference between model's AICc and the lowest AICc value, k: number of parameters fitted, n: sample size (i.e., time series length); for acronyms of variables, see [S10 Table](#).
(PDF)

S5 Table. Model selection for the dynamics of deviations of functional diversity (according to species' occurrence) from null model expectations in the wet season. Results for the 30 best-performing models (i.e., lowest AICc values) are shown; the selected model is highlighted in bold. R^2 : determination coefficient, $\Delta AICc$: difference between model's AICc and the lowest AICc value, k: number of parameters fitted, n: sample size (i.e., time series length); for acronyms of variables, see [S10 Table](#).
(PDF)

S6 Table. Model selection for the dynamics of deviations of functional diversity (according to number of individuals) from null model expectations in the dry season. Results for the 30 best-performing models (i.e., lowest AICc values) are shown; the selected model is highlighted in bold. R^2 : determination coefficient, $\Delta AICc$: difference between model's AICc and the lowest AICc value, k: number of parameters fitted, n: sample size (i.e., time series length); for acronyms of variables, see [S10 Table](#).
(PDF)

S7 Table. Model selection for the dynamics of deviations of functional diversity (according to number of individuals) from null model expectations in the wet season. Results for the 30 best-performing models (i.e., lowest AICc values) are shown; the selected model is highlighted in bold. R^2 : determination coefficient, $\Delta AICc$: difference between model's AICc and the lowest AICc value, k: number of parameters fitted, n: sample size (i.e., time series length); for acronyms of variables, see [S10 Table](#).
(PDF)

S8 Table. Model selection for the dynamic of deviations of functional diversity (according to biomass) from null model expectations in the dry season. Results for the 30 best-performing models (i.e., lowest AICc values) are shown; the selected model is highlighted in bold. R^2 : determination coefficient, $\Delta AICc$: difference between model's AICc and the lowest AICc value, k: number of parameters fitted, n: sample size (i.e., time series length); for acronyms of variables, see [S10 Table](#).
(PDF)

S9 Table. Model selection for the dynamic of deviations of functional diversity (according to biomass) from null model expectations in the wet season. Results for the 30 best-performing models (i.e., lowest AICc values) are shown; the selected model is highlighted in bold. R^2 : determination coefficient, $\Delta AICc$: difference between model's AICc and the lowest AICc value, k: number of parameters fitted, n: sample size (i.e., time series length); for acronyms of variables, see [S10 Table](#).
(PDF)

S10 Table. Acronyms and short description of variables in S7 to S14 Tables.
(PDF)

S11 Table. Functional traits database. The traits on every category (habitat, habitat (stratum) use, diet and temporal activity) are multivariate variables standardized so the sum of the variables on every category sum 1. Habitat was obtained from IUCN (and its category numbers are included) [72], proportions of use were obtained from compilations, just as the variables in the other three categories [61,70,71,83]. Abbreviations are: Bm (*Baiomys musculus*), Lp (*Liomys pictus*), Mg (*Megasorex gigas*), Ns (*Nyctomys sumichrasti*), Oc (*Oryzomys mexicanus*), Om (*Oryzomys melanotis*), Ob (*Osgoodomys banderanus*), Pp (*Peromyscus perfulvus*), Rf (*Reithrodontomys fulvescens*), Sm (*Sigmodon mascotensis*), Sp (*Spilogale pygmaea*), Tc (*Tlacuatzin canescens*), Xn (*Xenomys nelsoni*).
(PDF)

S12 Table. Abundance database upland forest. Abbreviations are: Bm (*Baiomys musculus*), Lp (*Liomys pictus*), Mg (*Megasorex gigas*), Ns (*Nyctomys sumichrasti*), Oc (*Oryzomys mexicanus*), Om (*Oryzomys melanotis*), Ob (*Osgoodomys banderanus*), Pp (*Peromyscus perfulvus*), Rf (*Reithrodontomys fulvescens*), Sm (*Sigmodon mascotensis*), Sp (*Spilogale pygmaea*), Tc (*Tlacuatzin canescens*), Xn (*Xenomys nelsoni*). D (Dry season), W (wet season).
(PDF)

S13 Table. Abundance database arroyo forest. Abbreviations are: Bm (*Baiomys musculus*), Lp (*Liomys pictus*), Mg (*Megasorex gigas*), Ns (*Nyctomys sumichrasti*), Oc (*Oryzomys mexicanus*), Om (*Oryzomys melanotis*), Ob (*Osgoodomys banderanus*), Pp (*Peromyscus perfulvus*), Rf (*Reithrodontomys fulvescens*), Sm (*Sigmodon mascotensis*), Sp (*Spilogale pygmaea*), Tc (*Tlacuatzin canescens*), Xn (*Xenomys nelsoni*). D (Dry season), W (wet season).
(PDF)

S14 Table. Average weight of species. Abbreviations are: Bm (*Baiomys musculus*), Lp (*Liomys pictus*), Mg (*Megasorex gigas*), Ns (*Nyctomys sumichrasti*), Oc (*Oryzomys mexicanus*), Om (*Oryzomys melanotis*), Ob (*Osgoodomys banderanus*), Pp (*Peromyscus perfulvus*), Rf (*Reithrodontomys fulvescens*), Sm (*Sigmodon mascotensis*), Sp (*Spilogale pygmaea*), Tc (*Tlacuatzin canescens*), Xn (*Xenomys nelsoni*).
(PDF)

Acknowledgments

We thank M. Lima, A. Aguayo, A. Gaxiola, F. Jaksic, P. Legendre, A. Galicia, M. Rosenzweig, V. Sánchez-Cordero and E. Vázquez for their valuable advice and suggestions. Special thanks to C. Brown for her outstanding editorial revisions. We also thank all the students, researchers and employees who helped with the long-term fieldwork. We acknowledge the Chamela-Cuixmala Biological Station (Instituto de Biología, UNAM) and its staff for their logistical help. We thank M. Pino and all the kind people of the Universidad Católica de Chile (UC) for their kindness and logistical support abroad. We also thank the biological sciences graduate faculty of UNAM, and its staff for their fundamental help for the academic training received by EDMR (507007438). We would also like to thank PLOS One editor, Lauren Richardson, an anonymous revisor, and their team, for their patience and high-quality revision on the manuscript. This paper is produced in partial fulfillment of his PhD studies. Particular thanks to C. Arizmendi, the institutions and people who supported EDMR, first author, through all the stages of this project, particularly UNAM, UC, M. Lima, F. Jaksic, E. Romo and the Programa de Apoyo a Estancias de Posgrado (PAEP) of UNAM, and CONACyT for the help given to

EDMR (205321/202672). Data on the climate of Chamela region can be found at <http://www.ibiologia.unam.mx/ebchamela/www/clima.html>.

The funders had no role in study design, data collection and analysis, decision to publish, or preparation of the manuscript.

Author Contributions

Conceptualization: Edgard David Mason-Romo, Ariel A. Farías, Gerardo Ceballos.

Data curation: Edgard David Mason-Romo, Ariel A. Farías, Gerardo Ceballos.

Formal analysis: Edgard David Mason-Romo, Ariel A. Farías.

Funding acquisition: Edgard David Mason-Romo, Gerardo Ceballos.

Investigation: Edgard David Mason-Romo, Ariel A. Farías, Gerardo Ceballos.

Methodology: Edgard David Mason-Romo, Ariel A. Farías.

Project administration: Edgard David Mason-Romo, Gerardo Ceballos.

Resources: Edgard David Mason-Romo, Gerardo Ceballos.

Software: Edgard David Mason-Romo.

Supervision: Edgard David Mason-Romo, Ariel A. Farías, Gerardo Ceballos.

Validation: Edgard David Mason-Romo, Ariel A. Farías.

Visualization: Edgard David Mason-Romo.

Writing – original draft: Edgard David Mason-Romo, Ariel A. Farías.

Writing – review & editing: Edgard David Mason-Romo, Ariel A. Farías.

References

1. Brown JH. Why are there so many species in the tropics? *J Biogeogr.* 2014; 41: 8–22. <https://doi.org/10.1111/jbi.12228> PMID: 25684838
2. Hooper DU, Solan M, Symstad A, Díaz S, Gessner MO, Buchmann N, et al. Species diversity, functional diversity, and ecosystem functioning. In: Loreau M, Naeem S, Inchausti P, editors. *Biodiversity and Ecosystem Functioning*. Oxford University Press; 2002. pp. 195–281. <https://doi.org/10.1890/04-0922>
3. Naeem S, Bunker DE, Hector A, Loreau M, Perrings C. *Biodiversity, Ecosystem Functioning, and Human Wellbeing* [Internet]. Oxford University Press; 2009. <https://doi.org/10.1146/annurev-fluid-120710-101046>
4. IPCC. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Stocker TF, Qin D, Plattner G-K, Tignor M, Allen SK, Boschung J, et al., editors. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA; 2014.
5. Wright SJ, Carrasco C, Calderón O, Paton S. The El Niño Southern Oscillation variable fruit production, and famine in a tropical forest. *Ecology.* 1999; 80: 1632–1647.
6. Milly PCD, Dunne K a, Vecchia a V. Global pattern of trends in streamflow and water availability in a changing climate. *Nature.* 2005; 438: 347–350. <https://doi.org/10.1038/nature04312> PMID: 16292308
7. Seager R, Ting M, Held I, Kushnir Y, Lu J, Vecchi G, et al. Model projections of an imminent transition to a more arid climate in southwestern North America. *Science.* 2007; 316: 1181–4. <https://doi.org/10.1126/science.1139601> PMID: 17412920
8. Sheffield J, Wood EF, Roderick ML. Little change in global drought over the past 60 years. *Nature.* Nature Publishing Group; 2012; 491: 435–438. <https://doi.org/10.1038/nature11575> PMID: 23151587
9. Knutson TR, McBride JL, Chan J, Emanuel K, Holland G, Landsea C, et al. Tropical cyclones and climate change. *Nat Geosci.* 2010; 3: 157–163. <https://doi.org/10.1038/ngeo779>

10. Meehl GA, Zwiers F, Evans J, Knutson T, Mearns L, Whetton P. Trends in extreme weather and climate events: Issues related to modeling extremes in projections of future climate change. *Bull Am Meteorol Soc.* 2000; 81: 427–436. [https://doi.org/10.1175/1520-0477\(2000\)081<0427:TIEWAC>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0477(2000)081<0427:TIEWAC>2.3.CO;2)
11. Cook BI, Ault TR, Smerdon JE. Unprecedented 21st century drought risk in the American Southwest and Central Plains. *Sci Adv.* 2015; 1: 1–7. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1400082> PMID: 26601131
12. Parmesan C. Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change. *Annu Ecol Evol Syst.* 2006; 37: 637–669. <https://doi.org/10.2307/annurev.ecolsys.37.091305.30000024>
13. Thibault KM, Brown JH. Impact of an extreme climatic event on community assembly. *Proc Natl Acad Sci U S A.* 2008; 105: 3410–5. <https://doi.org/10.1073/pnas.0712282105> PMID: 18303115
14. Thibault KM, Ernest SKM, Brown JH. Redundant or complementary? Impact of a colonizing species on community structure and function. *Oikos.* 2010; 119: 1719–1726. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18378.x>
15. Valone TJ, Brown JH, Jacobi CL. Catastrophic Decline of a Desert Rodent, *Dipodomys Spectabilis*—Insights From a Long-Term Study. *J Mammal.* 1995; 76: 428–436.
16. Hughes L. Biological consequences of global. *Trends Ecol Evol.* 2000; 15: 56–61. <https://doi.org/10.1111/j.1749-4877.2010.00200.x>
17. Hughes L. Climate Change and Australia. *Austral Ecol.* 2003; 28: 423–443. <https://doi.org/10.7882/FS.2012.015>
18. Parmesan C, Yohe G, G Y. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature.* 2003; 421: 37. <https://doi.org/10.1038/nature01286> PMID: 12511946
19. De Valpine P, Harte J. Plant responses to experimental warming in a montane meadow. *Ecology.* 2001; 82: 637–648. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2001\)082\[0637:prteiw\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2001)082[0637:prteiw]2.0.co;2)
20. Welbergen J a, Klose SM, Markus N, Eby P. Climate change and the effects of temperature extremes on Australian flying-foxes. *Proc R Soc B Biol Sci.* 2008; 275: 419–425. <https://doi.org/10.1098/rspb.2007.1385> PMID: 18048286
21. Sherwin HA, Montgomery WI, Lundy MG. The impact and implications of climate change for bats. *Mamm Rev.* 2013; 43: 171–182. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2012.00214.x>
22. Magnusson WE, Layme VMG, Lima AP. Complex Effects Of Climate Change: Population Fluctuations In A Tropical Rodent Are associated with the southern oscillation index and regional fire extent, but not directly with local rainfall. *Glob Chang Biol.* 2010; 16: 2401–2406. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.02140.x>
23. Moritz C, Agudo R. The future of species under climate change: resilience or decline? *Science (80-).* 2013; 341: 504–508. <https://doi.org/10.1126/science.1237190> PMID: 23908228
24. Moritz C, Patton JL, Conroy CJ, Parra JL, White GC, Beissinger SR. Impact of a Century of Climate Change on Small-Mammal Communities in Yosemite National Park, USA. *Science (80-).* 2008; 322: 261–264. <https://doi.org/10.1126/science.1163428> PMID: 18845755
25. Schloss C, Nuñez T, Lawler JJ. Dispersal will limit ability of mammals to track climate change in the Western Hemisphere. *Proc Natl Acad Sci U S A.* 2012; 109: 8606–11. <https://doi.org/10.1073/pnas.1116791109> PMID: 22586104
26. Parr CL, Gray EF, Bond WJ. Cascading biodiversity and functional consequences of a global change-induced biome switch. *Divers Distrib.* 2012; 18: 493–503. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2012.00882.x>
27. Dirzo R, Raven PH. Global State of Biodiversity and Loss. *Annu Rev Environ Resour.* 2003; 28: 137–167. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.28.050302.105532>
28. Díaz S, Tilman D, Fargione J, Chapin III FS, Dirzo R, Kitzberger T, et al. Biodiversity Regulation of Ecosystem Services. *Ecosyst Hum well-being Curr state trends.* 2006; 297–329 ST—Biodiversity Regulation of Ecosystem.
29. Mason NWH, Mouillot D, Lee WG, Wilson JB. Functional richness, functional and functional evenness divergence: the primary of functional components diversity. *Oikos.* 2005; 111: 112–118. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2005.13886.x>
30. Petchey OL, Gaston KJ. Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecol Lett.* 2002; 5: 402–411. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2002.00339.x>
31. Petchey OL, Gaston KJ. Extinction and the loss of functional diversity. *Proc Biol Sci.* 2002; 269: 1721–7. <https://doi.org/10.1098/rspb.2002.2073> PMID: 12204134
32. Petchey OL, Gaston KJ. Functional diversity: Back to basics and looking forward. *Ecol Lett.* 2006; 9: 741–758. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00924.x> PMID: 16706917

33. Diaz S, Cabido M. Vive la difference: plant functional diversity matters to ecosystem processes: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends Ecol Evol.* 2001; 16: 646–655.
34. Naeem S, Wright JP. Disentangling biodiversity effects on ecosystem functioning: Deriving solutions to a seemingly insurmountable problem. *Ecol Lett.* 2003; 6: 567–579. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2003.00471.x>
35. Petchey OL, Evans KL, Fishburn IS, Gaston KJ. Low functional diversity and no redundancy in British avian assemblages. *J Anim Ecol.* 2007; 76: 977–985. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2007.01271.x> PMID: 17714276
36. Rosenzweig M. Species diversity gradients: we known more and less than we thought. *J Mammal.* 1992; 73: 715–730.
37. Ceballos G, Ehrlich PR. Global mammal distributions, biodiversity hotspots and conservation. *Proc Natl Acad Sci.* 2006; 103: 19374–19379. <https://doi.org/10.1073/pnas.0609334103> PMID: 17164331
38. Davidson AD, Hamilton MJ, Boyer AG, Brown JH, Ceballos G. Multiple ecological pathways to extinction in mammals. *Proc Natl Acad Sci U S A.* 2009; 106: 10702–10705. <https://doi.org/10.1073/pnas.0901956106> PMID: 19528635
39. Ceballos G, García A, Ehrlich PR. The Sixth Extinction Crisis Loss of Animal Populations and Species. *J Cosmol.* 2010; 8: 1821–1831.
40. Wardle DA, Huston MA, Grime JP, Berendse F, Garnier E, Lauenroth WK, et al. Biodiversity and ecosystem function: an issue in ecology. *Bull Ecol . . .* 2000; 81: 235–239. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2005\)86\[2256:BAEFIF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2005)86[2256:BAEFIF]2.0.CO;2)
41. Lavorel S, Grigulis K, McIntyre S, Williams NSG, Garden D, Dorrough J, et al. Assessing functional diversity in the field—Methodology matters! *Funct Ecol.* 2008; 22: 134–147. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2007.01339.x>
42. Farias AA, Jaksic FM. Hierarchical determinants of the functional richness, evenness and divergence of a vertebrate predator assemblage. *Oikos.* 2009; 118: 591–603. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2009.16859.x>
43. Farias AA, Jaksic FM. Low functional richness and redundancy of a predator assemblage in native forest fragments of Chiloe Island, Chile. *J Anim Ecol.* 2011; 80: 809–817. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2011.01824.x> PMID: 21361929
44. Blackburn TM, Petchey OL, Cassey P, Gaston KJ. Functional diversity of mammalian predators and extinction in island birds. *Ecology.* 2005; 86: 2916–2923. <https://doi.org/10.1890/04-1847>
45. Brown JH, Whitham TG, Morgan Ernest SK, Gehring C a. Complex species interactions and the dynamics of ecological systems: long-term experiments. *Science.* 2001; 293: 643–650. <https://doi.org/10.1126/science.293.5530.643> PMID: 11474100
46. Stenseth NC, Lekve K, Gjøsæter J. Modeling species richness controlled by community-intrinsic and community-extrinsic processes: coastal fish communities as an example. *Popul Ecol.* 2002; 44: 165–178. <https://doi.org/10.1007/s101440200020>
47. Stenseth NC, Myserud A. Climate, changing phenology, and other life history traits: nonlinearity and match-mismatch to the environment. *Proc Natl Acad Sci U S A.* 2002; 99: 13379–13381. <https://doi.org/10.1073/pnas.212519399> PMID: 12370424
48. Hansen MC, Stehman S V, Potapov P V, Loveland TR, Townshend JRG, Defries RS, et al. Humid tropical forest clearing from 2000 to 2005 quantified by using multitemporal and multiresolution remotely sensed data. *Proc Natl Acad Sci.* 2008; 105: 9439–9444. <https://doi.org/10.1073/pnas.0804042105> PMID: 18591652
49. Schindler DE. Fish extinctions and ecosystem functioning in tropical ecosystems. *Proc Natl Acad Sci U S A.* 2007; 104: 5707–5708. <https://doi.org/10.1073/pnas.0700426104> PMID: 17392429
50. Carreño-Rocabado G, Peña-Claros M, Bongers F, Alarcón A, Licona JC, Poorter L. Effects of disturbance intensity on species and functional diversity in a tropical forest. *J Ecol.* 2012; 100: 1453–1463. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2012.02015.x>
51. Janzen DH. Tropical dry forests. In: E O W, editor. *Biodiversity.* 1988. pp. 130–137.
52. Giam X, Scheffers BR, Sodhi NS, Wilcove DS, Ceballos G, Ehrlich PR. Reservoirs of richness: least disturbed tropical forests are centres of undescribed species diversity. *Proc R Soc B Biol Sci.* 2012; 279: 67–76. <https://doi.org/10.1098/rspb.2011.0433> PMID: 21593037
53. Ceballos G, Ehrlich PR, Barnosky AD, García A, Pringle RM, Palmer TM. Accelerated modern human-induced species losses: entering the sixth mass extinction. *Sci Adv.* 2015; 1: 1–5. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1400253> PMID: 26601195
54. Santos MJ, Thorne JH, Moritz C. Synchronicity in elevation range shifts among small mammal and vegetation over the last century is stronger for omnivores. *Ecography (Cop).* 2014; 38: 556–568.

55. Yang DS, Conroy CJ, Moritz C. Contrasting responses of *Peromyscus* mice of Yosemite National Park to recent climate change. *Glob Chang Biol*. 2011; 17: 2559–2566. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02394.x>
56. Rowe RJ, Finarelli JA, Rickart EA. Range dynamics of small mammals along an elevational gradient over an 80-year interval. *Glob Chang Biol*. 2010; 16: 2930–2943. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.02150.x>
57. Moore SE, Huntington HP. Arctic marine mammals and climate change: impacts and resilience. *Ecol Appl*. 2008; 18: s157–165. <https://doi.org/10.1890/06-0571.1> PMID: 18494369
58. Eigenbrod F, Gonzalez P, Dash J, Steyl I. Vulnerability of ecosystems to climate change moderated by habitat intactness. *Glob Chang Biol*. 2015; 21: 275–286. <https://doi.org/10.1111/gcb.12669> PMID: 25059822
59. Peterson AT, Ortega-Huerta MA, Bartley J, Sánchez-Cordero V, Soberón JM, Buddemeier RH, et al. Future projections for Mexican faunas under global climate change scenarios. *Nature*. 2002; 416: 626–629. <https://doi.org/10.1038/416626a> PMID: 11948349
60. Ceballos González G, Rodríguez P, Medellín RA. Assessing Conservation Priorities in Megadiverse Mexico: Mammalian Diversity, Endemicity, and Endangerment. *Ecol Appl*. 1998; 8: 8–17.
61. Ceballos G, Oliva G, Gisselle O. Los mamíferos silvestres de México. 2005. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
62. Ortega-Huerta M, Peterson AT. Modelling spatial patterns of biodiversity for conservation prioritization in North-eastern Mexico. *Divers Distrib*. 2004; 10: 39–54. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2004.00051.x>
63. Crepet WL, Nixon KC, Anther T, Leins P, Erbar C, Acta B, et al. Mammal population losses and the extinction crisis. *Science (80-)*. 2002; 296: 904–907. <https://doi.org/10.1126/science.1069349> PMID: 11988573
64. Soberón J, Ceballos G. Species richness and range size of the terrestrial mammals of the world: Biological signal within mathematical constraints. *PLoS One*. 2011; 6: 1–12. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0019359> PMID: 21573112
65. Ceballos G, Ehrlich PR, Soberón J, Salazar I, Fay JP, Soberón J, et al. Global mammal conservation: what must we manage? *Science (80-)*. 2005; 309: 603–607. <https://doi.org/10.1126/science.1114015> PMID: 16040704
66. Ceballos G, García A. Conserving Neotropical Biodiversity: The Role of Dry Forests in Western Mexico. *Conserv Biol*. 1995; 9: 1349–1353.
67. Lott EJ, Bullock SH, Solís-Magallanes JA. Floristic diversity and structure of upland and riparian forests in coastal Jalisco. *Biotropica*. 1987; 19: 228–235.
68. Bullock SH, Solís-Magallanes JA. Phenology of canopy trees of a tropical deciduous forest in Mexico. *Biotropica*. 1990; 22: 22–35.
69. Sikes RS, Animal Care and Use Committee of The American Society of Mammalogists. 2016 Guidelines of the American Society of Mammalogists for the use of wild mammals in research and education. *J Mammal*. 2016; 97: 663–688.
70. Ceballos G. *Mammals of Mexico*. The John Hopkins University Press; 2013.
71. Hall ER. *The Mammals of North America*. 2nd ed. The Blackburn Press; 2005.
72. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. The IUCN red list of threatened species [Internet]. 2307–8235
73. Jari Oksanen, Blanchet FG, Kindt Roeland, Legendre Pierre, Minchin Peter R., O'Hara R. B., et al. *vegan*, Community Ecology Package. R package. [Internet]. 2013. Available: <http://cran.r-project.org/package=vegan>
74. Team RC. R: A language and environment for statistical computing [Internet]. 2013. Available: <http://www.r-project.org/>.
75. Gower JC, Legendre P. Metric and Euclidean properties of dissimilarity coefficients. *J Classif*. 1986; 3: 5–48. <https://doi.org/10.1007/BF01896809>
76. Petchey OL. Integrating methods that investigate how complementarity influences ecosystem functioning. *Oikos*. 2003; 101: 323–330. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2003.11828.x>
77. Petchey OL, Hector A, Gaston KJ, Etchey OWENLP, Ector ANDYH, Aston KEJG. How Do Different Measures of Functional Diversity Perform? *Ecology*. 2004; 85: 847–857. <https://doi.org/10.1890/03-0226>
78. Mason WHN, MacGillivray K, Steel JB, Wilson JB. An index of functional diversity. *J Veg Sci*. 2003; 14: 571–578. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2003.tb02184.x>

79. Laliberte E, Legendre P. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits A distance-based framework for measuring from multiple traits functional diversity. *Ecology*. 2010; 91: 299–305. <https://doi.org/10.1890/08-2244.1> PMID: 20380219
80. Lalibert  E, Legendre P, Shipley B. FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. [Internet]. 2011. Available: <https://cran.r-project.org/package=FD>
81. Akaike H. Information theory as an extension of the maximum likelihood principle. In: Petrov N, Csaki F, editors. Second International symposium on information theory. Akademiai Kiado, Budapest, Hungary; 1973. pp. 267–281.
82. Akaike H. A new look at the statistical model identification. *IEEE Trans Autom Control AC*. 1974; 19: 716–723.
83. Ceballos G. Comparative Natural History of Small Mammals from Tropical Forests in Western Mexico. *J Mammal*. 1990; 71: 263–266.
84. Cumming GS, Child MF. Contrasting spatial patterns of taxonomic and functional richness offer insights into potential loss of ecosystem services. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci*. 2009; 364: 1683–1692. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0317> PMID: 19451119
85. Stork NE, Coddington JA, Colwell RK, Chazdon RL, Dick CW, Peres CA, et al. Vulnerability and resilience of tropical forest species to land-use change. *Conserv Biol*. 2009; 23: 1438–1447. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01335.x> PMID: 20078644
86. Sperr EB, Caballero-Martínez LA, Medellin R a., Tschapka M. Seasonal changes in species composition, resource use and reproductive patterns within a guild of nectar-feeding bats in a west Mexican dry forest. *J Trop Ecol*. 2011; 27: 133–145. <https://doi.org/10.1017/S0266467410000714>
87. Lima M, Ernest SKM, Brown JH, Belgrano A, Stenseth NC. Chihuahuan Desert kangaroo rats: Nonlinear effects of population dynamics, competition, and rainfall. *Ecology*. 2008; 89: 2594–2603. <https://doi.org/10.1890/07-1246.1> PMID: 18831180
88. Connor EF, Simberloff D. The Assembly of Species Communities: Chance or Competition? *Ecology*. 1979; 60: 1132–1140.
89. Hubbell SP. Neutral theory in community ecology and the hypothesis of functional equivalence. *Funct Ecol*. 2005; 19: 166–172.
90. Mason NWH, Lanois l e C, Mouillot D, Irz P, Argillier C. Functional characters combined with null models reveal inconsistency in mechanisms of species turnover in lacustrine fish communities. *Oecologia*. 2007; 153: 441–452. <https://doi.org/10.1007/s00442-007-0727-x> PMID: 17458564
91. Fari s A, Jaksic F. El Niño events, the lean versus fat scenario, and long-term guild dynamics of vertebrate predators in a South American semiarid ecosystem. *Austral Ecol*. 2007; 32: 225–238.
92. Lu an RK, Weiser M, Han k V. Contrasting effects of climate change on the timing of reproduction and reproductive success of a temperate insectivorous bat. *J Zool*. 2013; 290: 151–159. <https://doi.org/10.1111/jzo.12021>
93. Jaksic FM, Lima M. Myths and facts on ratadas: Bamboo blooms, rainfall peaks and rodent outbreaks in South America. *Austral Ecol*. 2003; 28: 237–251. <https://doi.org/10.1046/j.1442-9993.2003.01271.x>
94. Brown JH, Valone TJ, Curtin CG. Reorganization of an arid ecosystem in response to recent climate change. *Proc Natl Acad Sci U S A*. 1997; 94: 9729–9733. <https://doi.org/10.1073/pnas.94.18.9729> PMID: 11038570
95. Ceballos G, Brown JH. Global patterns of mammalian diversity, endemism, and endangerment. *Conserv Biol*. 1995; 19: 559–568.
96. Maass JM, Balvanera P, Castillo A, Daily GC, Mooney H a, Ehrlich P, et al. Ecosystem Services of Tropical Dry Forests: Insights from Long-term Ecological and Social Research on the Pacific Coast of Mexico. *Ecol Soc*. 2005; 10: 17. 17nArtn 17
97. Luck G, Daily G, Ehrlich PR. Population diversity and ecosystem services. *Trends Ecol Evol*. 2003; 18: 331–336.
98. Ceballos G, Ehrlich PR. Discoveries of new mammal species and their implications for conservation and ecosystem services. *Proc Natl Acad Sci U S A*. 2009; 106: 3841–6. <https://doi.org/10.1073/pnas.0812419106> PMID: 19228946
99. Fleming PA, Anderson H, Prendergast AS, Bretz MR, Valentine LE, Hardy GES. Is the loss of australian digging mammals contributing to a deterioration in ecosystem function? *Mamm Rev*. 2014; 44: 94–108. <https://doi.org/10.1111/mam.12014>
100. Kharin V V., Zwiers FW, Zhang X, Hegerl GC. Changes in temperature and precipitation extremes in the IPCC ensemble of global coupled model simulations. *J Clim*. 2007; 20: 1419–1444. <https://doi.org/10.1175/JCLI4066.1>

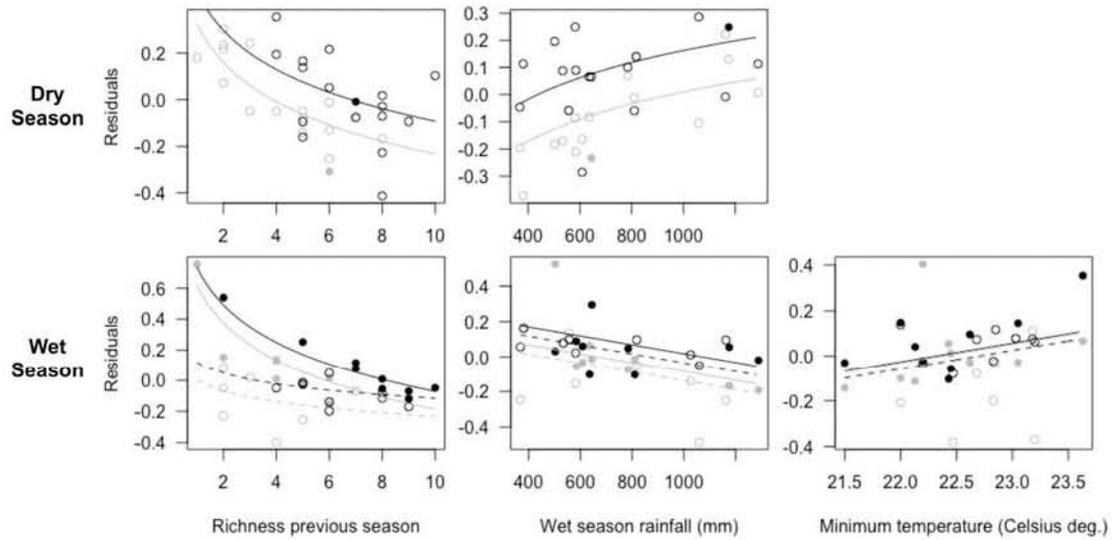
101. Thomas CD, Thomas CD, Cameron A, Cameron A, Green RE, Green RE, et al. Extinction risk from climate change. *Nature*. 2004; 427: 145–8. <https://doi.org/10.1038/nature02121> PMID: 14712274
102. Naeem S, Thompson LJ, Lawler SP, Lawton JH, Woodfin RM. Declining biodiversity can alter the performance of ecosystems. *Nature*. 1994; 368: 734–737.

S1 Table : Thirteen species of small mammals identified during the 19-year study of tropical dry forests in Mexico

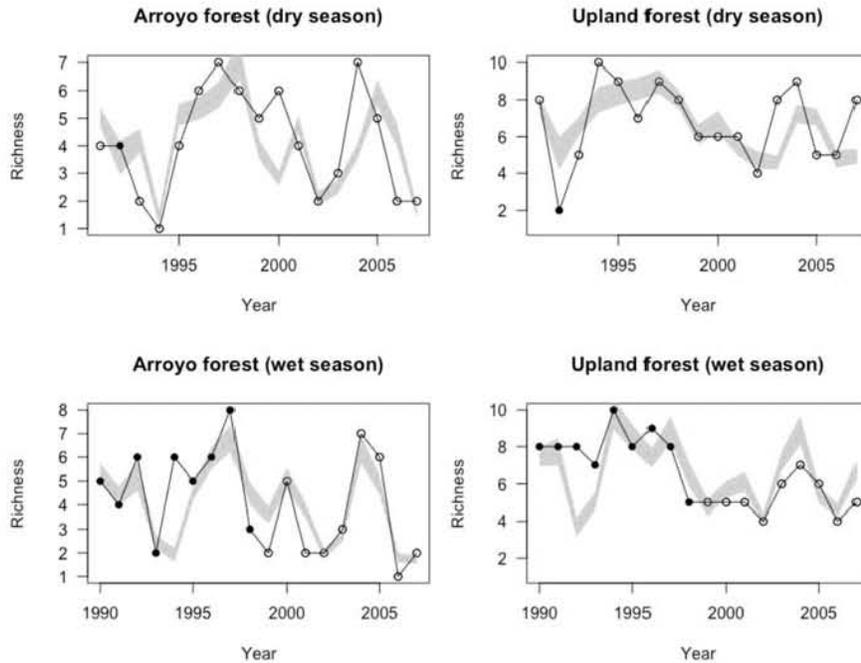
Order	Family	Species (s scientific/English)	Endemicity	Conservation status
Didelphimorphia	Didelphidae	(Tc) <i>Tlacuatzin canescens</i> Grayish Mouse Opossum ^a	Mexico ^a	Least concern
Soricomorpha	Soricidae	(Mg) <i>Megasorex gigas</i> Mexican Shrew	Mexico ^a	Threatened
Carnivora	Mephitidae	(Sm) <i>Spilogale pygmaea</i> Pygmy Spotted Skunk	Mexico	Threatened
Rodentia	Heteromyidae	(Lp) <i>Liomys pictus</i> Painted Spiny Pocket Mice	Central America and Mexico	Least concern
Rodentia	Muridae	(Bm) <i>Baiomys musculus</i> Southern Pygmy mouse	Central America and Mexico	Least concern
Rodentia	Muridae	(Ns) <i>Nyctomys sumichrasti</i> Vesper Rat	Central America and Mexico	Least concern
Rodentia	Muridae	(Oc) <i>Oryzomys mexicanus</i> Coues' Rice Rat	Mexico	Not assessed
Rodentia	Muridae	(Om) <i>Oryzomys melanotis</i> Black-eared Rice Rat	Mexico	Least concern
Rodentia	Muridae	(Ob) <i>Osgoodomys banderanus</i> Michoacan Deer Mouse ^a	Mexico ^a	Least concern
Rodentia	Muridae	(Pp) <i>Peromyscus perfulvus</i> Taw ny Deer Mouse	Mexico	Least concern
Rodentia	Muridae	(Rf) <i>Reithrodontomys fulvescens</i> Fulvous Harvest Mouse	North America	Least concern
Rodentia	Muridae	(Sm) <i>Sigmodon mascotensis</i> West Mexican Cotton Rat	Mexico	Least concern
Rodentia	Muridae	(Xn) <i>Xenomys nelsoni</i> Magdalena Wood Rat ^a	Mexico ^a	Threatened

^a Species that are the sole species in their genus, which is also endemic to Mexico.

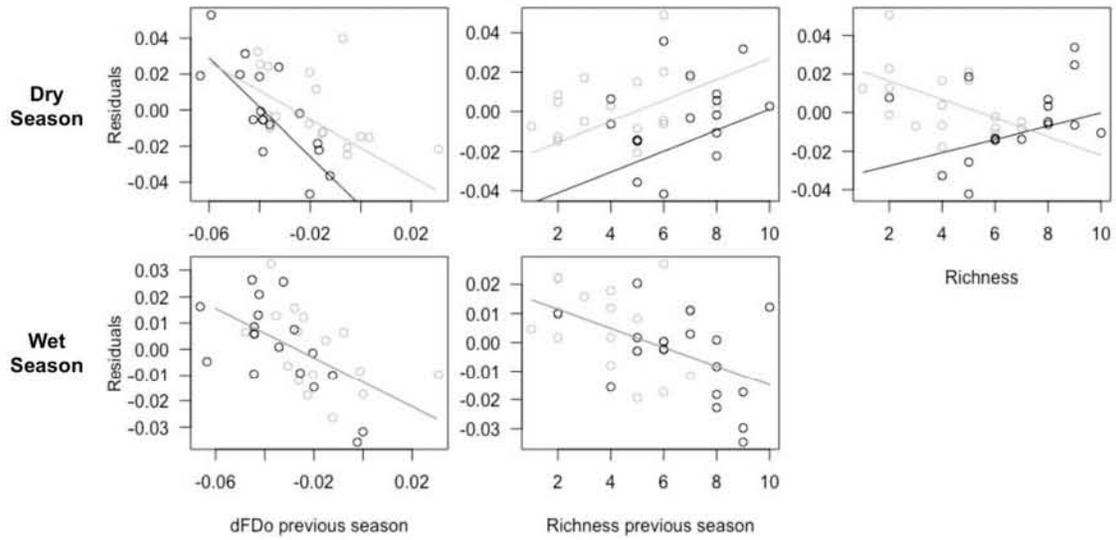
S2a Fig: Residual plots for the selected models for species richness. Black lines and dots are for upland forest and gray lines and dots are for arroyo forest. For the dry season, filled dots are for the dry season of 1992, characterized by unusually high levels of precipitation, the effect of which was statistically removed. For the wet season, continuous lines and filled dots are for period 1990–1997, while broken lines and open dots are for the period 1998–2007.



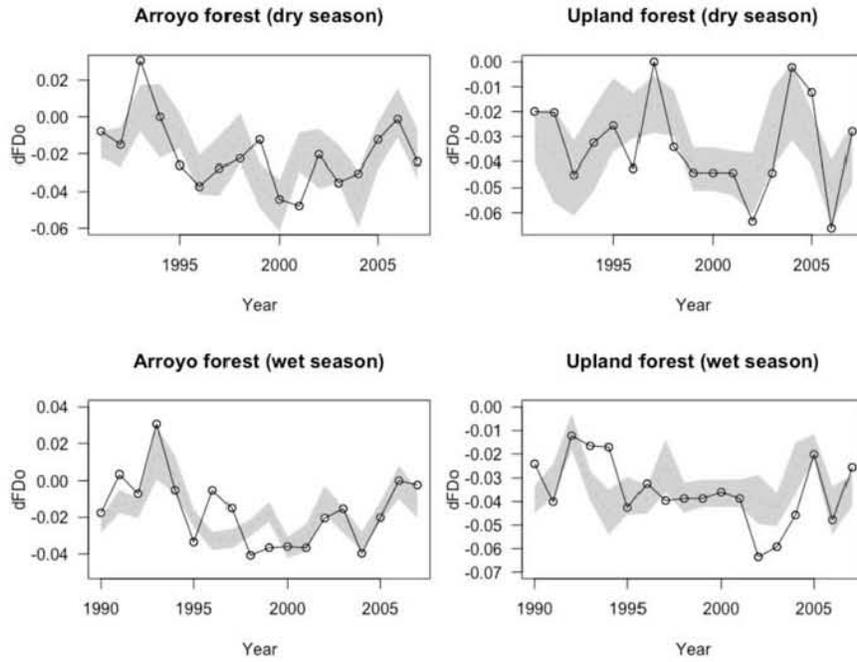
S2b Fig: Temporal dynamics of observed species richness (dots and lines) and 95% confidence interval predicted by the selected models (gray area). For the dry season, filled dots represent the dry season of 1992, characterized by unusually high levels of precipitation. For the wet season, filled dots are for the period 1990–1997, open dots are for the period 1998–2007.



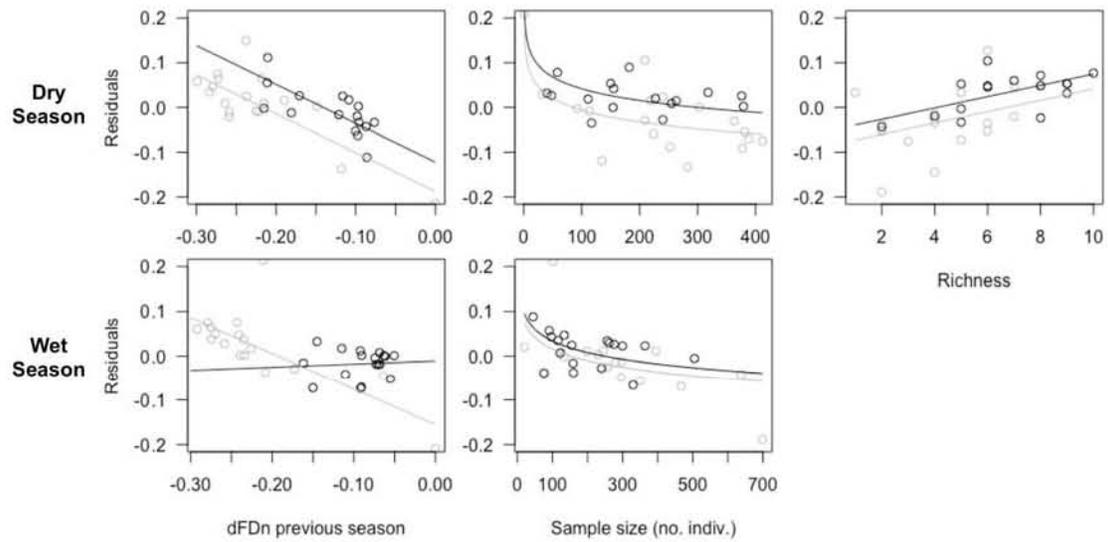
3a Fig: Residual plots for the selected models for deviations of functional diversity from null model predictions according to species occurrence (dFDo). Black lines and dots represents data for upland forest, while gray lines and dots are those for arroyo forest.



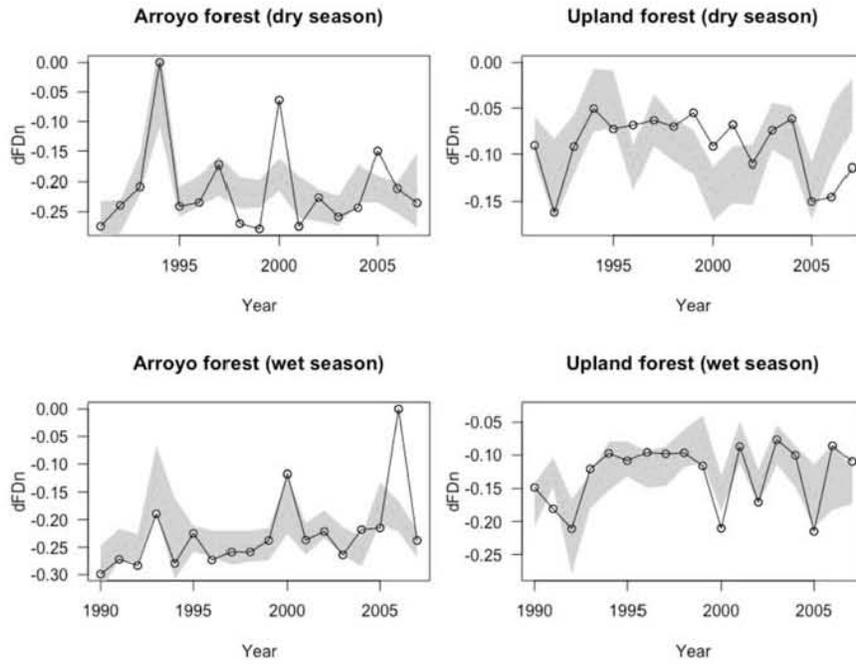
S3b Figure: Temporal dynamics for the observed dFDo (dots and lines) and 95% confidence interval predicted by the selected models (gray area).



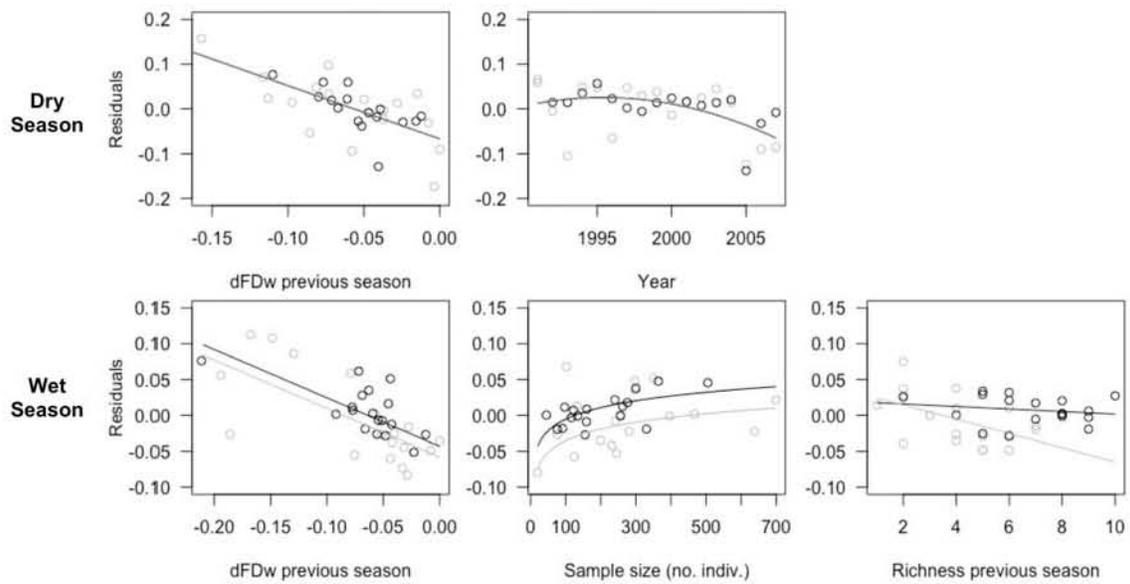
S4a Fig: Residual plots for the selected models for deviations of functional diversity from null model predictions according to number of individuals (dFDn). Black lines and dots represents data for upland forest, while gray lines and dots are those for arroyo forest.



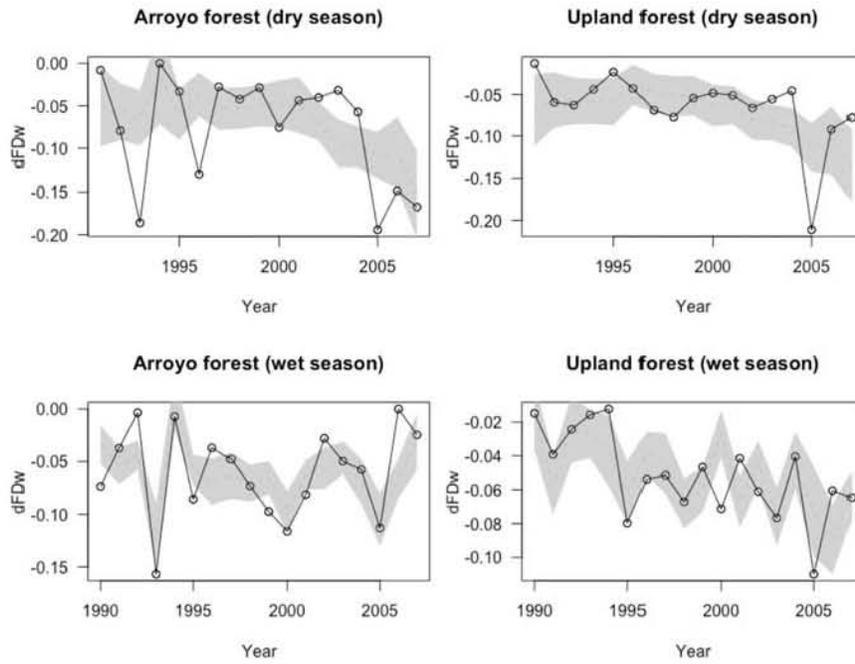
S4b Fig: Temporal dynamics for the observed dFDn (dots and lines) and 95% confidence interval predicted by the selected models (gray area).



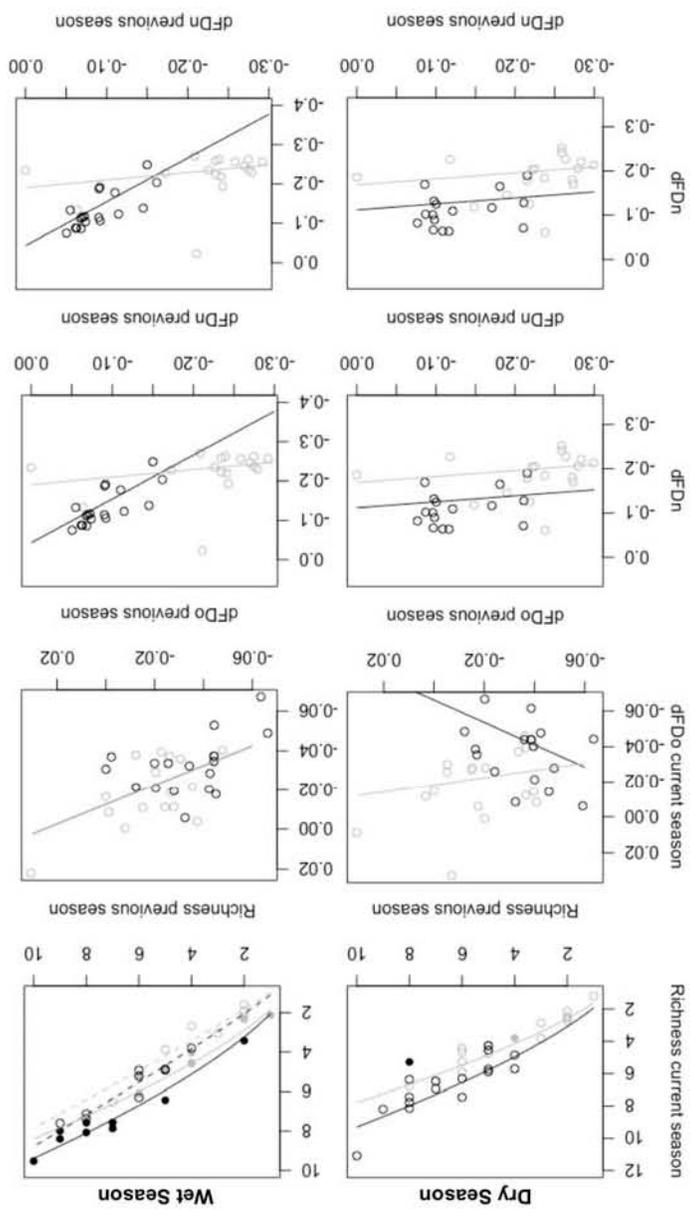
S5a Fig: Residual plots for the selected models for deviations of functional diversity from null model predictions according to biomass (dFDw). Black lines and dots represents data for upland forest, while gray lines and dots are those for arroyo forest.



S5b Fig: Temporal dynamics for the observed dFDw (dots and lines) and 95% confidence interval predicted by the selected models (gray area).



S6 Fig: Plots for residuals of the selected models for the four variables, back-transformed to species richness. Lines represent the expected association with the same variable in the previous season, after accounting for the effects of other variables. Black lines and dots represents data for upland forest, while gray lines and dots are those for arroyo forest. For species richness in the dry season, filled dots represent the dry season of 1992, characterized by unusually high levels of precipitation. For species richness in the wet season, continuous lines and filled dots correspond to period 1990–1997, while broken lines and open dots correspond to the period 1998–2007.



S7 Table: Model selection for the dynamics of species richness in the dry season. Results for the 30 best-performing models (i.e., lowest AICc values) are shown; the selected model is highlighted in bold. R²: determination coefficient, ΔAICc: difference between model's AICc and the lowest AICc value, k: number of parameters fitted, n: sample size (i.e., time series length); for acronyms of variables, see Table S15.

Model	R ²	ΔAICc	k	n
ΔS ~ log(S_{t-1}) + YR₉₂ + log(PP_W) + HAB + log(N)	0.80	0	6	34
ΔS ~ log(S _{t-1}) + YR ₉₂ + PP _W + HAB + PP _W ×HAB + YR ₉₂ ×HAB + log(N)	0.83	0.2	8	34
ΔS ~ log(S _{t-1}) + YR ₉₂ + PP _W + HAB + PP _W ×HAB + log(N)	0.81	0.7	7	34
ΔS ~ log(S _{t-1}) + YR ₉₂ + PP _W + HAB + log(N)	0.79	1.3	6	34
ΔS ~ log(S _{t-1}) + YR ₉₂ + log(PP _W) + HAB + log(N) + T _{MAX} + T _{MAX} ×HAB	0.83	1.4	8	34
ΔS ~ log(S _{t-1}) + PP _D + PP _W + HAB + PP _W ×HAB + log(N)	0.81	1.5	7	34
ΔS ~ log(S _{t-1}) + YR ₉₂ + PP _W + HAB + YR ₉₂ ×HAB + log(N)	0.81	1.5	7	34
ΔS ~ log(S _{t-1}) + PP _D + PP _W + HAB + log(N)	0.78	1.9	6	34
ΔS ~ log(S _{t-1}) + YR ₉₂ + log(PP _W) + HAB + log(N) + T _{MAX}	0.80	2.2	7	34
ΔS ~ log(S _{t-1}) + YR ₉₂ + log(PP _W) + log(PP _W) ² + HAB + log(N)	0.80	2.5	7	34
ΔS ~ log(S _{t-1}) + YR ₉₂ + PP _W + PP _W ² + HAB + log(N)	0.80	2.6	7	34
ΔS ~ log(S _{t-1}) + YR ₉₂ + log(PP _W) + HAB + log(N) + T _{MEAN} + T _{MEAN} ×HAB	0.82	2.6	8	34
ΔS ~ S _{t-1} + PP _D + PP _W + HAB + PP _W ×HAB + log(N)	0.80	2.7	7	34
ΔS ~ S _{t-1} + PP _D + PP _W + HAB + PP _D ×HAB + PP _W ×HAB + log(N)	0.82	2.8	8	34
ΔS ~ log(S _{t-1}) + YR ₉₂ + log(PP _W) + HAB + log(N) + S _{t-2}	0.80	3.0	7	34
ΔS ~ log(S _{t-1}) + YR ₉₂ + log(PP _W) + HAB + log(N) + T _{MEAN}	0.80	3.3	7	34
ΔS ~ log(S _{t-1}) + YR ₉₂ + log(PP _W) + HAB + log(N) + T _{MIN}	0.80	3.4	7	34
ΔS ~ log(S _{t-1}) + PP _D + PP _W + PP _W ² + HAB + PP _W ×HAB + log(N)	0.82	3.7	8	34
ΔS ~ log(S _{t-1}) + PPD + log(PP _W) + HAB + PP _W ×HAB + log(N)	0.81	3.9	7	34
ΔS ~ log(S _{t-1}) + PP _D + PP _D ² + PP _W + HAB + PP _W ×HAB + log(N)	0.81	4.0	7	34
ΔS ~ log(S _{t-1}) + PP _D + YR ₉₂ + PP _W + HAB + PP _W ×HAB + log(N)	0.81	4.0	8	34
ΔS ~ S _{t-1} + PP _D + log(PP _W) + HAB + PP _W ×HAB + log(N)	0.81	4.1	7	34
ΔS ~ log(S _{t-1}) + YR ₉₂ + log(PP _W) + HAB + log(N) + T _{MIN} + T _{MIN} ×HAB	0.81	4.1	8	34
ΔS ~ S _{t-1} + PP _D + PP _W + HAB + S _{t-1} ×HAB + PP _W ×HAB + log(N)	0.81	5.2	8	34
ΔS ~ log(S _{t-1}) + YR ₉₂ + log(PP _W) + HAB + log(N) + S _{t-2} + S _{t-2} ×HAB	0.81	5.4	8	34
ΔS ~ S _{t-1} + PP _D + PP _W + HAB + S _{t-1} ×HAB + PP _D ×HAB + PP _W ×HAB + log(N)	0.83	5.5	9	34
ΔS ~ log(S _{t-1}) + YR ₉₂ + log(PP _W) + HAB + log(N) + log(S _{t-2}) + log(S _{t-2})×HAB	0.80	5.5	8	34
ΔS ~ log(S _{t-1}) + YR ₉₂ + log(PP _W) + HAB + log(N) + log(S _{t-2}) + log(S _{t-2})×HAB	0.80	5.5	8	34
ΔS ~ S _{t-1} + PP _D + PP _W + HAB + S _{t-1} ×HAB + log(N)	0.78	5.7	7	34
ΔS ~ S _{t-1} + PP _D + PP _W + HAB + log(N)	0.76	5.8	6	34

S8 Table: Model selection for the dynamics of species richness in the wet season. Results for the 30 best-performing models (i.e., lowest AICc values) are shown; the selected model is highlighted in bold. R²: determination coefficient, ΔAICc: difference between model's AICc and the lowest AICc value, k: number of parameters fitted, n: sample size (i.e., time series length); for acronyms of variables, see Table S15.

Model	R ²	ΔAICc	k	n
$\Delta S \sim \log(S_{t-1}) + \log(PP_W) + HAB + PER + PER \times \log(S_{t-1}) + T_{MIN} + \log(N)$	0.82	0	8	36
$\Delta S \sim \log(S_{t-1}) + PP_W + HAB + PER + PER \times \log(S_{t-1}) + T_{MIN}$	0.80	0.2	7	36
$\Delta S \sim \log(S_{t-1}) + PP_W + HAB + PER + PER \times \log(S_{t-1}) + T_{MIN} + \log(S_{t-2})$	0.85	1.0	8	34
$\Delta S \sim \log(S_{t-1}) + PP_W + HAB + PER + PER \times \log(S_{t-1}) + T_{MIN} + HAB \times T_{MIN}$	0.82	1.4	8	36
$\Delta S \sim \log(S_{t-1}) + \log(PP_W) + HAB + PER + PER \times \log(S_{t-1}) + T_{MIN}$	0.79	2.1	7	36
$\Delta S \sim \log(S_{t-1}) + \log(PP_W) + HAB + PER + PER \times \log(S_{t-1}) + T_{MIN}$	0.79	2.1	7	36
$\Delta S \sim \log(S_{t-1}) + \log(PP_W) + HAB + PER + PER \times \log(S_{t-1}) + T_{MIN} + \log(N) + \log(N) \times HAB$	0.83	2.4	9	36
$\Delta S \sim \log(S_{t-1}) + PP_W + HAB + PER + PER \times \log(S_{t-1})$	0.77	2.6	6	36
$\Delta S \sim \log(S_{t-1}) + \log(PP_W) + HAB + PER + PER \times \log(S_{t-1}) + T_{MIN} + \log(PP_W) \times HAB$	0.81	2.8	8	36
$\Delta S \sim \log(S_{t-1}) + PP_W + HAB + PER + PER \times \log(S_{t-1}) + PER \times HAB + T_{MIN}$	0.81	2.9	8	36
$\Delta S \sim \log(S_{t-1}) + \log(PP_W) + HAB + PER + PER \times \log(S_{t-1}) + T_{MIN} + \log(PP_W) \times PER$	0.81	3.2	8	36
$\Delta S \sim \log(S_{t-1}) + YR_{92} + PP_W + HAB + PER + PER \times \log(S_{t-1}) + T_{MIN}$	0.80	3.4	8	36
$\Delta S \sim \log(S_{t-1}) + YR_{92} + PP_W + HAB + PER + PER \times \log(S_{t-1}) + YR_{92} \times PER + T_{MIN}$	0.80	3.4	9	36
$\Delta S \sim \log(S_{t-1}) + PP_W + HAB + PER + PER \times \log(S_{t-1}) + T_{MEAN}$	0.78	3.5	7	36
$\Delta S \sim \log(S_{t-1}) + PP_W + HAB + PER + PER \times \log(S_{t-1}) + T_{MIN} + \log(S_{t-2}) + \log(S_{t-2}) \times HAB$	0.85	3.8	9	34
$\Delta S \sim \log(S_{t-1}) + \log(PP_W) + HAB + PER + PER \times \log(S_{t-1}) + T_{MIN} + \log(PP_W) \times HAB + \log(PP_W) \times PER$	0.82	4.0	9	36
$\Delta S \sim \log(S_{t-1}) + PP_W + HAB + PER + PER \times \log(S_{t-1}) + PER \times PP_W$	0.78	4.0	7	36
$\Delta S \sim \log(S_{t-1}) + \log(PP_W) + HAB + PER + PER \times \log(S_{t-1}) + PER \times HAB + T_{MIN}$	0.80	5.0	8	36
$\Delta S \sim \log(S_{t-1}) + \log(PP_W) + HAB + PER + PER \times \log(S_{t-1}) + PER \times HAB$	0.77	5.1	7	36
$\Delta S \sim \log(S_{t-1}) + PP_W + HAB + PER + PER \times \log(S_{t-1}) + T_{MAX}$	0.77	5.2	7	36
$\Delta S \sim \log(S_{t-1}) + PP_W + HAB + PER + PER \times \log(S_{t-1}) + T_{MIN} + S_{t-2}$	0.83	5.3	7	34
$\Delta S \sim \log(S_{t-1}) + YR_{92} + PP_W + HAB + PER + PER \times \log(S_{t-1}) + YR_{92} \times HAB + T_{MIN}$	0.81	7.1	9	36
$\Delta S \sim \log(S_{t-1}) + YR_{92} + PP_W + HAB + PER + PER \times \log(S_{t-1}) + YR_{92} \times HAB + YR_{92} \times PER + T_{MIN}$	0.81	7.1	10	36
$\Delta S \sim \log(S_{t-1}) + PP_W + HAB + PER + PER \times \log(S_{t-1}) + T_{MIN} + S_{t-2} + S_{t-2} \times HAB$	0.84	7.5	9	34
$\Delta S \sim \log(S_{t-1}) + \log(PP_W) + HAB + PER + PER \times \log(S_{t-1}) + PER \times HAB$	0.76	7.5	7	36
$\Delta S \sim \log(S_{t-1}) + \log(PP_W) + PER + PER \times \log(S_{t-1}) + T_{MIN} + \log(PP_W) \times PER$	0.76	7.5	7	36
$\Delta S \sim \log(S_{t-1}) + PP_W + HAB + N + PER$	0.72	9.6	6	36
$\Delta S \sim \log(S_{t-1}) + PP_W + PER + PER \times \log(S_{t-1}) + T_{MIN} + \log(S_{t-2})$	0.78	9.7	7	34
$\Delta S \sim \log(S_{t-1}) + PP_W + HAB + N + N:PER$	0.71	10.8	6	36
$\Delta S \sim \log(S_{t-1}) + PP_W + HAB + PER$	0.68	11.3	5	36

S9 Table: Model selection for the dynamics of deviations of functional diversity (according to species' occurrence) from null model expectations in the dry season. Results for the 30 best-performing models (i.e., lowest AICc values) are shown; the selected model is highlighted in bold type. R²: determination coefficient, Δ AICc: difference between model's AICc and the lowest AICc value, k: number of parameters fitted, n: sample size (i.e., time series length); for acronyms of variables, see Table S15.

Models	R ²	Δ AICc	k	n
ΔFDo ~ dFDo_{t-1} + S_{t-1} + S_t + HAB + S_t×HAB + dFDo_{t-1}×HAB	0.69	0	7	34
Δ FDo ~ dFDo _{t-1} + S _{t-1} + S _t + HAB + S _t ×HAB + dFDo _{t-1} ×HAB + S _{t-1} ×HAB	0.70	2.1	8	34
Δ FDo ~ dFDo _{t-1} + S _{t-1} + S _t + HAB + S _t ×HAB	0.62	3.4	6	34
Δ FDo ~ dFDo _{t-1} + S _{t-1} + S _t + HAB + S _t ×HAB + S _{t-1} ×S _{t-2}	0.62	6.3	7	34
Δ FDo ~ dFDo _{t-1} + S _{t-1} + S _t + HAB + S _t ×HAB + S _{t-1} ×HAB	0.62	6.8	7	34
Δ FDo ~ dFDo _{t-1} + S _{t-1} + S _t + HAB + S _t ×HAB + S _{t-1} ×HAB	0.62	6.8	7	34
Δ FDo ~ dFDo _{t-1} + S _t + PP _D + HAB + S _t ×HAB	0.55	8.4	6	34
Δ FDo ~ dFDo _{t-1} + S _t + HAB + S _t ×HAB	0.51	8.5	5	34
Δ FDo ~ dFDo _{t-1} + T _{MAX} + S _t + HAB + S _t ×HAB	0.54	9.9	6	34
Δ FDo ~ dFDo _{t-1} + HAB	0.38	10.6	3	34
Δ FDo ~ dFDo _{t-1} + dFDo _{t-2} + S _t + HAB + S _t ×HAB	0.52	10.8	6	34
Δ FDo ~ dFDo _{t-1} + S _t + PP _D + HAB + S _t ×HAB + log(N)	0.57	10.9	7	34
Δ FDo ~ dFDo _{t-1} + T _{MIN} + S _t + HAB + S _t ×HAB	0.52	10.9	6	34
Δ FDo ~ dFDo _{t-1} + S _t + HAB + S _t ×HAB + log(N)	0.52	11.2	6	34
Δ FDo ~ dFDo _{t-1} + T _{MEAN} + S _t + HAB + S _t ×HAB	0.51	11.6	6	34
Δ FDo ~ dFDo _{t-1} + S _t	0.35	12.4	3	34
Δ FDo ~ dFDo _{t-1} + PP _D	0.34	12.6	3	34
Δ FDo ~ dFDo _{t-1} + T _{MAX} + S _t + HAB + S _t ×HAB + T _{MAX} ×HAB	0.59	12.7	7	34
Δ FDo ~ dFDo _{t-1} + S _t + HAB	0.38	13.4	4	34
Δ FDo ~ dFDo _{t-1} + T _{MIN} + S _t + HAB + S _t ×HAB + T _{MIN} ×HAB	0.52	14.2	7	34
Δ FDo ~ dFDo _{t-1} + dFDo _{t-2} + S _t + HAB + S _t ×HAB + dFDo _{t-2} ×HAB	0.52	14.3	7	34
Δ FDo ~ dFDo _{t-1} + S _t + PP _D + PP _W + HAB + S _t ×HAB + log(N)	0.57	14.6	8	34
Δ FDo ~ dFDo _{t-1} + PP _D + PP _W + HAB + S _t ×HAB + log(N)	0.57	14.6	7	34
Δ FDo ~ dFDo _{t-1} + S _t + PP _W + HAB + S _t ×HAB + log(N)	0.52	14.7	7	34
Δ FDo ~ dFDo _{t-1} + PP _D + HAB + log(N)	0.41	14.8	5	34
Δ FDo ~ dFDo _{t-1} + S _t + PP _D	0.35	15.0	4	34
Δ FDo ~ dFDo _{t-1} + T _{MEAN} + S _t + HAB + S _t ×HAB + T _{MEAN} ×HAB	0.51	15.1	7	34
Δ FDo ~ dFDo _{t-1} + S _t + PP _D + PP _W + HAB + PP _D ×HAB + S _t ×HAB + log(N)	0.60	15.9	9	34
Δ FDo ~ dFDo _{t-1} + S _t + PP _D + HAB	0.39	15.9	5	34
Δ FDo ~ dFDo _{t-1} + S _t + PP _D + HAB + log(N)	0.43	16.8	6	34

S10 Table: Model selection for the dynamics of deviations of functional diversity (according to species' occurrence) from null model expectations in the wet season. Results for the 30 best-performing models (i.e., lowest AICc values) are shown; the selected model is highlighted in bold. R²: determination coefficient, ΔAICc: difference between model's AICc and the lowest AICc value, k: number of parameters fitted, n: sample size (i.e., time series length); for acronyms of variables, see Table S15.

Model	R ²	ΔAICc	k	n
ΔFDo ~ dFDo_{t-1} + S_{t-1}	0.43	0	3	36
ΔFDo ~ log(dFDo _{t-1} +1) + S _{t-1}	0.43	0.04	3	36
ΔFDo ~ dFDo _{t-1} + log(S _{t-1})	0.41	1.2	3	36
ΔFDo ~ dFDo _{t-1} + S _{t-1} + HAB	0.44	2.0	4	36
ΔFDo ~ dFDo _{t-1} + S _t + S _{t-1} + HAB + dFDo _{t-1} ×HAB	0.53	2.0	6	36
ΔFDo ~ dFDo _{t-1} + S _t + S _{t-1} + HAB + dFDo _{t-1} ×HAB + S _t ×HAB	0.55	3.5	7	36
ΔFDo ~ dFDo _{t-1} + S _{t-1} + HAB + dFDo _{t-1} ×HAB	0.46	3.9	5	36
ΔFDo ~ dFDo _{t-1} + S _t + S _{t-1} + HAB + dFDo _{t-1} ×HAB + S _{t-1} ×HAB	0.54	4.6	8	36
ΔFDo ~ dFDo _{t-1} + HAB + dFDo _{t-1} ×HAB	0.39	4.9	4	36
ΔFDo ~ dFDo _{t-1} + HAB	0.33	6.0	3	36
ΔFDo ~ dFDo _{t-1} + S _t + HAB + dFDo _{t-1} ×HAB	0.42	6.5	5	36
ΔFDo ~ dFDo _{t-1} + S _{t-1} + HAB + dFDo _{t-1} ×HAB + S _{t-1} ×HAB	0.46	7.0	6	36
ΔFDo ~ dFDo _{t-1} + S _t + S _{t-1} + HAB + dFDo _{t-1} ×HAB + S _t ×HAB + S _{t-1} ×HAB	0.55	7.0	8	36
ΔFDo ~ dFDo _{t-1} + T _{MIN} + HAB + dFDo _{t-1} ×HAB	0.40	7.3	5	36
ΔFDo ~ dFDo _{t-1} + T _{MEAN} + HAB + dFDo _{t-1} ×HAB	0.40	7.5	5	36
ΔFDo ~ dFDo _{t-1} + T _{MAX} + HAB + dFDo _{t-1} ×HAB	0.40	7.7	5	36
ΔFDo ~ dFDo _{t-1} + S _t + HAB + dFDo _{t-1} ×HAB + S _t ×HAB	0.44	7.7	6	36
ΔFDo ~ dFDo _{t-1} + PP _D + HAB	0.34	7.9	4	36
ΔFDo ~ dFDo _{t-1} + PP _W + HAB	0.33	8.5	4	36
ΔFDo ~ dFDo _{t-1}	0.21	9.1	2	36
ΔDFo ~ dFDo _{t-1} + T _{MAX} + HAB + dFDo _{t-1} ×HAB + T _{MAX} ×HAB	0.42	9.6	6	36
ΔFDo ~ dFDo _{t-1} + T _{MEAN} + HAB + dFDo _{t-1} ×HAB + T _{MEAN} ×HAB	0.41	10.0	6	36
ΔFDo ~ dFDo _{t-1} + PP _D + PP _W + HAB	0.35	10.4	5	36
ΔFDo ~ dFDo _{t-1} + T _{MIN} + HAB + dFDo _{t-1} ×HAB + T _{MIN} ×HAB	0.40	10.4	6	36
ΔFDo ~ dFDo _{t-1} + S _t + PP _D + HAB	0.34	10.8	5	36
ΔFDo ~ dFDo _{t-1} + S _t + PP _W + HAB	0.34	11.0	5	36
ΔFDo ~ dFDo _{t-1} + PP _D	0.22	11.2	3	36
ΔFDo ~ dFDo _{t-1} + S _t + PP _D + PP _W + HAB	0.35	13.3	6	36
ΔFDo ~ dFDo _{t-1} + PP _D + PP _W + HAB + log(N)	0.35	13.5	6	36
ΔFDo ~ dFDo _{t-1} + PP _D + PP _W	0.23	13.6	4	36

S11 Table: Model selection for the dynamics of deviations of functional diversity (according to number of individuals) from null model expectations in the dry season. Results for the 30 best-performing models (i.e., lowest AICc values) are shown; the selected model is highlighted in bold. R²: determination coefficient, ΔAICc: difference between model's AICc and the lowest AICc value, k: number of parameters fitted, n: sample size (i.e., time series length); for acronyms of variables, see Table S15.

Model	R ²	ΔAICc	k	n
ΔFDn ~ dFDn_{t-1} + S_t + HAB + log(N)	0.74	0	5	34
ΔFDn ~ dFDn _{t-1} + S _t + dFDn _{t-2} + HAB + log(N) + dFDn _{t-2} ×HAB	0.79	0.2	7	34
ΔFDn ~ dFDn _{t-1} + S _t + T _{MIN} + HAB + log(N)	0.76	0.3	6	34
ΔFDn ~ dFDn _{t-1} + S _t + T _{MEAN} + HAB + log(N)	0.76	0.9	6	34
ΔFDn ~ dFDn _{t-1} + S + PP _W + HAB + log(N)	0.75	1.6	6	34
ΔFDn ~ dFDn _{t-1} + S _t + T _{MAX} + HAB + log(N)	0.75	2.2	6	34
ΔFDn ~ dFDn _{t-1} + S _t + S _{t-1} + HAB + log(N)	0.75	2.3	6	34
ΔFDn ~ dFDn _{t-1} + S _t + HAB + log(N) + dFDn _{t-1} ×HAB	0.75	2.8	6	34
ΔFDn ~ dFDn _{t-1} + S _t + HAB + log(N) + dFDn _{t-1} ×HAB	0.75	2.8	6	34
ΔFDn ~ dFDn _{t-1} + S _t + dFDn _{t-2} + HAB + log(N)	0.74	3.1	6	34
ΔFDn ~ dFDn _{t-1} + S _t + PP _D + HAB + log(N)	0.74	3.1	6	34
ΔFDn ~ dFDn _{t-1} + S _t + HAB + log(N) + S×HAB	0.74	3.2	6	34
ΔFDn ~ dFDn _{t-1} + S _t + log(N)	0.69	3.4	4	34
ΔFDn ~ dFDn _{t-1} + S _t + T _{MIN} + HAB + log(N) + T _{MIN} ×HAB	0.77	3.6	7	34
ΔFDn ~ dFDn _{t-1} + S _t + T _{MEAN} + HAB + log(N) + T _{MEAN} ×HAB	0.76	3.8	7	34
ΔFDn ~ dFDn _{t-1} + S _t + T _{MAX} + HAB + log(N) + T _{MAX} ×HAB	0.76	4.6	7	34
ΔFDn ~ dFDn _{t-1} + S _t + PP _D + PP _W + HAB + log(N)	0.76	4.9	7	34
ΔFDn ~ dFDn _{t-1} + S _t + S _{t-1} + HAB + log(N) + S _{t-1} ×HAB	0.75	5.7	7	34
ΔFDn ~ dFDn _{t-1} + S _t + HAB + log(N) + dFDn _{t-1} ×HAB + S×HAB	0.75	6.2	7	34
ΔFDn ~ dFDn _{t-1} + S _t + PP _W + log(N)	0.69	6.4	5	34
ΔFDn ~ dFDn _{t-1} + S _t + PP _D + PP _W + HAB + PP _D ×HAB + log(N)	0.76	7.6	8	34
ΔFDn ~ dFDn _{t-1} + S _t + PP _D + PP _W + HAB + dFDn _{t-1} ×HAB + log(N)	0.76	8.3	8	34
ΔFDn ~ dFDn _{t-1} + S _t + PP _D + PP _W + HAB + S _t ×HAB + log(N)	0.76	8.5	8	34
ΔFDn ~ dFDn _{t-1} + S _t + PP _D + PP _W + HAB + PP _W ×HAB + log(N)	0.76	8.6	8	34
ΔFDn ~ dFDn _{t-1} + S _t + PP _D + PP _W + log(N)	0.69	9.3	6	34
ΔFDn ~ dFDn _{t-1} + PP _W + HAB + log(N)	0.66	9.5	5	34
ΔFDn ~ dFDn _{t-1} + PP _D + PP _W + HAB + log(N)	0.68	10.8	6	34
ΔFDn ~ dFDn _{t-1} + S _t + PP _D + PP _W + HAB + dFDn _{t-1} ×HAB + PP _D ×HAB + log(N)	0.77	11.3	9	34
ΔFDn ~ dFDn _{t-1} + S _t + PP _D + PP _W + HAB + PP _D ×HAB + PP _W ×HAB + log(N)	0.76	11.6	9	34
ΔFDn ~ dFDn _{t-1} + S _t + PP _D + PP _W + HAB + PP _D ×HAB + S×HAB + log(N)	0.76	11.6	9	34

S12 Table: Model selection for the dynamics of deviations of functional diversity (according to number of individuals) from null model expectations in the wet season. Results for the 30 best-performing models (i.e., lowest AICc values) are shown; the selected model is highlighted in bold. R²: determination coefficient, ΔAICc: difference between model's AICc and the lowest AICc value, k: number of parameters fitted, n: sample size (i.e., time series length); for acronyms of variables, see Table S15.

Model	R ²	ΔAICc	k	n
$\Delta FD_n \sim dFD_{n_{t-1}} + T_{MIN} + HAB + \log(N) + dFD_{n_{t-1}} \times HAB$	0.62	0	6	36
$\Delta FD_n \sim dFD_{n_{t-1}} + HAB + \log(N) + dFD_{n_{t-1}} \times HAB$	0.58	0.1	5	36
$\Delta FD_n \sim dFD_{n_{t-1}} + T_{MEAN} + HAB + \log(N) + dFD_{n_{t-1}} \times HAB$	0.61	0.4	6	36
$\Delta FD_n \sim dFD_{n_{t-1}} + T_{MAX} + HAB + \log(N) + dFD_{n_{t-1}} \times HAB$	0.60	1.3	6	36
$\Delta FD_n \sim \log(dFD_{n_{t-1}} + 1) + HAB + \log(N) + dFD_{n_{t-1}} \times HAB$	0.60	2.1	5	36
$\Delta FD_n \sim dFD_{n_{t-1}} + S_t + HAB + \log(N) + dFD_{n_{t-1}} \times HAB$	0.59	2.4	6	36
$\Delta FD_n \sim dFD_{n_{t-1}} + S_t + HAB + \log(N) + dFD_{n_{t-1}} \times HAB$	0.59	2.4	6	36
$\Delta FD_n \sim dFD_{n_{t-1}} + PP_W + HAB + \log(N)$	0.55	2.7	5	36
$\Delta FD_n \sim dFD_{n_{t-1}} + PP_W + \log(N)$	0.51	3.0	4	36
$\Delta FD_n \sim dFD_{n_{t-1}} + S_{t-1} + HAB + \log(N) + dFD_{n_{t-1}} \times HAB$	0.58	3.1	6	36
$\Delta FD_n \sim dFD_{n_{t-1}} + S_t + HAB + \log(N) + dFD_{n_{t-1}} \times HAB + S_t \times HAB$	0.62	3.1	7	36
$\Delta FD_n \sim dFD_{n_{t-1}} + HAB + \log(N)$	0.51	3.2	4	36
$\Delta FD_n \sim \log(dFD_{n_{t-1}} + 1) + HAB + \log(N)$	0.51	3.2	4	36
$\Delta FD_n \sim dFD_{n_{t-1}} + T_{MIN} + HAB + \log(N) + dFD_{n_{t-1}} \times HAB + T_{MIN} \times HAB$	0.62	3.3	7	36
$\Delta FD_n \sim dFD_{n_{t-1}} + T_{MEAN} + HAB + \log(N) + dFD_{n_{t-1}} \times HAB + T_{MEAN} \times HAB$	0.62	3.6	7	36
$\Delta FD_n \sim dFD_{n_{t-1}} + \log(N)$	0.46	4.1	3	36
$\Delta FD_n \sim \log(dFD_{n_{t-1}} + 1) + \log(N)$	0.45	4.3	3	36
$\Delta FD_n \sim dFD_{n_{t-1}} + T_{MAX} + HAB + \log(N) + dFD_{n_{t-1}} \times HAB + T_{MAX} \times HAB$	0.61	4.3	7	36
$\Delta FD_n \sim dFD_{n_{t-1}} + PP_D + HAB + \log(N)$	0.53	4.8	5	36
$\Delta FD_n \sim dFD_{n_{t-1}} + PP_D + PP_W + HAB + \log(N)$	0.56	5.0	6	36
$\Delta FD_n \sim dFD_{n_{t-1}} + S_t + HAB + \log(N)$	0.52	5.2	5	36
$\Delta FD_n \sim dFD_{n_{t-1}} + PP_W + \log(N) + dFD_{n_{t-1}} : PP_W$	0.51	5.6	5	36
$\Delta FD_n \sim dFD_{n_{t-1}} + PP_D + PP_W + \log(N)$	0.51	5.7	5	36
$\Delta FD_n \sim dFD_{n_{t-1}} + S_t + PP_W + HAB + \log(N)$	0.55	5.7	6	36
$\Delta FD_n \sim dFD_{n_{t-1}} + S_{t-1} + HAB + \log(N) + dFD_{n_{t-1}} \times HAB + S_{t-1} \times HAB$	0.59	6.2	7	36
$\Delta FD_n \sim dFD_{n_{t-1}} + dFD_{n_{t-1}}^2 + \log(N)$	0.46	6.3	3	36
$\Delta FD_n \sim dFD_{n_{t-1}} + PP_W + HAB$	0.45	7.0	4	36
$\Delta FD_n \sim dFD_{n_{t-1}} + S_t + PP_D + HAB + \log(N)$	0.53	7.4	6	36
$\Delta FD_n \sim dFD_{n_{t-1}} + S_t + PP_D + PP_W + HAB + S \times HAB + \log(N)$	0.61	7.6	8	36
$\Delta FD_n \sim dFD_{n_{t-1}} + S_t + PP_D + PP_W + HAB + dFD_{n_{t-1}} \times HAB + \log(N)$	0.61	7.7	8	36

S13 Table: Model selection for the dynamic of deviations of functional diversity (according to biomass) from null model expectations in the dry season. Results for the 30 best-performing models (i.e., lowest AICc values) are shown; the selected model is highlighted in bold. R²: determination coefficient, Δ AICc: difference between model's AICc and the lowest AICc value, k: number of parameters fitted, n: sample size (i.e., time series length); for acronyms of variables, see Table S15.

Model	R2	Δ AICc	k	n
ΔFDw ~ dFDw_{t-1} + YR + YR²	0.57	0	4	34
Δ FDw ~ e ^{dFDw_{t-1}} + YR	0.53	0.1	3	34
Δ FDw ~ dFDw _{t-1} + e ^{YR/1000}	0.53	0.3	3	34
Δ FDw ~ dFDw _{t-1} + YR	0.53	0.3	3	34
Δ FDw ~ dFDw _{t-1} + log(YR)	0.53	0.3	3	34
Δ FDw ~ log(dFDw _{t-1} +1) + YR	0.52	0.5	3	34
Δ FDw ~ log(dFDw _{t-1} +1) + log(T _{MIN}) + YR	0.54	1.8	4	34
Δ FDw ~ log(dFDw _{t-1} +1) + T _{MIN} + YR	0.54	1.9	4	34
Δ FDw ~ dFDw _{t-1} + YR + HAB	0.54	1.9	4	34
Δ FDw ~ dFDw _{t-1} + YR + log(N)	0.54	2.1	4	34
Δ FDw ~ dFDw _{t-1} + YR + YR ² + log(N)	0.57	2.8	5	34
Δ FDw ~ log(dFDw _{t-1} +1) + T _{MIN} + YR + YR×HAB	0.56	3.8	5	34
Δ FDw ~ dFDw _{t-1} + T _{MIN}	0.46	4.7	3	34
Δ FDw ~ log(dFDw _{t-1} +1) + T _{MIN}	0.46	4.8	3	34
Δ FDw ~ dFDw _{t-1} + YR + HAB + YR×HAB	0.54	4.8	5	34
Δ FDw ~ dFDw _{t-1} + YR + HAB + YR×HAB	0.54	4.8	5	34
Δ FDw ~ log(dFDw _{t-1} +1) + YR + HAB + YR×HAB	0.54	5.0	5	34
Δ FDw ~ dFDw _{t-1} + YR + YR ² + HAB + YR×HAB	0.58	5.0	6	34
Δ FDw ~ dFDw _{t-1} + TMEAN	0.45	5.4	3	34
Δ FDw ~ dFDw _{t-1} + S _t	0.45	5.8	3	34
Δ FDw ~ log(dFDw _{t-1} +1)	0.40	6.0	2	34
Δ FDw ~ dFDw _{t-1}	0.40	6.0	2	34
Δ FDw ~ dFDw _{t-1} + dFDw _{t-2}	0.44	6.3	3	34
Δ FDw ~ dFDw _{t-1} + T _{MIN} + HAB	0.47	6.9	4	34
Δ FDw ~ dFDw _{t-1} + T _{MAX}	0.42	7.2	3	34
Δ FDw ~ dFDw _{t-1} + T _{MEAN} + HAB	0.46	7.5	4	34
Δ FDw ~ dFDw _{t-1} + S _t + PP _D	0.46	7.8	4	34
Δ FDw ~ dFDw _{t-1} + T _{MIN} + HAB + T _{MIN} ×HAB	0.50	7.9	5	34
Δ FDw ~ dFDw _{t-1} + HAB	0.41	8.0	3	34
Δ FDw ~ dFDw _{t-1} + S _t + log(N)	0.45	8.0	4	34

S14 Table: Model selection for the dynamic of deviations of functional diversity (according to biomass) from null model expectations in the wet season. Results for the 30 best-performing models (i.e., lowest AICc values) are shown; the selected model is highlighted in bold. R²: determination coefficient, Δ AICc: difference between model's AICc and the lowest AICc value, k: number of parameters fitted, n: sample size (i.e., time series length); for acronyms of variables, see Table S15.

Model	R ²	Δ AICc	k	N
ΔFDw ~ dFDw_{t-1} + S_{t-1} + HAB + log(N) + S_{t-1}×HAB	0.78	0	6	36
Δ FDw ~ dFDw _{t-1} + T _{MEAN} + HAB + log(N) + T _{MEAN} ×HAB	0.77	1.8	6	36
Δ FDw ~ log(dFDw _{t-1} +1) + S _{t-1} + HAB + log(N) + S _{t-1} ×HAB	0.77	1.9	6	36
Δ FDw ~ dFDw _{t-1} + T _{MEAN} + log(N)	0.73	2.0	4	36
Δ FDw ~ log(dFDw _{t-1} +1) + S _{t-1} + HAB + log(N)	0.75	2.1	5	36
Δ FDw ~ dFDw _{t-1} + T _{MAX} + log(N)	0.72	2.4	4	36
Δ FDw ~ dFDw _{t-1} + YR + S _{t-1} + HAB + log(N) + S _{t-1} ×HAB	0.78	2.8	7	36
Δ FDw ~ dFDw _{t-1} + S _{t-1} + HAB + YR + log(N) + S _{t-1} ×HAB	0.78	2.8	7	36
Δ FDw ~ dFDw _{t-1} + T _{MIN} + HAB + log(N) + T _{MIN} ×HAB	0.76	3.4	6	36
Δ FDw ~ dFDw _{t-1} + log(N)	0.69	3.5	3	36
Δ FDw ~ dFDw _{t-1} + PP _D + log(N)	0.71	3.6	4	36
Δ FDw ~ dFDw _{t-1} + HAB + log(N)	0.71	3.6	4	36
Δ FDw ~ dFDw _{t-1} + T _{MAX} + HAB + log(N) + T _{MAX} ×HAB	0.76	3.7	6	36
Δ FDw ~ dFDw _{t-1} + T _{MIN} + log(N)	0.71	3.8	4	36
Δ FDw ~ dFDw _{t-1} + PP _D + HAB + log(N)	0.73	3.9	5	36
Δ FDw ~ dFDw _{t-1} + YR + S _{t-1} + HAB + log(N) + S _{t-1} :HAB + YR×HAB	0.80	4.4	8	36
Δ FDw ~ dFDw _{t-1} + S _{t-1} + HAB + YR + YR ² + log(N) + S _{t-1} ×HAB	0.79	4.6	8	36
Δ FDw ~ log(dFDw _{t-1} +1) + S _{t-1} + HAB + YR + log(N) + S _{t-1} ×HAB	0.77	4.6	7	36
Δ FDw ~ dFDw _{t-1} + S _t + PP _D + HAB + log(N)	0.75	5.2	6	36
Δ FDw ~ dFDw _{t-1} + HAB + log(N) + dFDw _{t-1} ×HAB	0.72	5.2	5	36
Δ FDw ~ dFDw _{t-1} + S _{t-1} + log(N)	0.70	5.3	4	36
Δ FDw ~ dFDw _{t-1} + S _t + HAB + log(N)	0.72	5.5	5	36
Δ FDw ~ dFDw _{t-1} + PP _D + PP _W + HAB + log(N)	0.74	6.2	6	36
Δ FDw ~ dFDw _{t-1} + HAB + PP _D + log(N) + PP _D ×HAB	0.74	6.4	6	36
Δ FDw ~ dFDw _{t-1} + S _t + PP _D + log(N)	0.71	6.5	5	36
Δ FDw ~ log(dFDw _{t-1} +1) + S _{t-1} + log(N)	0.69	6.6	4	36
Δ FDw ~ dFDw _{t-1} + HAB + S _t + log(N) + S _t ×HAB	0.73	7.9	6	36
Δ FDw ~ dFDw _{t-1} + S _t + PP _D + PP _W + HAB + log(N)	0.75	8.3	7	36
Δ FDw ~ dFDw _{t-1} + S _t + PP _W + HAB + log(N)	0.72	8.5	6	36
Δ FDw ~ dFDw _{t-1} + S _t + PP _D + PP _W + log(N)	0.72	8.9	6	36

Table S15: Acronyms and short description of variables in Tables S7 to S14.

Acronym	Variable description
ΔS	Between-seasons rate of change in species richness: $\log(S_t/S_{t-1})$.
S_t	Species richness of the season.
S_{t-1}	Species richness one season before (i.e. for the wet season corresponds to the previous dry season, and vice versa).
S_{t-2}	Species richness two seasons before (i.e. for the wet and dry season corresponds to the wet and dry season one year before, respectively).
ΔFDo	Between-seasons rate of change in deviations of functional diversity (according to species occurrence) from null-model expectations (dFDo): $dFDo_t - dFDo_{t-1}$.
$dFDo_{t-1}$	dFDo value one season before (i.e. for the wet season corresponds to the previous dry season, and vice versa).
$dFDo_{t-2}$	dFDo value two seasons before (i.e. for the wet and dry season corresponds to the wet and dry season one year before, respectively).
ΔFdn	Between-seasons rate of change in deviations of functional diversity (according to n° of individuals of each species captured) from null-model expectations (dFDn): $dFDn_t - dFDn_{t-1}$.
$dFDn_{t-1}$	dFDn value one season before (i.e. for the wet season corresponds to the previous dry season, and vice versa).
$dFDn_{t-2}$	dFDn value two seasons before (i.e. for the wet and dry season corresponds to the wet and dry season one year before, respectively).
ΔFDw	Between-seasons rate of change in deviations of functional diversity (according to total biomass of individuals of each species captured) from null-model expectations (dFDw): $dFDw_t - dFDw_{t-1}$.
$dFDw_{t-1}$	dFDw value one season before (i.e. for the wet season corresponds to the previous dry season, and vice versa).
$dFDw_{t-2}$	dFDw value two seasons before (i.e. for the wet and dry season corresponds to the wet and dry season one year before, respectively).
HAB	Habitat; i.e. forest type: Upland Forest or Arroyo Forest
N	Total number of individual captured during the trapping sessions (i.e. sample size for community parameters estimation).
PP_W	Precipitation volume (mm) accumulated during the wet season; this value corresponds to the value of season for wet-season models, and of the previous season for dry-season models.
PP_D	Precipitation volume (mm) accumulated during the dry season; this value corresponds to the value of season for dry-season models, and of the previous season for wet-season models.
YR	Year, used to control for long-term temporal trends.
PER	Subdivision of the entire study period used to model species richness in the wet season due to an apparent regimen change between the 1990-1997 and the 1998-2007 periods.
YR_{92}	Dummy variable used to account for potential effects of an abnormally rainy dry season in 1992, which were not explained for the other variables in the database (including PP_D).
T_{MEAN}	Mean (grand-mean) temperature (°C) of the season.
T_{MIN}	Mean minimum temperature for the season.
T_{MAX}	Mean maximum temperature for the season.

S16 Table. Functional traits database. The traits on every category (habitat, habitat (stratum) use, diet and temporal activity) are multivariate variables standardized so the sum of the variables on every category sum 1. Habitat was obtained from IUCN (and its category numbers are included) [1], proportions of use were obtained from compilations, just as the variables in the other three categories [2–5]. Abbreviations are: *Bm* (*Baiomys musculus*), *Lp* (*Liomys pictus*), *Mg* (*Megasorex gigas*), *Ns* (*Nyctomys sumichrasti*), *Oc* (*Oryzomys mexicanus*), *Om* (*Oryzomys melanotis*), *Ob* (*Osgoodomys banderanus*), *Pp* (*Peromyscus perfulvus*), *Rf* (*Reithrodontomys fulvescens*), *Sm* (*Sigmodon mascotensis*), *Sp* (*Spilogale pygmaea*), *Tc* (*Tlacuatzin canescens*), *Xn* (*Xenomys nelsoni*).

Spp	Habitat								Habitat (stratum) use					Diet				Temporal activity		
	Upland forest (1.5)	Arroyo forest (1.6)	forest (1)	Shrubland(3)	Grassland (4)	Artificial/terrestrial (14)	Wetlands (5)	Marine coastal/supratidal (14)	Terrestrial	Fossorial	Semi arboreal	Arboreal	Semi aquatic	Seed eating	Herbivorous	Insectivorous	Carnivorous	Daylight	Night	Twilight
<i>Bm</i>	0.182	0.091	0.182	0.182	0.182	0.182	0.000	0.000	1.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.313	0.625	0.063	0.000	0.000	0.500	0.500
<i>Lp</i>	0.250	0.250	0.250	0.250	0.000	0.000	0.000	0.000	1.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.833	0.083	0.083	0.000	0.000	0.500	0.500
<i>Mg</i>	0.000	0.000	0.333	0.333	0.000	0.333	0.000	0.000	0.625	0.313	0.000	0.000	0.063	0.000	0.000	1.000	0.000	1.000	0.000	0.000
<i>Ns</i>	0.200	0.400	0.400	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.063	0.000	0.625	0.313	0.000	0.313	0.625	0.063	0.000	0.000	0.500	0.500
<i>Oc</i>	0.333	0.333	0.000	0.000	0.000	0.000	0.333	0.000	0.385	0.000	0.192	0.038	0.385	0.250	0.250	0.250	0.250	0.000	0.500	0.500
<i>Om</i>	0.333	0.333	0.333	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.385	0.000	0.192	0.038	0.385	0.250	0.250	0.250	0.250	0.000	0.500	0.500
<i>Ob</i>	0.200	0.400	0.400	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.048	0.000	0.476	0.476	0.000	0.313	0.625	0.063	0.000	0.000	0.500	0.500
<i>Pp</i>	0.143	0.286	0.286	0.000	0.000	0.286	0.000	0.000	0.200	0.000	0.400	0.400	0.000	0.250	0.500	0.250	0.000	0.000	0.500	0.500
<i>Rf</i>	0.143	0.286	0.000	0.286	0.286	0.000	0.000	0.000	0.625	0.000	0.313	0.063	0.000	0.313	0.625	0.063	0.000	0.000	0.500	0.500
<i>Sm</i>	0.000	0.000	0.500	0.000	0.000	0.500	0.000	0.000	1.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.476	0.476	0.048	0.000	0.000	0.500	0.500
<i>Sp</i>	0.000	0.000	0.250	0.250	0.000	0.250	0.000	0.250	1.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.063	0.625	0.313	0.100	0.400	0.500
<i>Tc</i>	0.000	0.000	0.500	0.500	0.000	0.000	0.000	0.000	0.048	0.000	0.476	0.476	0.000	0.000	0.091	0.909	0.000	0.000	0.500	0.500
<i>Xn</i>	0.667	0.333	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.048	0.000	0.476	0.476	0.000	0.313	0.625	0.063	0.000	0.000	0.500	0.500

S17 Table. Abundance database upland forest. Abbreviations are: *Bm* (*Baiomys musculus*), *Lp* (*Liomys pictus*), *Mg* (*Megasorex gigas*), *Ns* (*Nyctomys sumichrasti*), *Oc* (*Oryzomys mexicanus*), *Om* (*Oryzomys melanotis*), *Ob* (*Osgoodomys banderanus*), *Pp* (*Peromyscus perfulvus*), *Rf* (*Reithrodontomys fulvescens*), *Sm* (*Sigmodon mascotensis*), *Sp* (*Spilogale pygmaea*), *Tc* (*Tlacuatzin canescens*), *Xn* (*Xenomys nelsoni*). *D* (Dry season), *W* (wet season).

Spp	1990		1991		1992		1993		1994		1995		1996		1997		1998		1999		2000		2001		2002		2003		2004		2005		2006		2007		2012		
	D	W	D	W	D	W	D	W	D	W	D	W	D	W	D	W	D	W	D	W	D	W	D	W	D	W	D	W	D	W	D	W	D	W	D	W			
<i>Bm</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	6	1	0	1	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	4	0	0	0	0	0	3	2	0	0		
<i>Lp</i>	336	633	371	250	338	338	0	0	0	669	193	202	345	282	232	427	357	274	244	244	54	84	276	198	111	130	219	237	366	332	188	66	89	102	134	296	156	156	
<i>Mg</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Ns</i>	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Oc</i>	2	1	1	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	1	12	5	0	0	1	1	17	4	0	1	0	0	0	0	8	19	1	0	0	0	0	0	7	13	
<i>Om</i>	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	14	1	3	0	0	0	11	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	7	9	
<i>Ob</i>	1	1	0	0	0	3	0	0	0	0	6	3	21	9	16	15	14	4	4	0	81	16	4	0	2	3	4	3	16	19	19	0	0	0	0	0	4	1	
<i>Pp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	2	2	1	0	0	0	0	44	16	2	0	0	0	0	0	8	1	0	1	0	0	0	0	8	0	
<i>Rf</i>	0	0	5	1	6	5	31	19	0	13	6	7	9	2	17	11	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2	
<i>Sm</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	4	14	2	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	19	0	2	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Sp</i>	0	1	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Tc</i>	1	0	4	5	18	2	1	1	0	5	0	0	0	0	10	4	1	0	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	4	1	0	0	0	0	1	0	0	
<i>Xn</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	28	5	3	0	0	0	0	0		

S18 Table. Abundance database arroyo forest. Abbreviations are: *Bm* (*Baiomys musculus*), *Lp* (*Liomys pictus*), *Mg* (*Megasorex gigas*), *Ns* (*Nyctomys sumichrasti*), *Oc* (*Oryzomys mexicanus*), *Om* (*Oryzomys melanotis*), *Ob* (*Osgoodomys banderanus*), *Pp* (*Peromyscus perfulvus*), *Rf* (*Reithrodontomys fulvescens*), *Sm* (*Sigmodon mascotensis*), *Sp* (*Spilogale pygmaea*), *Tc* (*Tlacuatzin canescens*), *Xn* (*Xenomys nelsoni*). *D* (Dry season), *W* (wet season).

Spp	1990		1991		1992		1993		1994		1995		1996		1997		1998		1999		2000		2001		2002		2003		2004		2005		2006		2007		2012	
	D	W	D	W	D	W	D	W	D	W	D	W	D	W	D	W	D	W	D	W	D	W	D	W	D	W	D	W	D	W	D	W	D	W	D	W		
<i>Bm</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	6	3	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	2	0	0
<i>Lp</i>	129	363	118	126	36	202	0	196	62	197	68	92	96	139	51	144	118	71	51	81	215	286	80	56	76	130	62	40	130	157	188	66	36	28	73	87	18	57
<i>Mg</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Ns</i>	6	9	29	5	0	7	18	5	7	23	4	7	3	17	9	15	7	0	1	0	2	4	2	0	1	2	1	1	5	3	0	0	3	0	0	0	0	
<i>Oc</i>	33	8	5	0	0	4	0	26	40	67	15	1	0	6	39	18	25	1	16	5	18	4	11	6	0	0	10	0	71	39	1	0	0	0	5	6	17	9
<i>Om</i>	54	4	1	1	0	0	0	0	7	0	6	1	76	6	78	25	21	2	22	8	11	0	10	1	0	0	9	2	43	3	0	0	0	0	1	0	4	4
<i>Ob</i>	10	65	25	12	4	18	20	39	39	21	25	25	83	54	60	37	33	22	43	19	86	20	45	16	14	11	23	17	43	15	19	0	4	12	20	16	13	12
<i>Pp</i>	30	51	28	12	0	2	11	26	48	45	27	19	49	24	14	16	35	20	17	9	44	16	34	18	20	16	45	27	75	52	0	1	4	4	11	23	11	1
<i>Rf</i>	0	0	12	1	0	3	2	0	8	5	0	0	6	2	2	0	22	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	3	0	0	0	
<i>Sm</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	7	1	3	9	0	7	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	4	10	7	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Sp</i>	0	1	1	0	0	1	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tc</i>	1	4	0	2	0	3	7	7	3	1	5	0	5	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	1	0	1	1	1	0	0	0
<i>Xn</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	28	5	1	0	0	0	0	0

S19 Table. Average weight of species. Abbreviations are: *Bm* (*Baiomys musculus*), *Lp* (*Liomys pictus*), *Mg* (*Megasorex gigas*), *Ns* (*Nyctomys sumichrasti*), *Oc* (*Oryzomys mexicanus*), *Om* (*Oryzomys melanotis*), *Ob* (*Osgoodomys banderanus*), *Pp* (*Peromyscus perfulvus*), *Rf* (*Reithrodontomys fulvescens*), *Sm* (*Sigmodon mascotensis*), *Sp* (*Spilogale pygmaea*), *Tc* (*Tlacuatzin canescens*), *Xn* (*Xenomys nelsoni*).

Spp	Average weight in grams
<i>Bm</i>	13.3
<i>Lp</i>	42.5
<i>Mg</i>	9.7
<i>Ns</i>	40.5
<i>Oc</i>	40.1
<i>Om</i>	32.5
<i>Ob</i>	37.4
<i>Pp</i>	37.2
<i>Rf</i>	15.2
<i>Sm</i>	82.6
<i>Sp</i>	162.0
<i>Tc</i>	27.0
<i>Xn</i>	105.1

We pass through this world but once. Few tragedies can be more extensive than the stunting of life, few injustices deeper than the denial of an opportunity to strive or even to hope, by a limit imposed from without, but falsely identified as lying within.

Stephen Jay Gould