



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE CIENCIAS

EFFECTOS DE LA FRAGMENTACIÓN DE VEGETACIÓN
SOBRE LA DIVERSIDAD FUNCIONAL DE ANFIBIOS EN
REMANENTES DE VEGETACIÓN DE LA SIERRA
MADRE DEL SUR, EN EL ESTADO DE GUERRERO,
MÉXICO

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

BIÓLOGO

P R E S E N T A :

VÍCTOR HUGO COLÍN MARTÍNEZ

Directora de tesis:

DRA. LETICIA MARGARITA OCHOA OCHOA

CIUDAD UNIVERSITARIA, Cd. Mx., 2023





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.

Dedicatoria ...

Este proyecto se lo dedico al Huguito de la infancia que se emocionaba tanto con aquellos renacuajos de Incilius occidentalis que recolectaba y cuidaba hasta completar su metamorfosis durante cada temporada de lluvias. Estoy seguro de que estaría muy orgulloso de saber hasta dónde hemos llegado.

Agradecimientos

Agradezco a la Universidad Nacional Autónoma de México, en especial a las y los profesores de la Facultad de Ciencias, por todo el conocimiento y apoyo brindado durante mi desarrollo académico y personal.

Al proyecto CONACyT: PN2271 por el financiamiento para desarrollar esta investigación.

A mi tutora, la Dra. Leticia Ochoa por su apoyo, asesoría y paciencia en la elaboración de este proyecto.

A mi comité sinodal, por sus comentarios, observaciones y el tiempo dedicado, sus aportaciones enriquecieron mi trabajo.

A las comunidades de la Costa Grande y Costa Chica de Guerrero que nos permitieron trabajar y nos acompañaron en aquellas noches largas de muestreo. Un agradecimiento en especial a los guías Adrián, Margarito, Piche, Lorenzo y Tomas, Pastor y Rolando, que siempre nos recibieron con los brazos abiertos.

A todos los anfibios utilizados en este proyecto.

Agradecimientos a título personal

La decisión de estudiar Biología y culminar la carrera con este proyecto no serían lo mismo sin el apoyo de muchas personas quienes me ayudaron de distintas formas y en diferentes momentos hasta el día de hoy.

Agradezco a mis padres quienes, desde el inicio de mi trayectoria académica, aceptaron y me apoyaron en estudiar Biología. Agradezco a mi padre, Gerardo, por la fortaleza que siempre me ha transmitido para no darme por vencido en aquello que tanto anhelo. A mi madre, Esmeralda, por ser tan comprensiva en lo complejo que llegó a ser en algún momento el continuar con este proceso.

Agradezco además a mis hermanos por siempre ser mi guía y mi apoyo, cada uno a su modo. A Armando, por desde temprana edad inculcar en mí el amor por los animales y principalmente por los anfibios, despertando en mí la curiosidad por aprender su historia de vida aun cuando solo tenía 4 años. A Angélica, por mostrarme lo lejos que uno puede llegar tanto geográfica como personalmente y siempre encontrar el mejor consejo para mí. A Elizabeth, por siempre preocuparse por mí como una segunda madre en aquellas épocas de estudiante, preparándome mi arsenal para continuar con esta gran aventura en modo solitario.

Por otra parte, le guardo un agradecimiento muy especial a una persona que llegó a mis días casi al final de esta larga travesía y que ahora es parte de mi familia, Liss. Le agradezco mucho toda la ayuda que me ha brindado tanto en darle los toques finales y grandes correcciones a mi documento, como el apoyo y amor que me ha dado en mi día a día. Agradezco mucho el que este en mi presente y que al igual que yo, desee continuar a mi lado formando este nuevo futuro juntos.

Agradezco a mi pequeña Yul todas esas noches de desvelo acompañándome ya dormida en mis piernas y por siempre recibirme con mucho amor después de cada viaje.

Por otro lado, me encuentro muy agradecido con mis amigos, tanto aquellos que siempre me han apoyado aun sin entender del todo a qué me dedico, como aquellos amigos que hice en la academia y que de alguna manera me han apoyado durante la carrera o en la elaboración de este proyecto.

Agradezco a Aldo por siempre estar pendiente de nuestra amistad, por acompañarme en momentos de estrés a finales de semestre con una cerveza en la mano ayudando a relajarme un poco. Agradezco también el que siempre estuvo al tanto de mi avance en este proyecto y me regañaba cada que me detenía. Agradezco a Alex, por toda su amistad incondicional que me ha dado todo este tiempo y el ambiente tan seguro que siempre me ha brindado. Agradezco a Jessy, por siempre ser positiva y hacerme ver que mi avance no era tan malo, además de siempre brindarme una buena charla sobre nuestros futuros inciertos, sirviendo de desahogo ante la incertidumbre de la adultez.

A mis amigos formados en la academia, a Lala, Salvis, Alo, gracias por siempre tenerme arriba, animarme y emocionarse conmigo durante todo este proceso de la carrera.

Agradezco a mis amigos del laboratorio de herpetología, Tania, Diana, Yolo, Campi, por todas las risas, charlas científicas y consejos en el área de investigación, así como en la elaboración de este proyecto.

Agradezco a Salvador y a Chaparrito por todas aquellas aventuras, risas y desvelos en las místicas tierras de Guerrero. Me encuentro muy agradecido con Chaparrito, quien siempre me transmitió esa pasión por saber un poco más de los bichos, su historia, el tener la curiosidad de saber que especies más podemos conocer.

Agradezco a Richi por apoyarme en terminar este proyecto cada que me veía atorado, por dejar sus pendientes para ayudarme con los análisis y la interpretación de mis resultados, además agradezco toda la amistad que me ha brindado.

Agradezco a Brett, por interesarse en que buscara la oportunidad de viajar a

Estados Unidos, ayudarme en el proceso de viajar a un lugar distinto y apoyarme con el idioma.

Índice general

Agradecimientos	II
1. Introducción	1
2. Antecedentes	6
3. Justificación	9
4. Área de estudio	10
5. Hipótesis	13
6. Objetivos	14
6.1. Objetivo general	14
6.1.1. Objetivos específicos	14
7. Métodos	15
7.1. Muestreo de organismos	15
7.2. Variables ambientales	17
7.3. Análisis de datos	17
7.4. Análisis de diversidad funcional	18
7.5. Relación entre diversidad funcional y variables ambientales	22
7.6. Evaluación de fragmentación de hábitat sobre la diversidad funcional	23

8. Resultados	26
8.1. Diversidad de especies por paisaje	26
8.2. Cambio en las abundancias de las especies durante la temporada de lluvia para la costa Grande	34
8.3. Diversidad de grupos funcionales para la costa Grande	35
8.4. Diversidad funcional para la costa Grande	38
8.5. Estructura funcional por muestreos para la costa Grande	41
8.6. Variables ambientales y diversidad funcional para la costa Grande . .	42
8.7. Respuesta de los anfibios a los atributos del fragmento y del paisaje para la costa Grande	44
8.8. Cambio en las abundancias de las especies durante la temporada de lluvia para la costa Chica	46
8.9. Diversidad de grupos funcionales para la costa Chica	47
8.10. Diversidad funcional para la costa Chica	50
8.11. Estructura funcional por muestreos para la costa Chica	52
8.12. Variables ambientales y diversidad funcional para la costa Chica . . .	53
8.13. Respuesta de los anfibios a los atributos del fragmento y del paisaje para la costa Chica	56
9. Discusión	58
9.1. Relación de la abundancia con la temporada reproductiva	59
9.2. Cambio en la estructura funcional dentro del período de lluvia	62
9.3. Efecto de la fragmentación de hábitat en la estructura funcional . . .	64
10. Conclusiones	68
11. Anexos	80

Índice de figuras

4.1. Paisaje de muestreo en la Sierra Madre del Sur, correspondiente a costa Chica	11
4.2. Paisaje de muestreo en la Sierra Madre del Sur, correspondiente a costa Grande	12
7.1. Paisajes circulares correspondientes a costa Chica	23
7.2. Paisajes circulares correspondientes a costa Grande	24
8.1. Curva de acumulación de especies en los muestreos totales en costa Grande	31
8.2. Curva de acumulación de especies en los muestreos totales en costa Chica	31
8.3. Diversidad alfa de anfibios con el índice de Shannon por localidad para la costa Grande, Sierra Madre del Sur	32
8.4. Diversidad alfa con Shannon por localidad para la costa Chica	32
8.5. Diversidad alfa de anfibios con el índice de Simpson por localidad para la costa Grande, Sierra Madre del Sur	33
8.6. Diversidad alfa de anfibios utilizando el índice de Simpson por localidad para la costa Chica de Guerrero, México	33
8.7. Cambio en las abundancias de especies de anfibios correspondientes al paisaje de costa Grande durante la temporada de lluvias	35
8.8. Diversidad alfa de grupos funcionales utilizando el índice de Shannon por localidad para la costa Grande de Guerrero, México	37

8.9. Diversidad alfa de grupos funcionales utilizando el índice de Simpson por localidad para la costa Grande de Guerrero, México	37
8.10. Dendograma de grupos funcionales correspondientes al paisaje de la costa Grande	40
8.11. Proporción de grupos funcionales correspondientes al paisaje de la costa Grande	42
8.12. Cambio en las abundancias de especies de anfibios correspondientes al paisaje de costa Chica durante la temporada de lluvias	47
8.13. Diversidad alfa para grupos funcionales utilizando el índice de Shannon por localidad para la Costa Chica de Guerrero, México	49
8.14. Diversidad alfa para grupos funcionales utilizando el índice de Simpson por localidad para la Costa Chica de Guerrero, México	49
8.15. Dendograma de grupos funcionales correspondientes al paisaje de la costa Chica	52
8.16. Proporción de grupos funcionales correspondientes al paisaje de la costa Chica	54

Índice de tablas

7.1. Lista de localidades muestreadas	16
7.2. Lista de Rasgos funcionales	19
8.1. Listado de especies registradas durante los muestreos y el grupo funcional al que pertenecen	27
8.2. Abundancia de especies registrada por localidad muestreada en Sierra Madre del Sur, Guerrero	28
8.3. Abundancia de grupos funcionales para costa Grande	36
8.4. Valores de Índices de diversidad funcional y riqueza de grupos funcionales para la costa Grande	38
8.5. Correlación de Spearman de Métricas de paisaje y diversidad funcional para la costa Grande	45
8.6. Valores obtenidos a través de los modelos GLM (diversidad funcional vs métricas de paisaje) para la costa Grande	45
8.7. Abundancia de grupos funcionales para costa Chica	48
8.8. Valores de Índices de diversidad funcional y riqueza de grupos funcionales para la costa Chica	50
8.9. Correlación de Spearman de Métricas de paisaje y diversidad funcional para la costa Chica	56
8.10. Valores obtenidos a través de los modelos GLM (diversidad funcional vs métricas de paisaje) para la costa Chica	57

Introducción

La diversidad biológica puede ser estudiada desde tres dimensiones distintas, la taxonómica, la filogenética y la funcional. La diversidad taxonómica hace referencia al número, y abundancia, de especies que conviven en un lugar y tiempo determinados [1]. Por otra parte, la diversidad filogenética expresa la relación evolutiva entre un conjunto de taxones de cierto lugar y pueden reflejar las características que éstos poseen [2]. La diversidad filogenética es estimada a partir de una filogenia, en la cual se suman las longitudes de las ramas que conectan las especies presentes en un sitio, proporcionando información tanto de las relaciones evolutivas entre las especies como de los procesos evolutivos que dan forma tanto a los conjuntos contemporáneos de especies como a los gradientes geográficos de biodiversidad [3]. Finalmente, la diversidad funcional hace referencia a esa dimensión de la biodiversidad que está relacionada con las operaciones y funciones de un ecosistema. Ésta se mide a través del valor y conjunto de valores (rasgos funcionales) de las características morfológicas, fisiológicas o fenológicas de las especies presentes en dicho ecosistema [4, 5], las cuales desempeñan un papel ecológico en la comunidad [6].

La diversidad funcional permite aproximarse a la dinámica de las comunidades, su estabilidad, productividad y balance de nutrientes [4]. Además, es de utilidad para comprender las relaciones entre la diversidad, la estructura de la comunidad y el

funcionamiento del ecosistema. A través de los rasgos funcionales, es posible entender los mecanismos que se encuentran detrás del ensamblaje en las comunidades [7]. Por lo tanto, cada especie que compone la comunidad posee un papel en particular dentro de las interacciones y puede responder de distinta forma ante perturbaciones en el ambiente [8].

La estructura de las comunidades es dirigida a través de reglas de ensamblaje que permiten a ciertas especies ser parte de una comunidad. Existen varias hipótesis sobre los procesos que determinan como pueden estructurarse las comunidades entre las cuales se encuentran la similitud limitante y los filtros ambientales [7]. La similitud limitante ocurre cuando existe exclusión competitiva entre especies similares y a mayor solapamiento de nicho, la abundancia de estas especies será menor. En cambio, especies con menor similitud presentarán una mayor abundancia [9]. Por otro lado, los filtros ambientales hacen referencia a condiciones abióticas que limitan la presencia de ciertas de especies y su abundancia dentro de una comunidad [10, 7]. Se espera que las especies más abundantes tengan nichos similares que les permitan tolerar las condiciones impuestas por el filtro ambiental [9].

Actualmente se han descrito más de 8,530 especies de anfibios en todo el mundo [11]. México es el quinto país con más especies [12] y posee 425, lo que corresponde a más del 5% de la diversidad mundial [11]. Tal diversidad se debe a que México cuenta con gran variación topográfica y climática [13]. Esto, aunado a la compleja historia geológica del país [14], da como resultado una amplia variedad de condiciones ambientales y micro ambientales [15].

Los anfibios juegan un papel importante dentro de las cadenas tróficas a través de sus distintas etapas de vida, participando como presas o depredadores, así como en el intercambio de energía entre los ambientes terrestres y acuáticos [16, 17]. Debido a su alta diversidad de especies y de hábitos, los anfibios son reguladores de poblaciones de otros organismos dentro de un amplio número de ecosistemas, principalmente en los tropicales [18, 19, 20]. No obstante, estos organismos son sumamente sensibles a cambios ambientales [?]Vitt Caldwell, 2009), debido a que la mayoría tiene un ciclo de vida bifásico, por lo que las larvas y los adultos requieren distintos hábitats y

tipos de alimentos. Además, su piel altamente permeable los vuelve sensibles a los cambios químicos y físicos de su hábitat. Todas estas características los hace el grupo de vertebrados más vulnerable ante los cambios de origen antrópico en el planeta [21]. Dado lo anterior, los anfibios constituyen un excelente modelo para el estudio de la diversidad funcional en ambientes perturbados por su amplia interacción dentro de las comunidades y su alta sensibilidad a cambios en el ambiente [17, 20].

Dentro de las comunidades de anfibios se observan diferentes hábitos (acuático, terrestre, arborícola, fosorial, rupícola). Esto corresponde con la teoría del nicho ecológico [22], la cual predice que las especies sintópicas (aquellas que conviven en un espacio y tiempo) tienden a evitar la competencia y reparten los recursos para su aprovechamiento [5]. En anfibios, los rasgos funcionales se pueden agrupar en tres categorías: rasgos relacionados con la reproducción (p. ej. el modo reproductivo), rasgos relacionados con el flujo trófico (p. ej. masa corporal, ancho de la boca) y rasgos relacionados con el uso de hábitat (p. ej. periodo de actividad, preferencia de microhábitat y tipo de piel) [23, 8, 20].

El hábitat disponible para este grupo se ve amenazado por el cambio de uso de suelo (CUS), la contaminación, el cambio climático, las enfermedades infecciosas, así como por la introducción de especies exóticas [24]. Siendo el CUS el que más afecta a estos organismos [25]. El CUS para actividades agrícolas y ganaderas trae consigo la pérdida de la calidad de los cuerpos de agua, debido al aumento de la erosión del suelo, uso de agroquímicos e insecticidas [26]. Esto conlleva a la eutrofización de los cuerpos de agua provocando la disminución de oxígeno disuelto [27]. Este fenómeno afecta negativamente el desarrollo de los anfibios, ya que sus larvas respiran a través de branquias durante las primeras etapas de su vida, tomando el oxígeno disuelto disponible en el agua donde se encuentran [28]. Una disminución en el oxígeno disuelto puede inducir cambios en el comportamiento y desarrollo de los renacuajos, alterando su crecimiento y aumentando el riesgo a la depredación al provocar que requieran pasar mayor tiempo cerca de la superficie para obtener oxígeno del exterior [29, 30].

De acuerdo con Ramírez-Arce et al. (2022), el CUS de coberturas vegetales naturales para cultivos forman un mosaico heterogéneo de distintos tipos de uso de suelo

con condiciones ambientales diferentes. Lo anterior puede tener un efecto positivo, negativo e inclusive neutro en la diversidad de especies. Para el caso de los anfibios los efectos pueden ser positivos, como el aumento en la cantidad de hábitat disponible y tamaño de parches con respecto a la riqueza de especies y diversidad funcional [31]. Así como un efecto negativo por el aumento de carreteras, insolación de cuerpos de agua y pérdida de vegetación nativa sobre la riqueza de especies [32]. En algunos casos los campos de cultivo pueden tener tanto efectos positivos como negativos, indicando que algunas especies pueden beneficiarse con la heterogeneidad en el paisaje [33, 34]. Por lo tanto, si un ambiente es estructuralmente más complejo, habrá una mayor disponibilidad de espacio ecológico disponible para su aprovechamiento [35]. Por el contrario, la simplificación de un ambiente reducirá dicha disponibilidad y sólo ciertas especies con funciones particulares podrán ocupar dichos espacios ecológicos [8, 36].

En los últimos años se ha visto una tendencia a la fragmentación de la vegetación natural para la ganadería, la agricultura y el crecimiento de los asentamientos urbanos. Este fenómeno ha dejado a su paso remanentes aislados de vegetación primaria y secundaria, que traen consigo la modificación de la composición, estructura y abundancia en las comunidades de las especies [37], además de provocar la fragmentación de las poblaciones naturales [38].

Un caso particular es el de los anfibios de selvas neotropicales. La fragmentación en los ambientes selváticos ha aumentado a tal grado que más del 70% de la vegetación natural en México y Centroamérica ha sido modificada durante los últimos 50 años [39]. Lo anterior ha provocado que las poblaciones de los anfibios se vean reducidas en los últimos años [8]. En los bosques tropicales de México y en especial en aquellos presentes en la Sierra Madre del Sur (SMS), se han realizado muy pocos trabajos sobre los efectos de la fragmentación del hábitat sobre las poblaciones de anfibios [15] e inclusive son pocos los trabajos que se han realizado sobre la diversidad en respuesta a cambios en el paisaje [34].

A pesar de nuestro conocimiento acerca de cómo se modifican los ambientes en un ecosistema con vegetación fragmentada, no se conocen las repercusiones directas

y las consecuencias a largo plazo de estos procesos en las poblaciones de anfibios. Por lo anterior, es pertinente realizar estudios sobre las afectaciones en las poblaciones de este grupo taxonómico, con el fin de plantear mejores estrategias de conservación ante el panorama actual de pérdida de hábitats [25].

Antecedentes

En México se han hecho diversos estudios para conocer cómo afecta la fragmentación de la vegetación a los distintos grupos de vertebrados terrestres [34, 40, 41, 42]. La sustitución de cobertura vegetal natural puede tener efectos negativos o neutros en las comunidades de vertebrados, dependiendo el tipo de vegetación por el cual es remplazada. La introducción de cafetales en los bosques de niebla no provoca un desajuste en las estructuras de comunidades de anfibios y murciélagos, debido a que los microhábitats proporcionados por los cafetales son similares a los naturales [39, 43]. Sin embargo, el sustituir dichos bosques por maizales sí tiene un efecto negativo en las comunidades, ya que los fragmentos de vegetación remanente presentan mayor efecto de borde y mayor manejo humano, modificando más las condiciones ambientales [44]. Por otra parte, las especies generalistas se ven favorecidas por la fragmentación respondiendo con un aumento en su abundancia debido a la facilidad por obtener recursos. Tal es el caso de las aves de la Selva Lacandona, donde dicho grupo de especies ha aumentado en número desplazando a su vez a aquellas especies especialistas en el aprovechamiento de ciertos recursos, mismas que además son afectadas por la modificación en el ambiente [45]. Analizando el efecto de la fragmentación sobre la diversidad funcional en anfibios, en gradientes de sucesión ecológica, conforme la sucesión progresa también aumenta la diversidad taxonómica y la riqueza funcio-

nal. Adicionalmente, durante las primeras etapas de sucesión existe mayor flujo de migración entre fragmentos permitiendo el establecimiento de especies con rasgos funcionales necesarios para ocupar los espacios ecológicos disponibles [1]. En ambientes conservados la diversidad taxonómica y la funcional no siempre están relacionadas. Lo anterior se debe a que las condiciones ambientales pueden fungir como filtros que promueven la dominancia de ciertos rasgos funcionales en las comunidades y limitan otros. Por ejemplo, Álvarez-Grzybowska (2020) comparó ambas diversidades en dos ambientes distintos: bosque de pino-encino (BPE) y bosque tropical caducifolio (BTC) durante la temporada de lluvias y secas. Álvarez-Grzybowska obtuvo que el tener temporadas marcadas de lluvia y secas promueve la dominancia de rasgos que permiten sólo a ciertas especies tolerar esta variabilidad ambiental, como es el caso del BTC. Lo anterior es llamado filtro ambiental y junto con el disturbio y las condiciones bióticas, determinan qué componentes de un grupo de especies se ensamblan en comunidades locales [46, 47, 48, 49]. En cambio, el BPE al poseer una mejor estabilidad hídrica, permite una mayor diversificación funcional. Debido a la dependencia al agua por parte de los anfibios, lugares con precipitaciones poco marcadas estacionalmente, permiten una mayor diversidad de modos reproductivos y, por el contrario, sitios con mayor precipitación estacional presentarán una menor diversidad de modos reproductivos [50]. Las estrategias de reproducción en anfibios responden a factores abióticos como la temperatura, humedad y precipitación, y pueden variar entre especies. Mientras que algunas especies mantienen periodos prolongados de actividad reproductiva, conocidas como reproductoras prolongadas, otras solamente se reproducen durante cortos periodos de tiempo, tan cortos como solamente unas horas por año. Estas últimas son conocidas como reproductoras explosivas [51, 52]. De acuerdo con Luna-Gómez y Santos-Barrera (2017), especies con una reproducción explosiva aprovechan cambios en el ambiente como en la temperatura y precipitaciones repentinas para copular. Por otra parte, la precipitación acumulada durante la temporada de lluvias se relaciona negativamente con la abundancia de ciertas especies, cuya abundancia disminuye conforme pasa la temporada de lluvias y los cuerpos de agua tienen mayor corriente. La temperatura por su parte es un factor ambiental que representa

una limitante para la distribución de especies y además podría dar lugar a patrones de convergencia a lo largo de la filogenia de los anfibios [50].

Justificación

La fragmentación tiene un efecto directo en las poblaciones naturales. Por lo que, ante la rápida pérdida del medio por consecuencia de la fragmentación en distintos tipos de vegetación, se vuelve importante analizar los efectos de este fenómeno en las poblaciones naturales de anfibios. La escasa información a nivel nacional respecto a la diversidad funcional de anfibios en respuesta a cambios en el paisaje hace que estudios sobre poblaciones de especies que se distribuyen en el país y en especial en la Sierra madre del Sur, sean de gran valía para promover estrategias de conservación ante el creciente deterioro del medio ambiente [53].

Este proyecto analiza el efecto de la fragmentación en la diversidad funcional de las comunidades de anfibios en los bosques tropicales de la Sierra Madre del Sur del estado de Guerrero y podría ser de utilidad para establecer bases en la planeación de estrategias de conservación efectivas para esta región.

Área de estudio

La Sierra Madre del Sur (SMS) posee una amplia diversidad y un gran número de endemismos debido a su compleja historia geológica. Se conforma de un conjunto de serranías que tienen origen desde el Precámbrico, aunque la mayoría de las formaciones son del Mesozoico [54]. Consecuente a su ubicación, interacciona con fenómenos atmosféricos de gran importancia como frentes fríos y tormentas tropicales. Además, presenta climas desde lluviosos y calientes hasta secos y fríos, debido a esto posee la precipitación promedio más alta del país [55]. Presenta diversos tipos de vegetación como bosque tropical caducifolio, bosque de encino, bosque de pino, matorral xerófilo, bosque de niebla y bosque de galería. La SMS está conformada por tres sierras principales: la Sierra de Coalcomán en Michoacán; la Sierra Guerrerense; y las sierras Mixteca y Mixe en Oaxaca. Se extiende hacia el oeste del país hasta Cabo Corrientes en el estado de Jalisco y hacia el este hasta el Istmo de Tehuantepec, en el estado de Oaxaca. Debido a los ríos que interrumpen la continuidad fisiográfica se puede dividir en cuatro porciones: la Jalisciense, la Michoacana, la Guerrerense y la Oaxaqueña [54]. El área de estudio abarca zonas de vegetación remanente de la costa Grande (Fig. 4.1) y la costa Chica (Fig. 4.2) del estado de Guerrero. Estas localidades poseen hábitats con diferentes grados de disturbio en donde se distribuyen distintas especies de anfibios. La principal actividad que afecta a esta zona es el cambio de uso de suelo

para el desarrollo de la agricultura y ganadería.

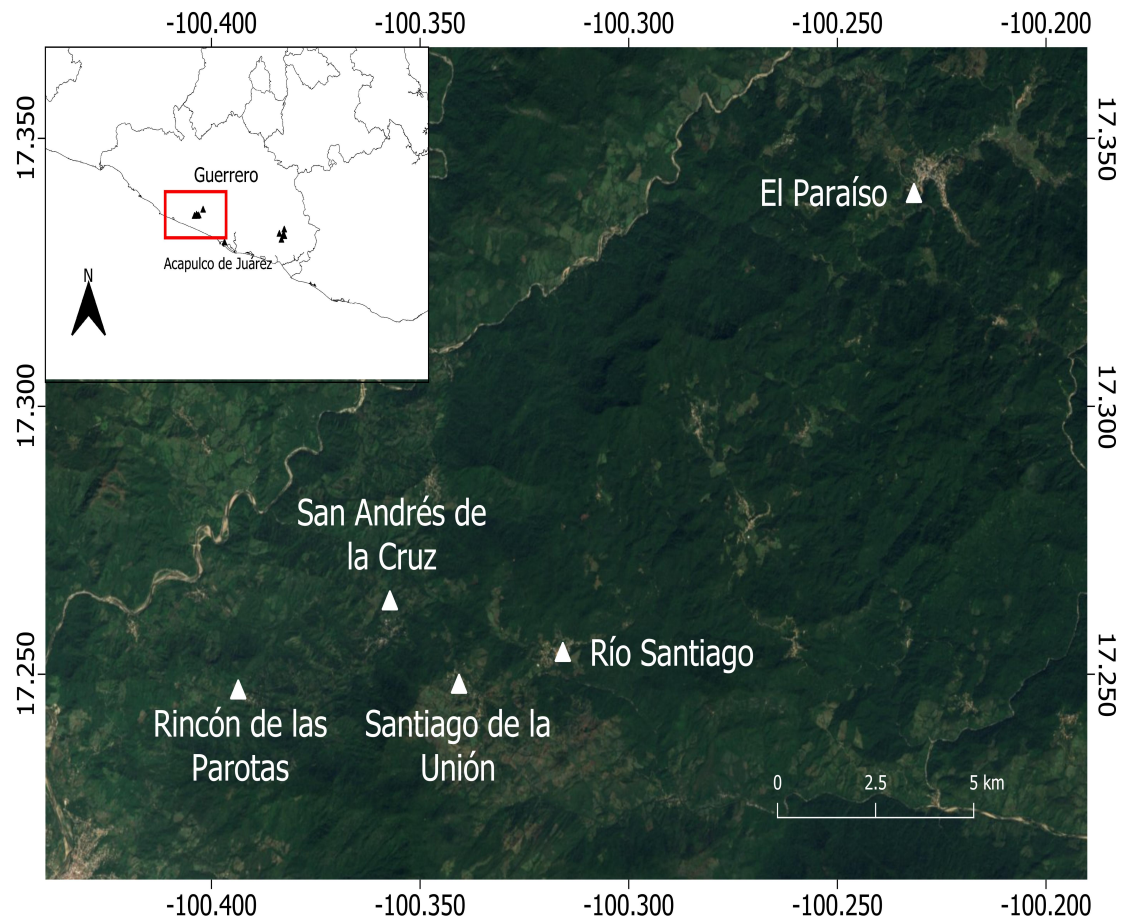


Figura 4.1: Paisaje de muestreo en la Sierra Madre del Sur, correspondiente a costa Chica.

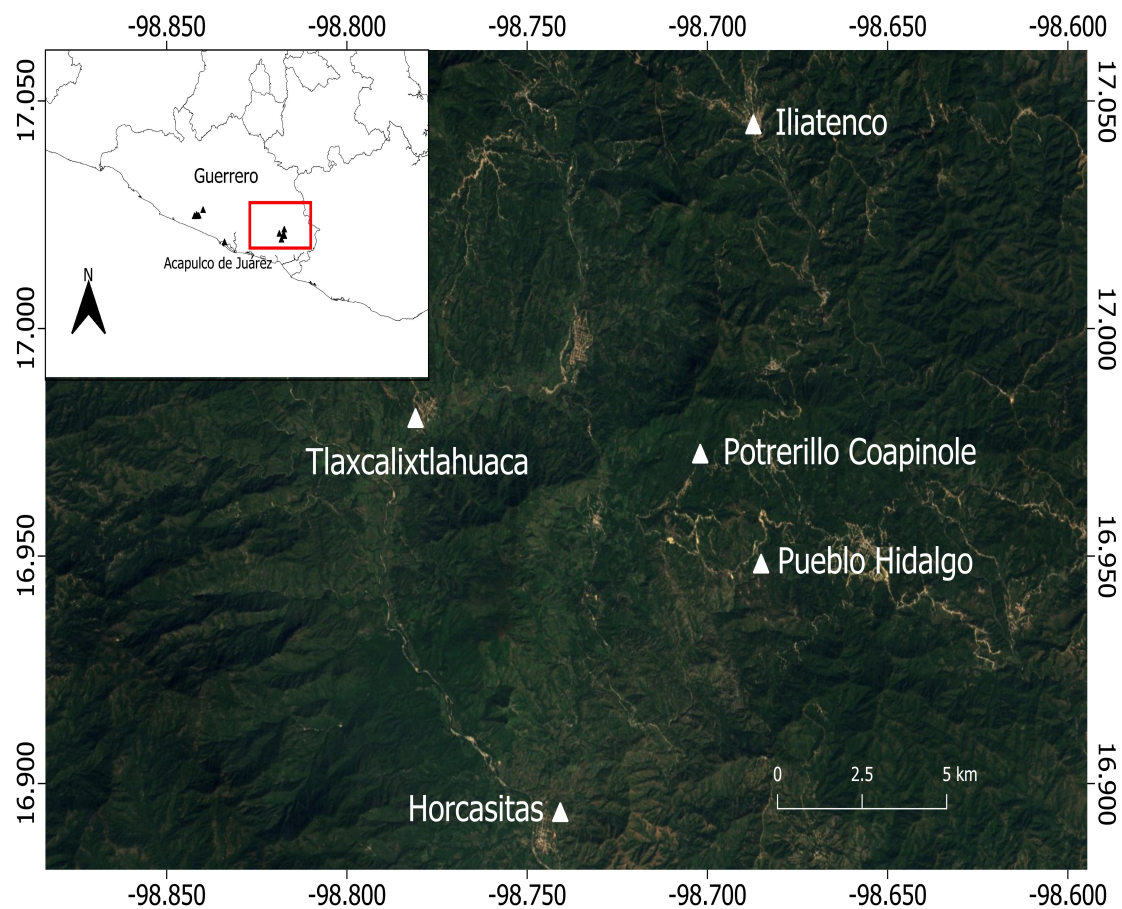


Figura 4.2: Paisaje de muestreo en la Sierra Madre del Sur, correspondiente a costa Grande.

Hipótesis

En las comunidades de anfibios de la SMS, la riqueza y estructura funcional se verán afectadas negativamente con relación al grado de fragmentación de la vegetación, como consecuencia a la reducción en la complejidad ambiental y hábitats disponibles. La riqueza funcional se verá afectada por el número de rasgos presentes, mientras que, para la estructura funcional, los efectos se observarán en distintos grados, desde la disminución de especies que compartan ciertos rasgos sensibles a los cambios ambientales, hasta la pérdida de especies que presenten ese rasgo en la comunidad, lo cual se verá reflejado en la equitatividad y divergencia funcional.

Objetivos

6.1. Objetivo general

Evaluar la diversidad funcional de anfibios en fragmentos de vegetación remanente de las regiones costa Grande y costa Chica del estado de Guerrero y evaluar el efecto de la fragmentación sobre la diversidad funcional.

6.1.1. Objetivos específicos

1. Determinar la riqueza y abundancia de especies en cada región y en cada localidad.
2. Determinar la diversidad funcional en cada región y en cada localidad.
3. Comparar la estructura funcional de las comunidades de anfibios entre localidades de la costa Grande y costa Chica.
4. Determinar la estructura funcional a lo largo del periodo de lluvia (inicio, mediados y final).
5. Analizar el efecto de la fragmentación de hábitat en la estructura funcional de las comunidades de anfibios de las dos regiones.

Métodos

7.1. Muestreo de organismos

Se realizaron tres salidas de campo en 2019 a dos paisajes con vegetación fragmentada en Guerrero, cada salida constó de 11 días efectivos de trabajo. La primera salida se realizó del 28 de mayo al 8 de junio, la segunda salida fue del 15 al 27 de julio y la tercera del 2 al 13 de septiembre. El muestreo se realizó por búsqueda activa durante la noche por tres métodos distintos: el primero consistió en transectos rectangulares de 50 m de largo por 2 m de ancho con tiempo de muestreo de 1:30 a 2 h; el segundo método consistió en un transecto de 500 m de largo por 4 de ancho, con tiempo de muestreo de 45 min a 1 h; y el tercero consistió en ubicar un coro (parcela) y capturar la mayor cantidad de anuros en un tiempo de 1 a 1:30 h, al finalizar los individuos fueron liberados. Por localidad se realizaron 2 transectos de 50 m y 2 muestreos en parcelas, a excepción de algunas localidades donde sólo fue posible realizar uno. En el caso del transecto de 500 m sólo se realizó uno por localidad. Para cada método de muestreo se registraron las coordenadas geográficas y la altitud. Los paisajes se nombraron de manera correspondiente con las regiones en donde se encuentran, para cada paisaje se eligieron cinco localidades distintas (Tabla 7.1).

Tabla 7.1: Lista de localidades muestreadas

Paisaje	Localidad	Acrónimo
Costa Grande	Paraíso – primer muestreo	PAR_I
	Paraíso – segundo muestreo	PAR_II
	Paraíso – tercer muestreo	PAR_III
	Río Santiago – primer muestreo	RSN_I
	Río Santiago – segundo muestreo	RSN_II
	Río Santiago – tercer muestreo	RSN_III
	Santiago de la Unión – primer muestreo	SNU_I
	San Andrés de la Cruz – primer muestreo	SNC_I
	San Andrés de la Cruz – segundo muestreo	SNC_II
	El rincón de las Parotas – primer muestreo	SNC_I
	El rincón de las Parotas – segundo muestreo	SNC_II
	El rincón de las Parotas – tercer muestreo	SNC_III
Costa Chica	Iliantenco – primer muestreo	ILI_I
	Iliantenco – primer muestreo	ILI_I
	Iliantenco – segundo muestreo	ILI_II
	Iliantenco – tercer muestreo	ILI_III
	Potreriillo Coapinole – primer muestreo	CPL_I
	Pueblo Hidalgo – primer muestreo	PBH_I
	Pueblo Hidalgo – segundo muestreo	PBH_II
	Atotonilco de Horcasitas – primer muestreo	HOR_I
	Atotonilco de Horcasitas – segundo muestreo	HOR_II
	Tlaxcalixtlahuaca – primer muestreo	TXL_I
	Tlaxcalixtlahuaca – segundo muestreo	TXL_II
	Tlaxcalixtlahuaca – tercer muestreo	TXL_III

De cada uno de los individuos muestreados se anotó hora de registro, actividad a la hora de registro, microhábitat, sexo, longitud hocico-cloaca, longitud de la tibia y se generó una colección de ejemplares de referencia. Todos los ejemplares recolectados se depositaron en la Colección de Herpetología del Museo de Zoología “Alfonso L. Herrera” de la Facultad de Ciencias, UNAM. Los ejemplares fueron colectados con el permiso de colecta FAUT 0317 proporcionado por SEMARNAT a Leticia Margarita Ochoa Ochoa. Posterior a cada salida se lavó el equipo y botas con una solución de cloro al 2% para evitar la dispersión de patógenos entre sitios de muestreo.

7.2. Variables ambientales

Se tomaron variables ambientales en campo a través de estaciones meteorológicas instaladas en cada paisaje. Las variables registradas fueron: temperatura, humedad relativa, presión atmosférica y cantidad de lluvia. Para el transecto de 50 m y la parcela se registró la cobertura vegetal en porcentaje, la profundidad de la hojarasca, humedad del suelo con ayuda de un higrómetro, y la presencia de cuerpos de agua dividida en seis categorías: charcas temporales, arroyos temporales (<2 m de ancho), arroyos permanentes, estanques y lagos permanentes, y río permanente (>2 m de ancho). Para obtener el porcentaje de cobertura vegetal se tomaron fotografías desde el suelo en dirección al cielo. En el transecto de 50 m se tomó una fotografía en cada extremo del transecto, posteriormente se calculó el porcentaje en cada fotografía y se promediaron para obtener un porcentaje por transecto. En el caso de la parcela, la mayoría de los sitios se encontraban despejados de vegetación, cuando se presentó vegetación sobre las charcas se intentó llegar al centro para tomar una fotografía desde el suelo en dirección al cielo.

7.3. Análisis de datos

Se analizó la completitud del muestreo a través de dos índices: Chao 1, éste es un índice de cobertura de muestreo y estima la proporción de los individuos de cada especie observada en una muestra con respecto al total de abundancia en cada paisaje, así como a través de Bootstrap, éste es un índice que estima la riqueza de especies a partir de la proporción de muestras que contienen a cada especie [56]. Dichos análisis se realizaron en EstimateSWin910. Para el cálculo se realizaron 100 corridas aleatorizadas del muestreo, se estimaron 24 “knots”, se usó la fórmula de sesgo corregido para Chao 1 y se aleatorizaron los individuos sin reemplazamiento. Para determinar la diversidad alfa, se utilizaron los índices de Shannon y Simpson para cada localidad muestreada.

El índice de Shannon asume que todas las especies están representadas en una

muestra y que además todos los individuos fueron muestreados al azar. De esta manera, indica qué tan uniformemente se encuentran representadas dichas especies en la muestra. Dicho índice puede adquirir valores desde 0 cuando solo hay una especie en la muestra y el logaritmo natural de S cuando todas las especies están igualmente representadas por el mismo número de individuos. Por otro lado, el índice de Simpson muestra la probabilidad de que dos o más individuos elegidos al azar de una muestra correspondan a la misma especie. Este índice se encuentra fuertemente influenciado por las especies dominantes en una muestra. Por lo que, en una comunidad rica en especies, pero con poca equitatividad, tendrá un valor menor que una comunidad que tenga poca riqueza pero que sea altamente equitativa [56]. El índice de Shannon se calculó a partir de la fórmula $H = -\sum_{i=1}^s p_i \log_b p_i$, donde p_i es la proporción de especies i , S es el número de especies y b es la base del logaritmo. El índice de Simpson se calculó a partir de la fórmula $D = 1 - \sum_{i=1}^s p_i^2$. Ambos índices se calcularon a través de la paquetería `Vegan 2.5-6` [57] del programa `RStudio` (versión de `R 4.1.0`).

7.4. Análisis de diversidad funcional

Se seleccionaron nueve rasgos funcionales relacionados con la reproducción, flujo trófico y uso de hábitat (Tabla 7.2). Para conocer la diversidad funcional de cada comunidad, se usaron tres índices: el índice de riqueza funcional (`FRic`), el índice de equitatividad funcional (`FEve`) y el índice de divergencia funcional (`FDiv`). Dichos análisis se realizaron a través de la paquetería `FD` (versión 1.0-12, [58]) del programa `RStudio` (versión de `R 4.1.0`). El `FRic` representa la cantidad de espacio funcional que es utilizado por la comunidad, si existe una baja riqueza funcional entonces implicará que no todos los recursos disponibles están siendo explotados. El `FEve` describe la distribución de las abundancias en un espacio funcional de rasgos, una baja equitatividad funcional indicaría que algunas partes del espacio funcional están siendo subutilizadas. Finalmente, el `FDiv` mide la similitud funcional entre las especies dominantes de la comunidad. Una baja divergencia funcional indicará que las especies más abundantes comparten rasgos similares, por el contrario, cuando las especies más

abundantes difieren respecto a sus rasgos entonces la divergencia será alta [59].

Tabla 7.2: Lista de Rasgos funcionales

Rasgo funcional	Clave	Descripción	Tipo de medida	Significado funcional	Referencia
Reproductivo					
Modo reproductivo	MR	Huevos depositados en el agua y desarrollo en el agua; huevos depositados en la vegetación sobre el agua y las larvas se desarrollan en el agua; huevos depositados fuera del agua y con desarrollo en el huevo	Catagórica	Estrategias de éxito reproductivo y uso de hábitat	[18, 8, 20]
Flujo trófico					
Extremidad posterior	EP	Largo del cuerpo dividido por la extremidad posterior	Continua	Estrategias de depredación y anti-depredación	[5, 20]

Continúa en la siguiente página

Rasgo funcional	Clave	Descripción	Tipo de medida	Significado funcional	Referencia
Patrón dorsal	PD	Manchado, reticular y homogéneo	Categórica	Uso diferencial del espacio, estrategias de depredación y anti-depredación	[60, 20]
Uso de hábitat					
Periodo de actividad	PA	Diurno, nocturno, diurno-nocturno	Categórica	Contribución diferencial de la materia y energía en el tiempo	[5, 20]
Preferencia de microhábitat	PM	Arbóreo, herbáceo-arbustivo, semiacuático, terrestre	Categórica	Contribución diferencial de la materia y energía en el tiempo	[17, 20]

Continúa en la siguiente página

Rasgo funcional	Clave	Descripción	Tipo de medida	Significado funcional	Referencia
Membranas interdigitales	MI	Presencia de membranas interdigitales, ausencia de membranas interdigitales	Categórica	Estructuras que reflejan un hábito acuático	[5, 20]
Discos terminales	DT	No expandidos, ligeramente expandidos, expandidos	Categórica	Estructuras que reflejan hábitos arbóreos	[20]
Piel	PI	Rugosa, pustulosa, suave, tuberculosa	Categórica	Resistencia a la desecación e hidrodinamismo	[5, 20]

Se clasificaron las especies dentro de grupos funcionales, respecto a los rasgos que compartían, lo anterior se realizó siguiendo el protocolo elaborado por Álvarez-Grzybowska (2020) y Clarke, Somerfield y Gorley (2008). Se obtuvo la similitud de las especies por medio del cálculo de distancias modificadas de Gower. La clasificación de los grupos funcionales se obtuvo a partir de una regresión y un árbol de clasificación con los valores de los rasgos a lo largo de una escala B% y valores de R. La escala B% calcula el promedio de la diferencia entre grupos de cada división binaria. Por otro lado, el valor de R es la diferencia de disimilitudes de rango medio entre y dentro de los grupos, puede tomar valores de hasta 1. Además, alcanza el valor máximo de 1 cuando todas las disimilitudes entre dos grupos superan cualquier disimilitud dentro de cualquiera de ellos. Para cada nuevo subgrupo se vuelven a clasificar las semejanzas de las muestras y se realiza una nueva división en dos grupos. Para validar los grupos

funcionales se realizó un perfil de similitud con 9,999 permutaciones entre los valores de los rasgos para cada especie. Lo anterior se realizó a través del software PRIMER 7 (versión 7.0.13) [61].

7.5. Relación entre diversidad funcional y variables ambientales

Se buscó una relación entre variables ambientales (temperatura, precipitación, humedad, cobertura de dosel, precipitación semanal y precipitación acumulada) con los valores de diversidad funcional a través de una regresión lineal paso a paso (Stepwise). Se aplicó una regresión por valor de diversidad funcional (riqueza, equitatividad y divergencia), esto con el fin de crear un modelo predictivo para evaluar cuáles son las variables ambientales que mejor predicen los valores de diversidad funcional. Se realizó un modelo de regresión sin variables explicativas y uno con todas las variables explicativas para usarlos como límites inferiores y superiores dentro de la regresión paso a paso. Las regresiones Stepwise se realizaron en ambas direcciones (“both”) y se seleccionó como el mejor modelo aquel con mayor valor de R cuadrada ajustada (R_a^2). Dicho análisis se realizó a través de la paquetería stats (R Core Team, 2021) del programa RStudio (versión de R 4.1.0). Posteriormente se realizó un análisis descriptivo de las variables ambientales por costa comparando las medias con las varianzas/medias para conocer las distribuciones de éstas, además de graficar las variables ambientales para confirmar una distribución binomial. Al presentar una distribución de Poisson en la mayoría de las variables ambientales se optó por realizar un Modelo Lineal generalizado (GLM) de tipo Poisson (link = “log”), utilizando las variables ambientales como variables explicativas y los distintos valores de diversidad funcional como variables de respuesta. Se eligió dicho tipo de GLM debido al comportamiento de los datos ambientales. Lo anterior se realizó a través de la paquetería stats (R Core Team, 2021) del programa RStudio (versión de R 4.1.0).

7.6. Evaluación de fragmentación de hábitat sobre la diversidad funcional

Se realizó una aproximación fragmento-paisaje obteniendo variables de respuesta a partir de muestreos independientes, los cuales consistieron en muestrear solamente una parte del fragmento. Las variables explicativas incluyeron atributos del fragmento y del paisaje en el que se encontraron los sitios de muestreo [62]. Jackson y Fahrig (2012) demostraron que el radio del buffer del paisaje debe ser de entre 0.3 a 0.5 veces la distancia máxima de dispersión de las especies a evaluar. Poco se sabe sobre la capacidad de dispersión en anuros, sin embargo, se sabe que, en otros organismos el tamaño del cuerpo se encuentra relacionado a la movilidad. Con ayuda de QGIS se trazó un buffer desde el centro de cada sitio de muestreo para delimitar un paisaje circular de 100 ha alrededor de cada uno [41]. Lo anterior se realizó por localidad sumando un total de 18 paisajes circulares, 10 paisajes para la costa Grande (Fig. 7.1) y ocho paisajes para la costa Chica (Fig. 7.2).

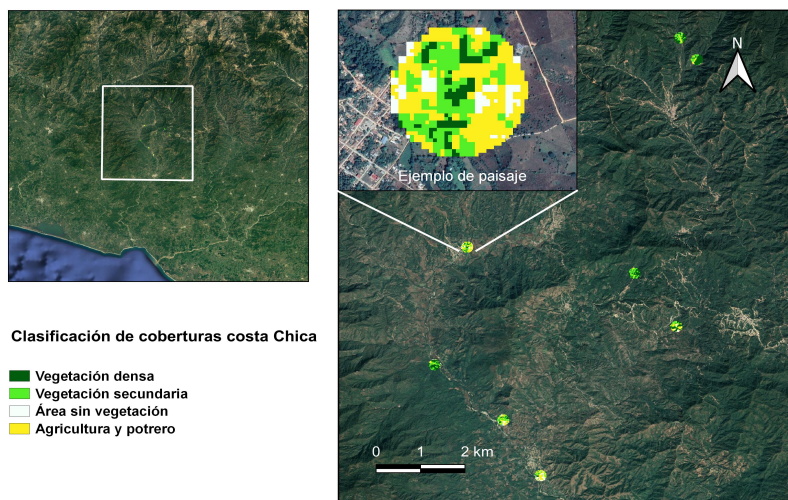


Figura 7.1: Paisajes circulares correspondientes a costa Chica. Cada paisaje cuenta con un radio de 100 ha, dentro de cada paisaje se muestra la composición y configuración espacial de las distintas coberturas.

Para evaluar la estructura espacial de cada paisaje se emplearon imágenes sate-

litas correspondientes al año de muestreo, obtenidas a través de la plataforma de Landsat 8. Se utilizó el complemento Semi-Automatic Classification [63] de QGIS (versión 7.10.5) para realizar un preprocesamiento de las bandas (corrección de la temperatura de brillo en Celsius, corrección atmosférica DOS1, pansharpening Landsat 8), las imágenes obtenidas presentaron una resolución de píxel de 15x15 metros. Posteriormente se creó un juego de bandas 5-4-3 para identificar las distintas coberturas (vegetación, agricultura y áreas sin vegetación)

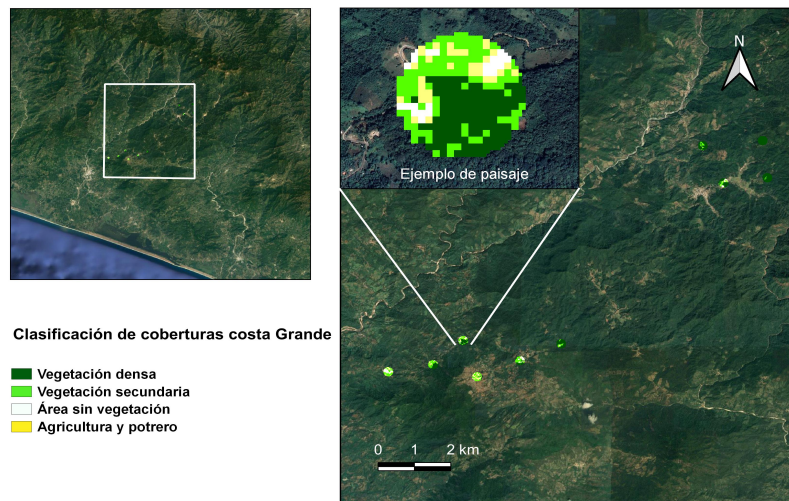


Figura 7.2: **Paisajes circulares correspondientes a costa Grande.** Cada paisaje cuenta con un radio de 100 ha, dentro de cada paisaje se muestra la composición y configuración espacial de las distintas coberturas.

Por medio del complemento Landscape Ecology Statistics [64] de QGIS (versión 3.0.0) se estimó para cada paisaje: distancia euclidiana del vecino más cercano (m), cantidad de hábitat (cobertura terrestre en ha), densidad de borde (suma del borde bosque-matriz de todos los fragmentos del paisaje, dividido por el tamaño del paisaje y medido en m/ha) y área promedio del parche (ha). Posteriormente se evaluó la relación entre los atributos del fragmento y del paisaje de la vegetación densa y secundaria por localidad con la diversidad funcional (riqueza, equitatividad y divergencia) acumulada (obtenida a partir de la suma de las abundancias). Debido a razones externas al proyecto, algunas localidades se muestrearon más que otras, por lo tanto, se utilizaron las medidas de paisaje promediadas para evaluar dicha relación. A través

de una prueba de normalidad a los residuales de las medidas de paisaje se obtuvo que éstos no mostraron una distribución normal. Por lo cual, para excluir medidas con colinealidad se realizaron correlaciones de Spearman entre las variables predictoras, posteriormente se eliminó una de cada par de variables colineales (con valores >0.6 de colinealidad). El criterio de elección de variables predictoras consistió en seleccionar aquellas que tuvieran menor colinealidad con las demás variables. Finalmente se eligieron cuatro medidas tanto para costa Chica (área promedio de parche de vegetación densa, distancia euclidiana al vecino más cercano de vegetación densa, área promedio de parche de vegetación secundaria y distancia euclidiana al vecino más cercano de vegetación secundaria) como para costa Grande (área promedio de parche de vegetación densa, distancia euclidiana al vecino más cercano de vegetación densa, número de parches de vegetación secundaria y área promedio de parche de vegetación secundaria). Debido a que los residuales de las medidas de paisaje no mostraron normalidad y que los datos son valores de fracciones, se optó por realizar modelos lineales generalizados (GLM) de tipo gamma (link = inverse) [65]. Al contar con pocos datos de cada métrica de paisaje, se realizó un modelo para probar cada una de las métricas de paisaje por separado con respecto a los valores de diversidad funcional. Todos los análisis fueron realizados con la paquetería stats (R Core Team, 2021) del programa RStudio (versión de R 4.1.0).

Resultados

8.1. Diversidad de especies por paisaje

El número total de individuos obtenidos durante los muestreos fue de 1165 correspondientes a 28 especies. Se registraron 18 géneros y 9 familias (Tabla 8.1). Durante los tres muestreos Río Santiago fue la localidad con mayor riqueza de especies (11 especies) para el paisaje de costa Grande. En el caso de costa Chica, las localidades con mayor riqueza fueron Iliatenco y Horcasitas (ambas con 11 especies). Las especies con mayor número de registros fueron *Tlalocohyla smithii* ($N = 234$) y *Exerodonta sumichrasti* ($N = 200$). Por otro lado, las especies con menor número de registro fueron *Hypopachus variolosus* y *Dermophis oaxaceae* (ambas con $N = 1$) (Tabla 8.2).

Tabla 8.1: Listado de especies registradas durante los muestreos y el grupo funcional al que pertenecen

Orden	Familia	Especie	Grupofuncional ^a	
			Costa Grande	Costa Chica
Anura	Bufonidae	<i>Rhinella horribilis</i>	a	b
		<i>Incilius marmoratus</i>	a	c
	Centrolenidae	<i>Hyalinobatrachium</i>	i	j
		<i>viridissimum</i>		
	Craugastoridae	<i>Craugastor pygmaeus</i>	j	k
		<i>Craugastor rugulosus</i>	-	b
	Eleutherodactylidae	<i>Eleutherodactylus</i>	c	-
		<i>albolabris</i>		
		<i>Eleutherodactylus</i>	-	e
		<i>syristes</i>		
		<i>Eleutherodactylus</i>	c	e
		<i>pipilans</i>		
		<i>Eleutherodactylus</i> sp.	-	e
	Hylidae	<i>Agalychnis dacnicolor</i>	i	j
		<i>Agalychnis moreletti</i>	i	-
<i>Charadrahyla juanitae</i>		h	-	
<i>Charadrahyla</i>				
<i>pinorum</i>		h	-	
<i>Tripion spatulatus</i>		e	-	
<i>Exerodonta</i>		f	h	
<i>sumichrasti</i>				
<i>Ptycohyla</i>		e	g	
	<i>leonhardschultzseii</i>			

Continúa en la página siguiente...

Orden	Familia	Especie	Grupofuncional ^a	
			Costa Grande	Costa Chica
Anura		<i>Quilticohyla erythromma</i>	f	h
		<i>Sarcohyla pentheter</i>	e	g
		<i>Scinax staufferi</i>	-	h
		<i>Smilisca baudinii</i>	e	g
		<i>Tlalocohyla smithii</i>	h	i
		Leptodactylidae	<i>Leptodactylus melanonotus</i>	b
	Microhylidae	<i>Hypopachus ustus</i>	c	c
		<i>Hypopachus variolosus</i>	-	c
	Ranidae	<i>Lithobates forreri</i>	d	f
		<i>Lithobates sierramadiensis</i>	g	i
Gymnophiona	Dermophidae	<i>Dermophis oaxaceae</i>	-	a

^aLas letras corresponden a la clasificación de las especies en grupos funcionales obtenida a partir del árbol de clasificación

Tabla 8.2: Abundancia de especies registrada por localidad muestreada en Sierra Madre del Sur, Guerrero

Especies	PAR	RSN	PRT	SNC	ILI	HOR	TXL	CPL	PBH	Abundancia total
<i>Agalychnis dacnicolor</i>	0	0	7	1	2	5	0	0	0	15
<i>Agalychnis moreletti</i>	7	1	0	2	0	0	0	0	0	10
<i>Charadrahyla juanitae</i>	9	1	0	0	0	0	0	0	0	10

Continúa en la página siguiente...

Especies	PAR	RSN	PRT	SNC	ILI	HOR	TXL	CPL	PBH	Abundancia total
<i>Charadrahyla pinorum</i>	0	3	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Craugastor pygmaeus</i>	26	9	0	0	10	0	0	1	2	48
<i>Craugastor rugulosus</i>	0	0	0	0	0	5	2	6	0	13
<i>Dermophis oaxaceae</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Eleutherodactylus albolabris</i>	1	1	0	2	0	0	0	0	0	4
<i>Eleutherodactylus pipilans</i>	0	0	4	0	0	6	0	1	1	12
<i>Eleutherodactylus sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	5	5
<i>Eleutherodactylus syristes</i>	0	0	0	0	2	0	0	0	0	2
<i>Exerodonta sumichrasti</i>	58	13	0	40	53	3	0	33	0	200
<i>Hyaninobatrachium viridissimum</i>	0	39	0	0	4	0	0	1	7	51
<i>Hypocachus sp.</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Hypopachus ustus</i>	1	2	2	0	0	1	4	0	0	10
<i>Hypopachus variolosus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Incilius marmoreus</i>	0	4	40	23	1	20	3	0	0	91
<i>Leptodactylus melanonotus</i>	1	14	1	0	8	13	31	0	3	71
<i>Lithobates forreri</i>	0	8	9	2	6	13	9	0	3	50
<i>Lithobates sierramadiensis</i>	7	16	5	1	7	0	1	3	1	41

Continúa en la página siguiente...

Especies	PAR	RSN	PRT	SNC	ILI	HOR	TXL	CPL	PBH	Abundancia total
<i>Ptycohyla leonhardschultzei</i>	2	0	0	0	4	0	0	4	0	10
<i>Quilticohyla erythromma</i>	8	36	0	0	1	0	0	1	3	49
<i>Rhinella horribilis</i>	3	24	6	3	8	27	35	0	1	107
<i>Sarcohyla pentheter</i>	1	0	0	0	1	0	0	0	0	2
<i>Scinax staufferi</i>	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2
<i>Smilisca baudinii</i>	8	3	57	18	2	3	18	0	0	109
<i>Tlalocohyla smithii</i>	26	64	39	29	0	20	34	0	22	234
<i>Tripion spatulatus</i>	0	0	10	2	0	0	0	0	0	12
Total										1165

La completitud del muestreo total para el paisaje de la costa Grande fue de 100 % según Chao 1 y de 93.7 % según Bootstrap (Fig. 8.1). La completitud del muestreo total para el paisaje de la costa Chica fue de 95.7 % según el estimador Chao 1 y de 89.9 % según Bootstrap (Fig. 8.2). Las localidades para la costa Grande con los valores más altos según el índice de Shannon fueron PAR_I (H=1.96), PRT_III (H=1.87) y RSN_III (H=1.81). Por otro lado, las localidades con valores más bajos fueron PAR_II (H=0.59) y SNC_II (H=0.50) (Fig. 8.3). Para la costa Chica, las localidades con valores más altos según el índice de Shannon fueron HOR_II (H=2.14) e ILI_II (H=2.08). El valor más bajo para este paisaje fue el de ILI_I (H=0.88) (Fig. 8.4). Respecto al índice de Simpson, las localidades de la costa Grande con valores más altos fueron PAR_I (D=0.83) y PRT_III (D=0.81), los valores más bajos los tuvieron PAR_II (D=0.26) y SNC_II (D=0.21) (Fig. 8.5). En el caso del paisaje de la costa Chica, los valores más altos fueron para HOR_II (D=0.86) e ILI_II (D=0.84), y los valores más bajos fueron para CPL_I, ILI_I (ambos con D=0.54) e ILI_III (D=0.51) (Fig. 8.6).

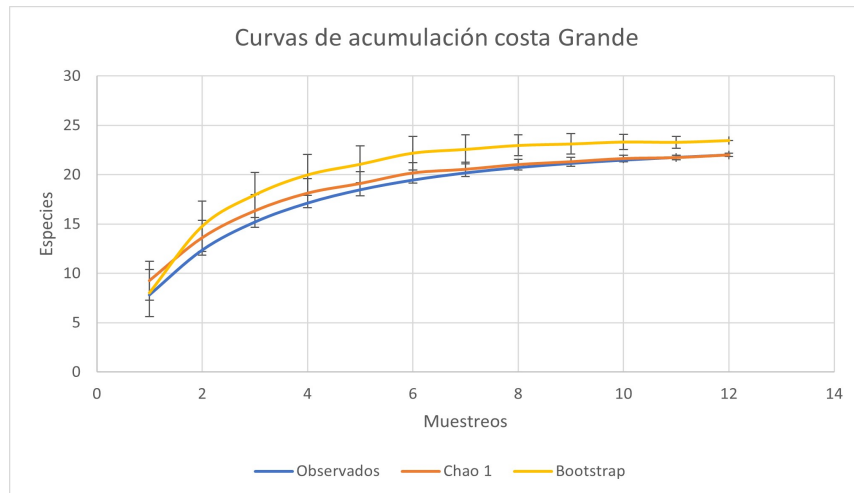


Figura 8.1: **Curva de acumulación de especies en los muestreos totales en costa Grande.** Chao 1 mostró una completitud del muestreo de 100 %, mientras que Bootstrap mostró una completitud de 93.7 %.

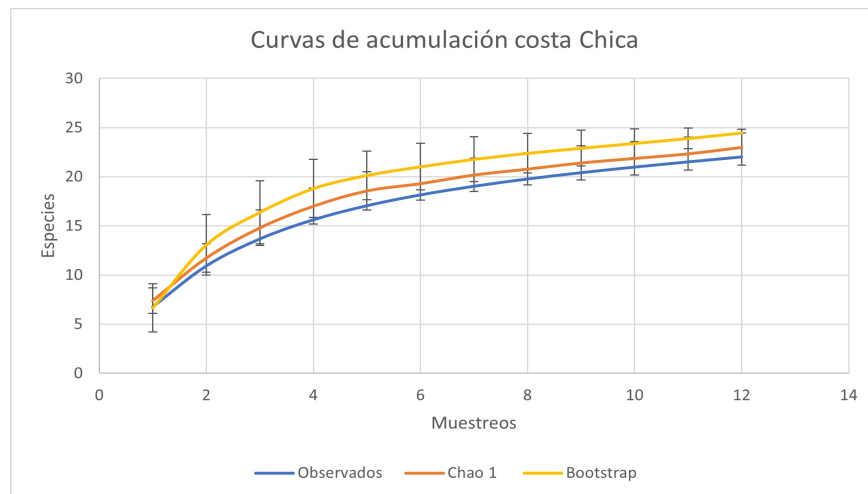


Figura 8.2: **Curva de acumulación de especies en los muestreos totales en costa Chica.** Chao 1 mostró una completitud del muestreo de 95.7 %, mientras que Bootstrap mostró una completitud de 89.9 %.

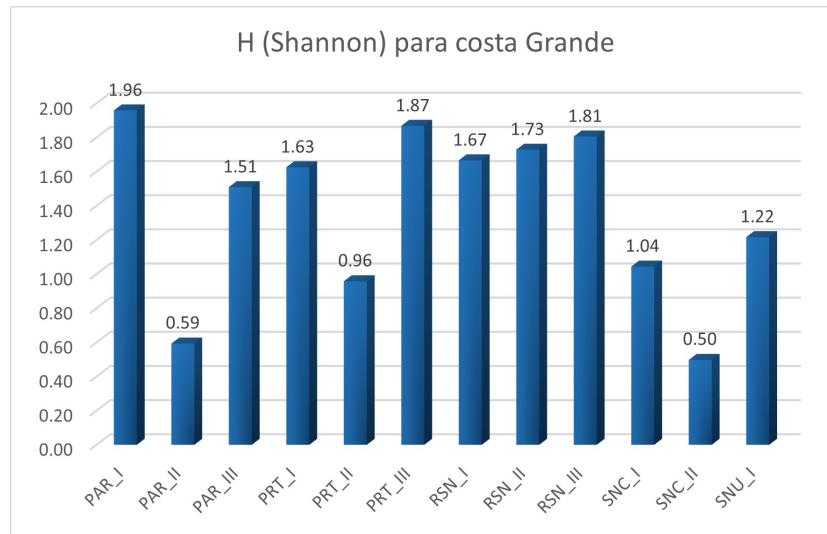


Figura 8.3: Diversidad alfa de anfibios con el índice de Shannon por localidad para la costa Grande, Sierra Madre del Sur.

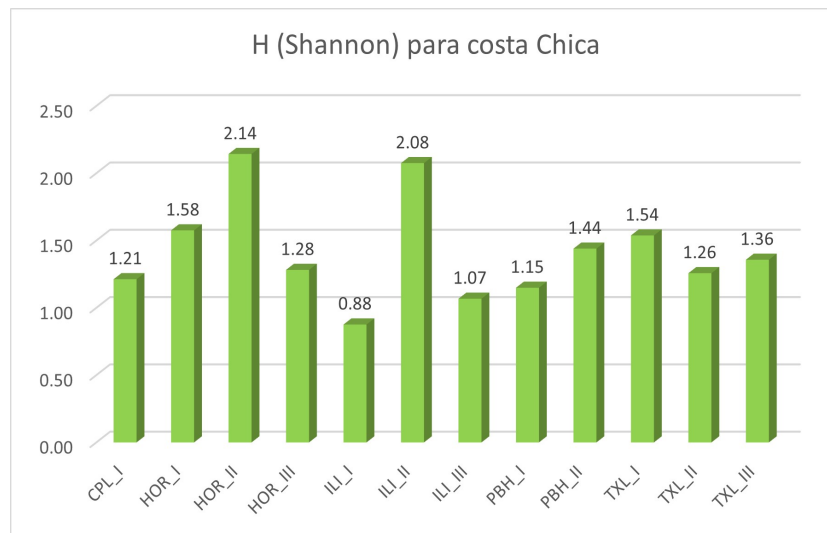


Figura 8.4: Diversidad alfa con Shannon por localidad para la costa Chica.

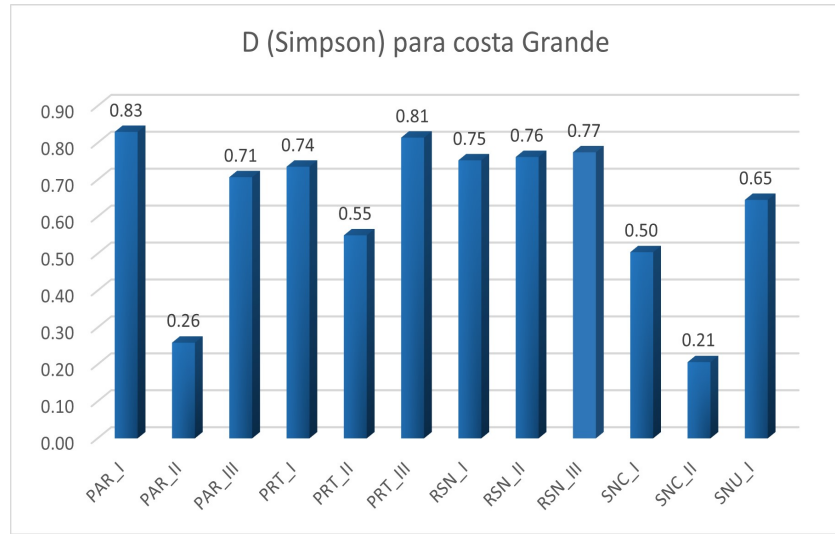


Figura 8.5: Diversidad alfa de anfibios con el índice de Simpson por localidad para la costa Grande, Sierra Madre del Sur.

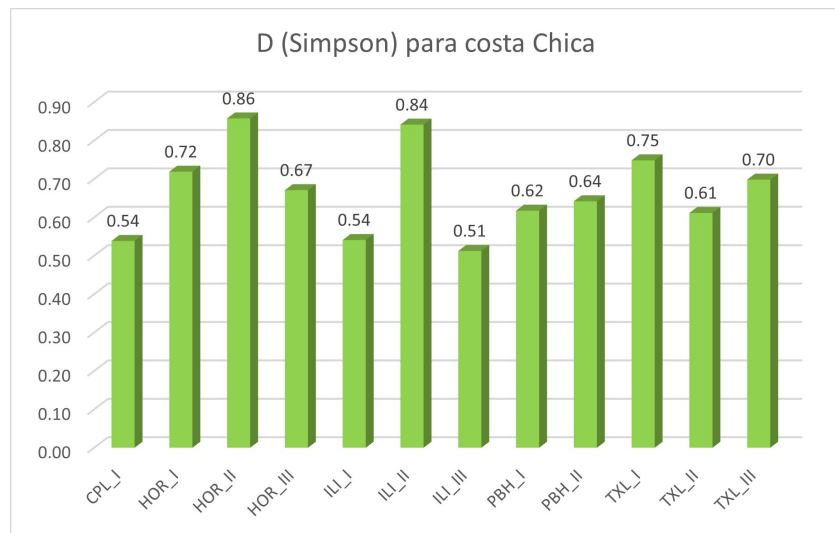


Figura 8.6: Diversidad alfa de anfibios utilizando el índice de Simpson por localidad para la costa Chica de Guerrero, México.

8.2. Cambio en las abundancias de las especies durante la temporada de lluvia para la costa Grande

Durante los tres tiempos de muestreo en la costa Grande, correspondientes al inicio mitad y final de la temporada de lluvia, se registró un cambio en la presencia y abundancia de las especies en las distintas localidades. Mientras que algunas especies se registraron durante toda la temporada de lluvia como *Tlalocohyla smithii* y *Rhinella horribilis*, algunas como *Agalychnis dacnicolor* y *Lithobates sierramadiensis* decrecieron respecto a su abundancia e incluso otras como *Tripion spatulatus*, únicamente se registraron al inicio de la temporada o al final (Fig. 8.7).

Respecto a las localidades, en el Paraíso hubo especies que sólo se registraron en una salida, tales son los casos de *H. ustus* y *Q. erythromma* que se encontraron en PAR_I (inicio de la temporada de lluvias), *S. pentheter* únicamente fue posible registrarla en PAR_II (mitad de la temporada de lluvias) y *A. moreletti*, *Eleutherodactylus albolabris* y *P. leonhardschultzseii* que se registraron en PAR_III (finales de la temporada de lluvias). Cabe mencionar que todos los ejemplares de *Q. erythromma* que se registraron eran juveniles u organismos que recién habían completado la metamorfosis. En el caso PRT, *Tripion spatulatus* solamente se registró en PRT_I (inicio de la temporada de lluvias), especies como *H. ustus*, *Tlalocohyla smithii* se registraron en PRT_II (mitad de la temporada de lluvias) y *L. melanonotus* en PRT_III (finales de la temporada de lluvias). En RSN, *C. juanita* sólo se registró en RSN_I (inicio de la temporada de lluvias), *Eleutherodactylus albolabris* y *Exerodonta sumichrasti* en RSN_II (mitad de la temporada de lluvias), *A. moreletti* e *H. ustus* se registraron en RSN_III (final de la temporada de lluvias). El ejemplar de *C. juanita* que se registró apenas había completado la metamorfosis.

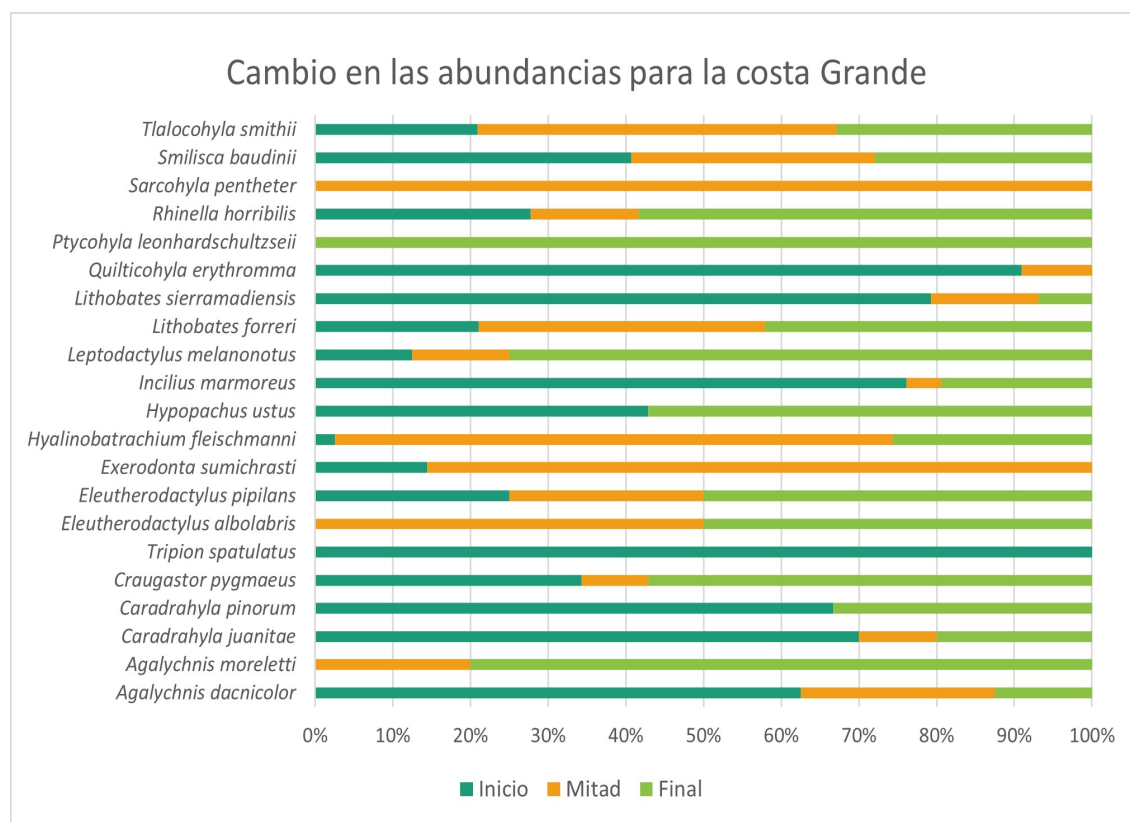


Figura 8.7: Cambio en las abundancias de especies de anfibios correspondientes al paisaje de costa Grande durante la temporada de lluvias.

8.3. Diversidad de grupos funcionales para la costa Grande

El grupo funcional que presentó mayor abundancia en el paisaje de costa Grande fue el grupo **h** (compuesto por *C. juanitae*, *C. pinorum* y *T. smithii*) con un número de 171 individuos, seguido por el grupo **f** (compuesto por *Q. erythromma* y *E. sumichrasti*) con 155 y los grupos **a** (compuesto por *R. horribilis* e *I. marmoreus*) y **e** (compuesto por *T. spatulatus*, *Smilisca baudinii*, *P. leonhardschultzei* y *Sarcohyla pentheter*) con 103 y 101 individuos, respectivamente. Así mismo, el grupo que presentó menor abundancia en dicho paisaje fue **c** (compuesto por *E. pipilans*, *E. albolabris* e *H. ustus*) con únicamente 13 individuos (Tabla 8.3). La localidad con el valor más alto según el índice de Shannon en diversidad de grupos funcionales fue

RSN ($H=1.93$), por otro lado, la localidad con el valor más bajo fue PRT ($H=1.57$) (Fig. 8.8). Respecto al índice de Simpson nuevamente el valor más alto fue para RSN ($D=0.82$) y los valores más bajos fueron para PAR y PRT ($D=0.74$ en ambos) (Fig. 8.9).

Tabla 8.3: Abundancia de grupos funcionales para costa Grande

Grupos funcionales	PAR	RSN	PRT	SNC	Abundancia total
h	35	68	39	29	171
f	66	49	0	40	155
a	3	28	46	26	103
e	11	3	67	20	101
i	7	40	7	3	57
j	26	9	0	0	35
g	7	16	5	1	29
d	0	8	9	2	19
b	1	14	1	0	16
c	2	3	6	2	13

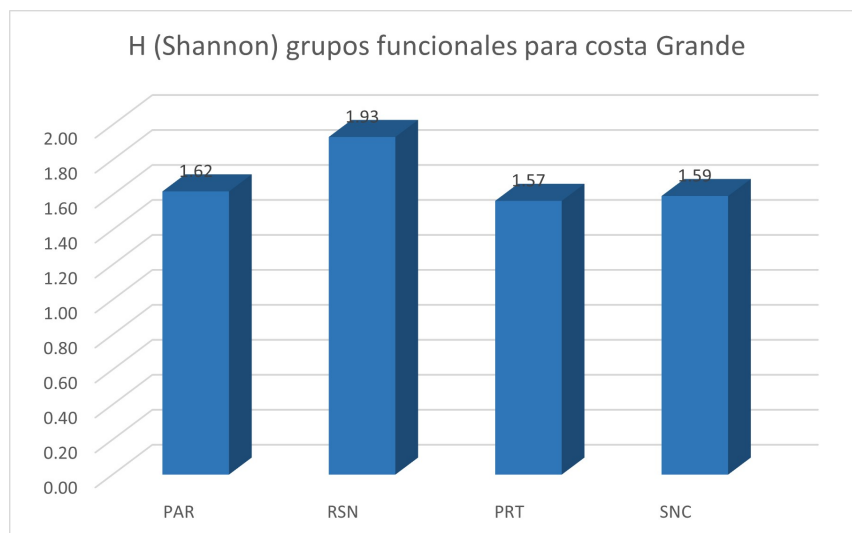


Figura 8.8: Diversidad alfa de grupos funcionales utilizando el índice de Shannon por localidad para la costa Grande de Guerrero, México.

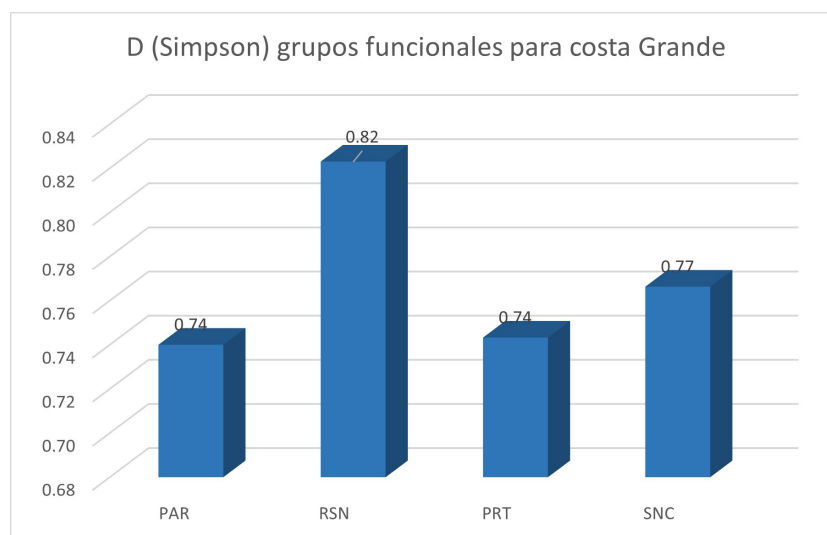


Figura 8.9: Diversidad alfa de grupos funcionales utilizando el índice de Simpson por localidad para la costa Grande de Guerrero, México.

8.4. Diversidad funcional para la costa Grande

Los valores más altos de FRic fueron para RSN_III (23.16), RSN_I (22.73) y PAR_III (17.42). A su vez los valores más bajos fueron para PAR_II (0.091), SNC_I (0.41), PRT_II (0.45) y SNC_II (0.79). Respecto a FEve, el valor más alto fue para PRT_III (0.80) y los valores más bajos fueron para PRT_II (0.27) y SNU_I (0.39). En el caso de FDiv, los valores más altos fueron para RSN_II (0.90), RSN_III (0.85), PAR_III (0.848) y SNU_I (0.841), y los valores más bajos fueron para PAR_II (0.41) y PAR_I (0.57). Los muestreos con mayor riqueza de grupos funcionales (FGR) fueron RSN_II ($n = 9$), RSN_I, y RSN_III (ambos con $n = 8$), y el muestreo con menor riqueza fue SNC_I ($n = 3$) (Tabla 8.4).

Tabla 8.4: Valores de Índices de diversidad funcional y riqueza de grupos funcionales para la costa Grande

Localidad	FRic	FEve	FDiv	Grupos funcionales	FGR
PAR_I	7.227	0.425	0.577	a, c, e, f, g, h, j	7
PAR_II	0.092	0.643	0.417	e, f, g, h, j	5
PAR_III	17.429	0.545	0.848	a, b, c, e, h, i, j	7
PRT_I	15.987	0.543	0.679	a, c, d, e, g, i	6
PRT_II	0.452	0.277	0.765	a, c, e, h, i	5
PRT_III	11.148	0.802	0.831	a, b, c, d, e, g, i	7
RSN_I	22.730	0.477	0.604	a, b, d, f, g, h, i, j	8
RSN_II	13.206	0.556	0.907	a, b, c, d, e, f, g, h, i	9
RSN_III	23.165	0.688	0.851	a, b, c, d, e, h, i, j	8
SNC_I	0.413	0.554	0.723	a, e, i	3
SNC_II	0.792	0.576	0.602	c, d, f, g, i	5
SNU_I	3.770	0.393	0.841	a, c, d, e, h	5

El dendograma realizado para el paisaje de costa Grande a través de un árbol de regresión y clasificación, clasificó a las especies en 10 grupos funcionales, de los cuales seis presentaron redundancia (se conformaron por más de una especie) y cuatro fueron representados sólo por una especie (Fig. 8.9). La separación de grupos se realizó a través de divisiones binarias, tomando en cuenta los rasgos funcionales. La primera división (A) presentó 95 % de explicación ($R = 0.89$) y separó a las especies con microhábitat de hojarasca y con longitud hocico cloaca (LHC) de 0.18 cm, for-

mando así al grupo **j** (conformado solamente por *C. pygmaeus*). La segunda división (B) presentó 69% de explicación ($R = 0.77$), separando a las especies por ausencia de membranas pedales y de membranas interdigitales. Posteriormente, dicho agrupamiento se dividió (K) con un 49% de explicación ($R = 0.64$), para dar lugar al grupo funcional **a** (conformado por *R. horribilis* e *I. marmoreus*); y a la siguiente división (L) con un 34% de explicación ($R = 1$) dando lugar al grupo **b** (conformado solamente por *Leptodactylus melanonotus*) y al grupo **c**. Este último (M) con 24% de explicación ($R = 1$) (conformado por *E. pipilas*, *E. albolabris* y *Hypopachus ustus*). Posterior a la división en B hubo nuevamente una división (C) con un 62% de explicación ($R = 0.85$), la cual dio lugar al grupo funcional **d** (conformado solamente por *Lithobates forreri*) por presentar piel rugosa, periodo de actividad diurno nocturno y LHC de 11.4 cm. La siguiente división (D) presentó 36% de explicación ($R = 0.59$), separando a las especies que colocan sus puestas en vegetación sobre cuerpos de agua y con desarrollo larval acuático (hacia E), de las especies que colocan sus puestas directamente en los cuerpos de agua (hacia F). La división anterior dió lugar al grupo funcional **i** (en E) con un 28% de explicación ($R = 1$), agrupando a especies con discos terminales expandidos y LHC mayor a 6.1 cm (*A. dacnicolor* y *A. moreletti*), y con membranas pedales moderadamente expandidas, discos terminales ligeramente expandidos y LHC menor a 2.3 cm (*Hyalinobatrachium viridissimum*). La división en D además dió lugar a una siguiente división (F) con 25% de explicación ($R = 0.67$), separando así a especies con patrón dorsal manchado, mismas que a su vez se dividieron (I) para dar lugar al grupo funcional **f**, agrupadas por presentar membranas pedales muy expandidas (*Q. erythromma* y *E. sumichrasti*); y al grupo funcional **e** (en J), agrupando especies con preferencia a hábitats herbáceo-arbustivos (*Smilisca baudinii* y *P. leonhardschultzei*) y a hábitats arborícolas (*Tripion spatulatus* y *Sarcohyala pentheter*). Posteriormente, la división en F dió lugar a una siguiente división (G) con 30% de explicación ($R = 0.78$) separando a las especies para conformar al grupo funcional **g** con una sola especie (*Lithobates sierramadrensis*) con preferencia a microhábitats semiacuáticos, sin discos terminales y LHC mayor a 6.15 cm; y al grupo funcional **h** (en H, con 18% de explicación y $R = 1$) agrupando a especies con

patrón dorsal reticular, preferencia a microhábitats arborícolas y LHC mayor a 3.49 cm (*C. juanitae* y *C. pinorum*), y una especie con patrón dorsal homogéneo, preferencia a hábitats herbáceo-arbustivos y LHC menor a 2.43 cm (*Tlalocohyla smithii*) (Fig. 8.10).

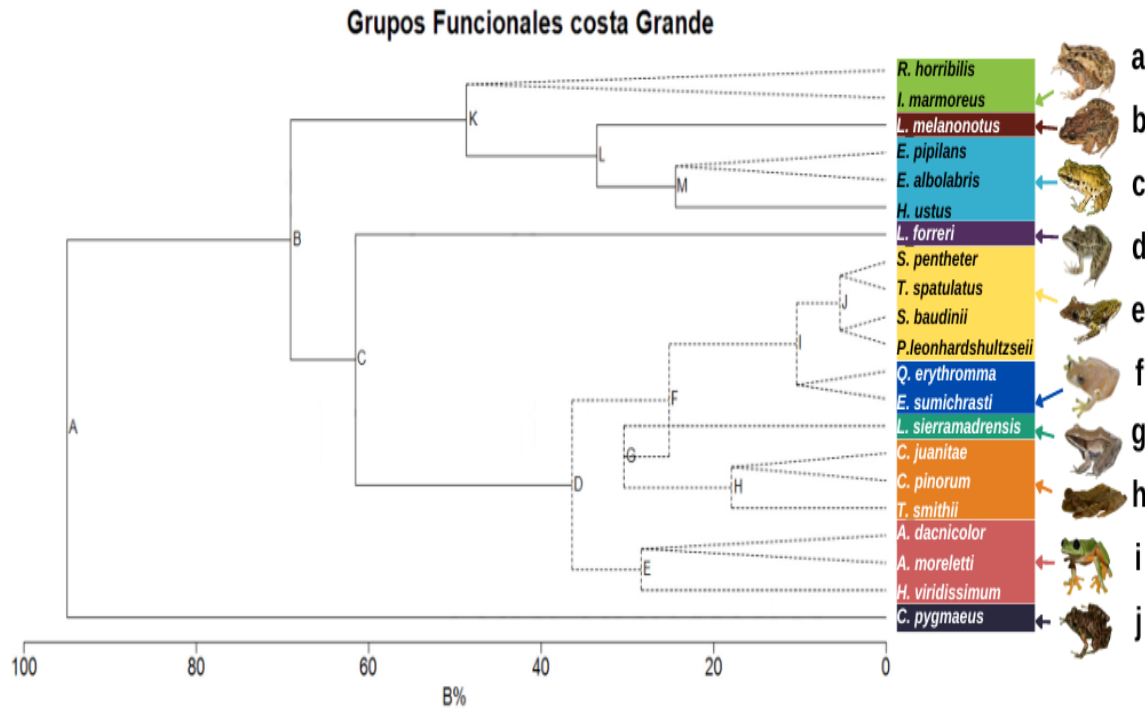


Figura 8.10: **Dendrograma de grupos funcionales correspondientes al paisaje de la costa Grande.** Como resultado a las divisiones se obtuvieron 10 grupos funcionales (a, b, c, d, e, f, g, h, i, j). Las letras en mayúsculas hacen referencia a las divisiones. Se muestra la imagen de una especie para representar visualmente las características de cada grupo funcional. Cada recuadro de color hace referencia a los grupos funcionales presentes para dicho paisaje mostrando además la similitud de grupos funcionales entre el paisaje de costa Chica y de costa Grande.

8.5. Estructura funcional por muestreos para la costa Grande

Durante las tres temporadas de muestreo hubo un cambio en las abundancias de las especies, reflejándose así en la abundancia de los grupos funcionales. En el caso del Paraíso (PAR), en PAR_I (inicio de lluvias) y PAR_II (mitad de lluvias) el grupo dominante fue **f** (16 individuos de *E. sumichrasti* y ocho de *Q. erythromma* para PAR_I, 42 individuos de *E. sumichrasti* para PAR_II). En PAR_III (final de lluvias) el grupo dominante fue **j** (19 individuos de *C. pygmaeus*). En el Rincón de las Parotas (PRT), PRT_I (inicio de lluvias) tuvo dominancia de los grupos **a** (36 individuos de *I. marmoreus* y 5 individuos de *R. horribilis*) y **e** (27 individuos de *Smilisca baudinii* y 10 de *Tripion spatulatus*). En PRT_II (mitad de lluvias), tuvo mayor dominancia del grupo **h** (39 individuos de *Tlalocohyla smithii*) y el grupo **e** (26 individuos de *S. baudinii*). En PRT_III (final de lluvias) los grupos dominantes fueron **d** (6 individuos de *Lithobates forreri*) y **e** (4 individuos de *S. baudinii*). En Río Santiago, RSN_I (inicio de lluvias) presentó mayor dominancia del grupo **f** (32 individuos de *Q. erythromma*) y del grupo **h** (30 individuos de *T. smithii*, dos de *C. pinorum* y uno de *C. juanita*) y **g** (15 individuos de *Lithobates sierramadrensis*). En el caso de RSN_II (mitad de lluvias), presentó mayor dominancia del grupo **h** (34 individuos de *T. smithii*), **i** (28 individuos de *H. fleischmanni*) y **f** (13 individuos de *E. sumichrasti*). En RSN_III (final de lluvias), los grupos dominantes fueron **a** (18 individuos de *R. horribilis*), **b** (10 individuos de *Leptodactylus melanonotus*) e **i** (10 individuos de *H. fleischmanni*). Para San Andrés de la Cruz, en SNC_I (inicio de lluvias) el grupo dominante fue **a** (13 individuos de *I. marmoreus*) y en SNC_II (mitad de lluvias) el grupo dominante fue **f** (40 individuos de *E. sumichrasti*). Finalmente, en Santiago de la Unión (SNU_I, final de lluvias), los grupos dominantes fueron **h** (29 individuos de *T. smithii*), **e** (17 individuos de *S. baudinii*) y **a** (10 individuos de *I. marmoreus*) (Fig. 8.11).

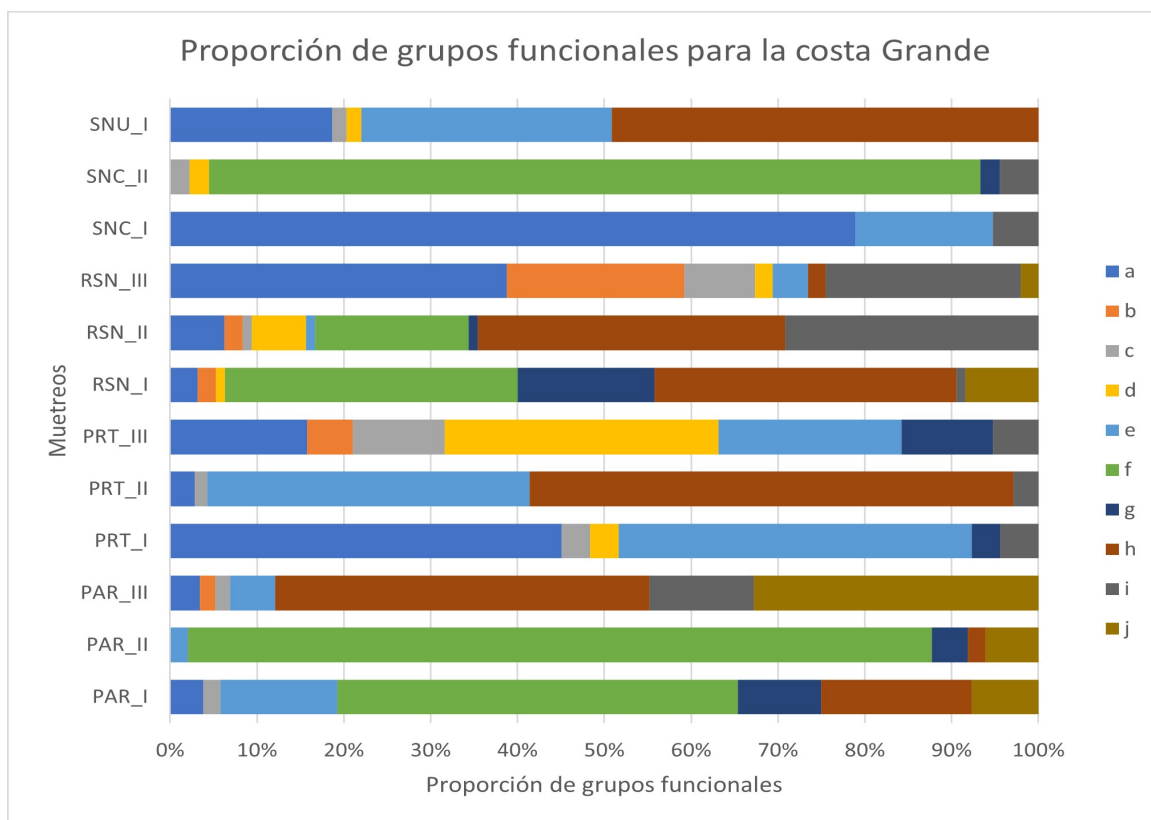


Figura 8.11: **Proporción de grupos funcionales correspondientes al paisaje de la costa Grande.** Se muestra la proporción de los 10 grupos funcionales (a, b, c, d, e, f, g, h, i, j) en cada muestreo correspondiente a cada localidad.

8.6. Variables ambientales y diversidad funcional para la costa Grande

Durante los muestreos se observó que, en los sitios con mayor humedad relativa registrada, los valores de riqueza funcional fueron mayores. Tal fue el caso de RSN_III, RSN_I y PRT_I donde la humedad registrada fue de 93.05 %, 92.1 % y 90.2 %, así mismo los valores de riqueza fueron 23.16, 22.73 y 15.98, respectivamente. La divergencia funcional también tomó valores mayores en aquellos sitios de muestreo con mayor humedad relativa registrada, ejemplo de ello fueron RSN_III, SNU_I, PAR_III, PRT_III, RNS_II, en donde los valores registrados de humedad fueron 93.05 %, 91.3 %, 89.1 %, 82.05 % y 80.2 % y de divergencia funcional 0.85, 0.841, 0.848, 0.831 y 0.907, respectivamente. Cabe mencionar que en SNU_I el valor de ri-

queza funcional registrado fue uno de los más bajos (3.77). Además, a pesar de que en RNS_II el valor de divergencia fue uno de los más altos (0.907), la humedad registrada tuvo uno de los valores más bajos (80.2%). Respecto a la equitatividad funcional, PRT_III presentó el valor más alto (0.80), sin embargo, la humedad registrada en este sitio no fue una de las más altas (82.05%). La temperatura registrada durante los muestreos tuvo un rango de entre 27.55 °C y 22.75 °C, siendo la más alta para RSN_II y la más baja para PAR_III. La temperatura registrada para aquellos sitios con mayor riqueza funcional (RSN_III, RSN_I, PAR_III y PRT_I) fue de 23.65 °C, 24.76 °C, 22.75 °C y 23.6 °C. Respecto a la temperatura registrada en el sitio con mayor equitatividad funcional (PRT_III) fue de 26.3 °C. Finalmente, la temperatura registrada para aquellos sitios con mayor divergencia funcional (RSN_II, RNS_III, PAR_III, SNU_I y PRT_III) fue de 27.55 °C, 23.65 °C, 22.75 °C y 26.3 °C para los últimos dos sitios (Tabla 8.4).

Por otro lado, se seleccionaron las cinco variables ambientales mencionadas anteriormente, cada una con 12 valores correspondientes a los muestreos por localidad, con los cuales se realizaron las regresiones Stepwise para evaluar cuales de estas predicen mejor los distintos valores de diversidad funcional. En el caso de la riqueza funcional, el modelo con mejor ajuste fue aquel que únicamente contuvo la humedad [2.126 ± 0.3849 (*error std.*), $p=0.0594$], dicho modelo tuvo un valor $R_a^2 = 0.2424$. Respecto a la equitatividad funcional, el mejor modelo fue aquel que no contenía ninguna variable [13.52 ± 0.03995 (*error std.*), $p = 3.4e^{-8}$]. Finalmente, la divergencia funcional se relacionó con la precipitación acumulada [2.376 ± 0.0001613 (*error std.*), $p=0.0415$] y el porcentaje de cobertura de dosel [-1.972 ± 0.0012175 (*error std.*), $p=0.0801$] con un valor de $R_a^2 = 0.371$.

Los resultados obtenidos a través de la correlación exploratoria de Pearson no fueron significativos, dichas pruebas se realizaron con las cinco variables ambientales utilizadas anteriormente y el mismo número de muestras ($n=12$) para cada variable. Sin embargo, las correlaciones con valores p más cercanos a 0.05 fueron entre el dosel y humedad ($r=-0.5738$, $p = 0.0510$), entre la precipitación semanal y la temperatura ($r=0.5657$, $p = 0.0552$) y entre la humedad y la riqueza funcional ($r=0.5579$, $p =$

0.0594).

Respecto al Modelo Lineal Generalizado de la familia Poisson, nuevamente las variables a evaluar fueron la precipitación acumulada, precipitación semanal, temperatura, humedad y cobertura de dosel, todas con un muestreo ($n=12$). Adicionalmente para dichos modelos también se evaluó el tiempo de muestreo ($n=12$, inicios $n=4$, mediados $n=4$ y final $n=4$ de lluvias). La riqueza funcional fue explicada por el tiempo de muestreo $[-2.094 \pm 106.87732$ (*error std.*), $p=0.0362$], la precipitación semanal $[-2.096 \pm 0.59468$ (*error std.*), $p=0.0360$], la precipitación acumulada $[-2.095 \pm 0.45783$ (*error std.*), $p=0.0362$], la humedad $[-1.979 \pm 0.69864$ (*error std.*), $p=0.0479$], la temperatura $[-2.024 \pm 1.84054$ (*error std.*), $p=0.0430$]. Además, se obtuvo que la localidad con mayor influencia en la riqueza funcional fue SNC $[-2.127 \pm 3.71103$ (*error std.*), $p=0.0334$]. Sin embargo, para la equitatividad y la divergencia funcional, el modelo no arrojó ningún resultado significativo.

8.7. Respuesta de los anfibios a los atributos del fragmento y del paisaje para la costa Grande

Para evaluar la relación entre los atributos espaciales del fragmento y del paisaje correspondientes a la vegetación densa y secundaria de la costa Grande con respecto a los valores de diversidad funcional, se realizaron modelos lineales generalizados (GLM) de la familia gamma ($\text{link}=\text{inverse}$). Las métricas por evaluar ($n=12$) fueron previamente filtradas a través de correlaciones de Spearman para eliminar una de cada par de variables colineales (con valores >0.6 de colinealidad). Finalmente se eligieron cuatro métricas distintas con baja colinealidad entre ellas (Tabla 8.5).

Se probaron distintas familias de GLM para evaluar las métricas respecto a los valores de diversidad. Sin embargo, los modelos no convergieron por el bajo número de muestras, por lo que se optó por evaluar cada métrica por separado respecto a los valores de diversidad funcional, utilizando dicha familia de GLM. Los GLM obtenidos mostraron una baja asociación de las métricas de paisaje respecto a los

Tabla 8.5: Correlación de Spearman de Métricas de paisaje y diversidad funcional para la costa Grande

	APPVD	DEVCVD	NPVS	APPVS	FRic	FEve	FDiv
APPVD	1	-0.2052	0.1026	-0.6	0.7	0.5	-0.6
DEVCVD	-0.2052	1	-0.3684	0.6669	-0.8208	-0.6156	0.6669
NPVS	0.1026	-0.3684	1	-0.0513	0.2052	0.8208	-0.0513
APPVS	-0.6	0.6669	-0.0513	1	-0.9	-0.3	1
FRic	0.7	-0.8208	0.2052	-0.9	1	0.6	-0.9
FEve	0.5	-0.6156	0.8208	-0.3	0.6	1	-0.3
FDiv	-0.6	0.6669	-0.0513	1	-0.9	-0.3	1

APPVD = Área promedio de parche de vegetación densa; **DEVCVD** = Distancia euclidiana al vecino más cercano de vegetación densa; **APPVS** = Área promedio de parche de vegetación secundaria; **NPVS** = Número de parches de vegetación secundaria

valores de diversidad funcional de las comunidades de anfibios, ya que en la mayoría de los casos las variables no tuvieron un efecto significativo. En el caso del GLM para evaluar la riqueza funcional respecto al número de parches de vegetación secundaria, no convergió y por lo tanto no fue posible obtener ningún valor (Tabla 8.6). El único modelo con valor significativo fue para la divergencia funcional tomando como variable explicativa al área promedio de parche de vegetación secundaria $-11.33 \pm 2.919e^{-07}$ (*error std.*) $p=0.00148$ (AIC: -31.804).

Tabla 8.6: Valores obtenidos a través de los modelos GLM (diversidad funcional vs métricas de paisaje) para la costa Grande

	APPVD	DEVCVD	APPVS	NPVS
Riqueza funcional	-1.801 $\pm 3.975e^{-07}$ (<i>error std.</i>) $p=0.1695$ (AIC: 37.735)	1.724 \pm 0.0009479 (<i>error std.</i>) $p=0.183$ (AIC: 37.48)	1.583 $\pm 2.831e^{-06}$ (<i>error std.</i>) $p=0.212$ (AIC: 37.502)	-

Continúa en la página siguiente...

	APPVD	DEVCVD	APPVS	NPVS
Equitatividad funcional	-0.612 $\pm 2.172e^{-06}$ (<i>error std.</i>) $p=0.58406$ (AIC: 37.735)	1.218 \pm 0.003705 (<i>error std.</i>) $p=0.31013$ (AIC:-7.307)	0.925 $\pm 9.357e^{-06}$ (<i>error std.</i>) $p=0.42323$ (AIC: -7.307)	-2.256 \pm 0.1028 (<i>error std.</i>) $p=0.10933$ (AIC:-7.307)
Divergencia funcional	1.442 $\pm 3.632e^{-07}$ (<i>error std.</i>) $p=0.245$ (AIC: -15.732)	-1.827 \pm 0.0005916 (<i>error std.</i>) $p=0.165$ (AIC: -16.768)	-11.33 $\pm 2.919e^{-07}$ (<i>error std.</i>) $p=0.00148$ (AIC: -31.804)	1.318 \pm 0.02552 (<i>error std.</i>) $p=0.2791$ (AIC: -15.338)

APPVD = Área promedio de parche de vegetación densa; **DEVCVD** = Distancia euclidiana al vecino más cercano de vegetación densa; **APPVS** = Área promedio de parche de vegetación secundaria; **NPVS** = Número de parches de vegetación secundaria.

8.8. Cambio en las abundancias de las especies durante la temporada de lluvia para la costa Chica

Durante los tres tiempos de muestreo en la costa Chica, correspondientes al inicio mitad y final de la temporada de lluvia, al igual que en costa Grande, se registró un cambio en la presencia y abundancia de las especies en las distintas localidades. Algunas especies como *T. smithii* y *L. sierramadrensis* se registraron durante toda la temporada de lluvia, otras especies como *S. baudinii* decrecieron respecto a su abundancia e incluso otras únicamente se registraron al inicio, mitad o final de la temporada (Fig. 8.12).

Respecto a los cambios observados en cada localidad, para HOR *Eleutherodactylus pipilans* solo se registró en HOR_I, *H. ustus*, *H. variolosus* y *S. staufferi* en la HOR_II. En ILI, *A. dacnicolor*, *I. marmoreus*, *L. melanonotus*, *Q. erythromma*, *R. horribilis* y *S. baudinii* se registraron en ILI_II y *E. syristes*, *P. leonhardschultzseii*

y *S. pentheter* en ILI_III. En el caso de TXL, *H. ustus*, *L. sierramadrensis*, *Smilisca baudinii*, solo se registraron en TXL_I, *C. rugulosus* en la TXL_II y *D. oaxaceae* en TXL_III. Cabe mencionar que el ejemplar de *Sarcohyala pentheter* registrado en este paisaje fue el único ejemplar adulto registrado para esta especie, *Eleutherodactylus syristes* solo se registró en una localidad, además el ejemplar de *D. oaxaceae* fue el único ejemplar registrado en todos los muestreos.

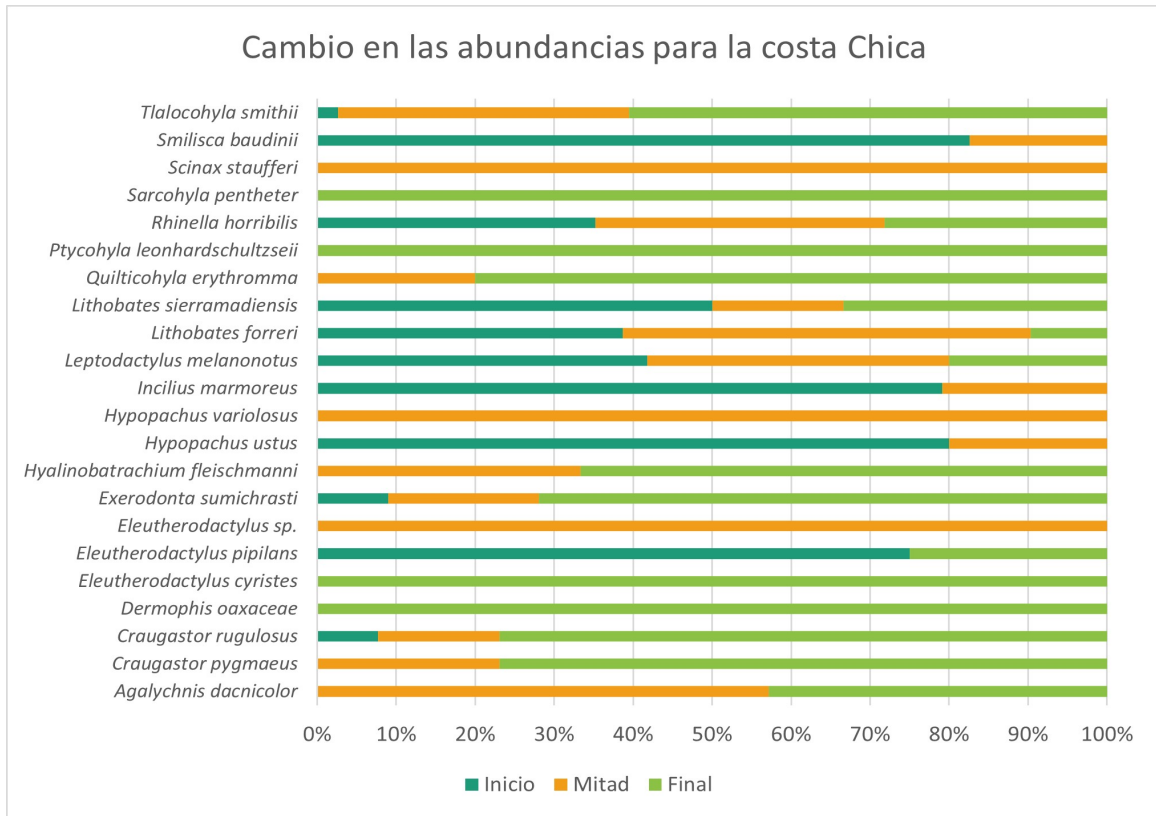


Figura 8.12: Cambio en las abundancias de especies de anfibios correspondientes al paisaje de costa Chica durante la temporada de lluvias.

8.9. Diversidad de grupos funcionales para la costa Chica

Los grupos funcionales que presentaron mayor abundancia en el paisaje de la costa Chica fueron **h** (compuesto por *Q. erythromma*, *S. staufferi* y *E. sumichrasti*) con 99, **i** (compuesto por *L. sierramadrensis* y *T. smithii*) con 88 y **b** (conformado por

R. horribilis y *C. rugulosus*) con 84. Cabe recalcar que dichos grupos funcionales se encuentran representados por especies con una amplia abundancia en los distintos muestreos. Por otro lado, el grupo funcional con menor abundancia fue **a** con un sólo registro (*Dermophis oaxaceae*) (Tabla 8.7).

Tabla 8.7: Abundancia de grupos funcionales para costa Chica

Grupos funcionales	ILI	HOR	TXL	CPL	PBH	Abundancia total
h	54	5	0	34	6	99
i	7	20	35	3	23	88
b	8	32	37	6	1	84
d	8	13	31	0	3	55
g	7	3	18	4	0	32
f	6	13	9	0	3	31
c	1	22	7	0	0	30
j	6	5	0	1	7	19
e	2	6	0	1	6	15
k	10	0	0	1	2	13
a	0	0	1	0	0	1

La localidad con el valor más alto según el índice de Shannon fue HOR ($H=1.96$) seguido por ILI ($H=1.74$). Por el contrario, el valor más bajo fue para CPL ($H=1.12$). Sin embargo, dicha localidad solo fue posible muestrearse en una ocasión (Figura 8.13). Respecto a los valores dados por el índice de Simpson, el valor más alto fue nuevamente para HOR ($D=0.83$) seguido de TXL ($D=0.79$) y el valor más bajo fue para CPL ($D=0.51$) (Figura 8.14).

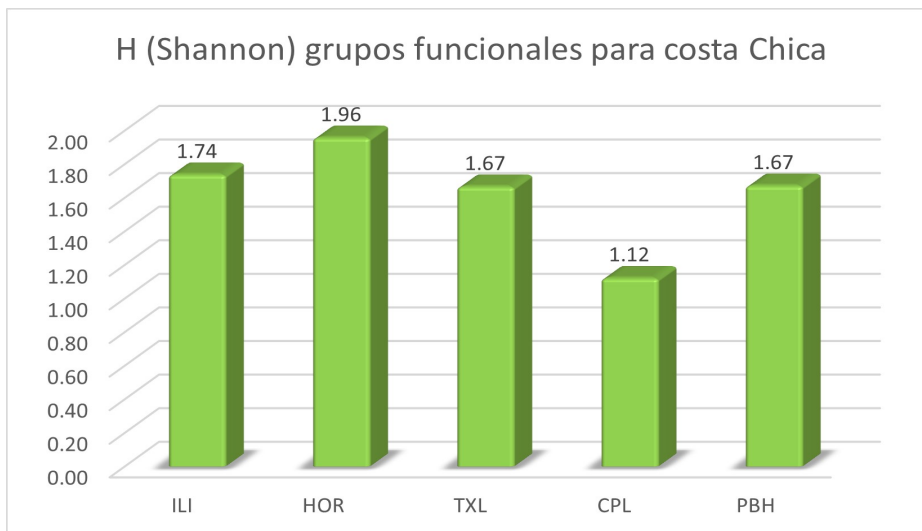


Figura 8.13: Diversidad alfa para grupos funcionales utilizando el índice de Shannon por localidad para la Costa Chica de Guerrero, México.

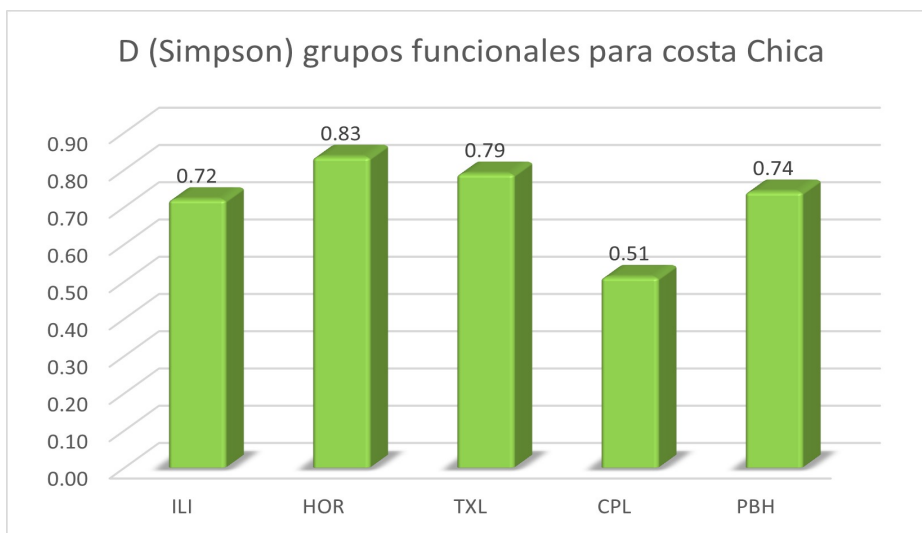


Figura 8.14: Diversidad alfa para grupos funcionales utilizando el índice de Simpson por localidad para la Costa Chica de Guerrero, México.

8.10. Diversidad funcional para la costa Chica

Los valores más altos de FRic para la costa Chica fueron los de TXL_III (16.60) y HOR_I (14.99), y los más bajos fueron para ILI_I (1.52) y HOR_III (6.11). Respecto a FEve, los valores más altos fueron para TXL_I (0.826), ILI_II (0.811) y PBH_I (0.79), y los valores más bajos fueron para ILI_I (0.38), HOR_III (0.44) e ILI_III (0.47). Finalmente, los valores más altos de FDiv fueron para ILI_III (0.97), TXL_I (0.95), CPL_I (0.94) y PBH_II (0.91). Los muestreos con mayor riqueza de grupos funcionales fueron HOR_II e ILI_II (ambos con $n = 8$), y los que tuvieron menor riqueza fueron ILI_I (con $n = 3$), PBH_I y HOR_III (ambos con $n = 4$) (Tabla 8.8).

Tabla 8.8: Valores de Índices de diversidad funcional y riqueza de grupos funcionales para la costa Chica

Localidad	FRic	FEve	FDiv	Grupos funcionales	FGR
CPL_I	10.337	0.628	0.945	b, e, g, h, i, j, k	7
HOR_I	14.996	0.521	0.564	b, c, d, e, f, g, i	7
HOR_II	11.018	0.746	0.864	b, c, d, f, g, h, i, j	8
HOR_III	6.114	0.441	0.877	b, d, i, j	4
ILI_I	1.521	0.382	0.694	f, h, i	3
ILI_II	12.322	0.812	0.850	b, c, d, f, g, h, j, k	8
ILI_III	7.428	0.474	0.972	e, g, h, j, k	5
PBH_I	8.266	0.794	0.754	b, e, f, j	4
PBH_II	12.451	0.683	0.915	d, e, f, h, i, j, k	7
TXL_I	8.029	0.827	0.953	b, c, d, f, g, i	6
TXL_II	11.866	0.782	0.893	b, c, d, f, i	5
TXL_III	16.602	0.767	0.679	a, b, d, f, i	5

El dendograma obtenido para este paisaje clasificó a las especies en 11 grupos funcionales distintos, de los cuales 7 presentaron redundancia y 4 solo fueron representados por una especie. La primera división (A) presentó 92% de explicación ($R = 0.83$) y dio origen al grupo funcional **a** (conformado solamente por *D. oaxaceae*), caracterizado por preferencia de microhábitats fosoriales y LHC mayor a 45.4 cm. La siguiente división (B) presento 87% de explicación ($R = 0.80$) y formó al grupo funcional **k** (conformado solamente por *C. pygmaeus*), caracterizado por preferencia a microhábitats de hojarasca y LHC menor a 0.18 cm. La siguiente división (C) pre-

sentó 59 % de explicación ($R = 0.67$) y separó a aquellas especies que no presentaron membranas pedales ni interdigitales. Una posterior división (J) dió lugar al grupo funcional **b** (conformado por *R. horribilis* y *C. rugulosus*), agrupado así por presentar periodos de actividad diurno-nocturnos y LHC mayor a 6.19 cm. La siguiente división (K) tuvo 28 % de explicación ($R = 0.76$) y agrupó a aquellas especies con desarrollo directo, preferencia a microhábitats arborícolas (*Eutherodactylus* sp.) y a microhábitats terrestres (*E. syristes* y *E. pipilans*), formando así al grupo funcional **e**. La siguiente división (M) tuvo 24 % de explicación ($R = 1$) y formó al grupo funcional **d** (conformado solamente por *Leptodactylus melanonotus*), caracterizado por piel tuberculosa, preferencia a hábitats semiacuáticos y un patrón dorsal reticular; además agrupo a las otras especies por su preferencia a microhábitats terrestres, por presentar un patrón dorsal manchado, formando así al grupo funcional **c** (conformado por *I. marmoreus*, *H. ustus* e *H. variolosus*). Por otro lado, la división en C tuvo una siguiente bifurcación (D) con 55 % de explicación ($R = 0.80$), dando lugar al grupo funcional **f** (conformado únicamente por *Lithobates forreri*), caracterizado por presentar piel rugosa, periodo de actividad diurno-nocturno y LHC mayor a 11.4 cm. La siguiente división (E) tuvo 35 % de explicación ($R = 0.75$) y formó al grupo funcional **j** (conformado por *A. dacnicolor* y *H. fleischmanni*), caracterizado por colocar las puestas en vegetación sobre cuerpos de agua. Posteriormente una división (F) con 20 % de explicación ($R = 0.75$) separó a aquellas especies con un patrón dorsal manchado y además formó al grupo funcional **i** (conformado por *Lithobates sierramadrensis* y *T. smithii*). La siguiente división (G) tuvo 8 % de explicación ($R = 0.56$) y agrupó a aquellas especies con membranas pedales moderadamente expandidas, formando así al grupo funcional **g** (en I con 6 % de explicación y $R = 1$), caracterizado por presentar especies con discos terminales expandidos y LHC mayor a 5.92 cm (*Smilisca baudinii*), y especies con discos terminales ligeramente expandidos y LHC menor a 5.64 cm (*Sarcohyala pentheter* y *P. leonhardschultzzei*). Además, dicha división en G (en H con 5 % de explicación y $R = 1$) formó también al grupo funcional **h**, conformado por especies con LHC mayor a 5.76 cm (*Q. erythromma*) y especies con LHC menor a 3.2 cm (*Scinax staufferi* y *E. sumichrasti*) (Fig. 8.15).

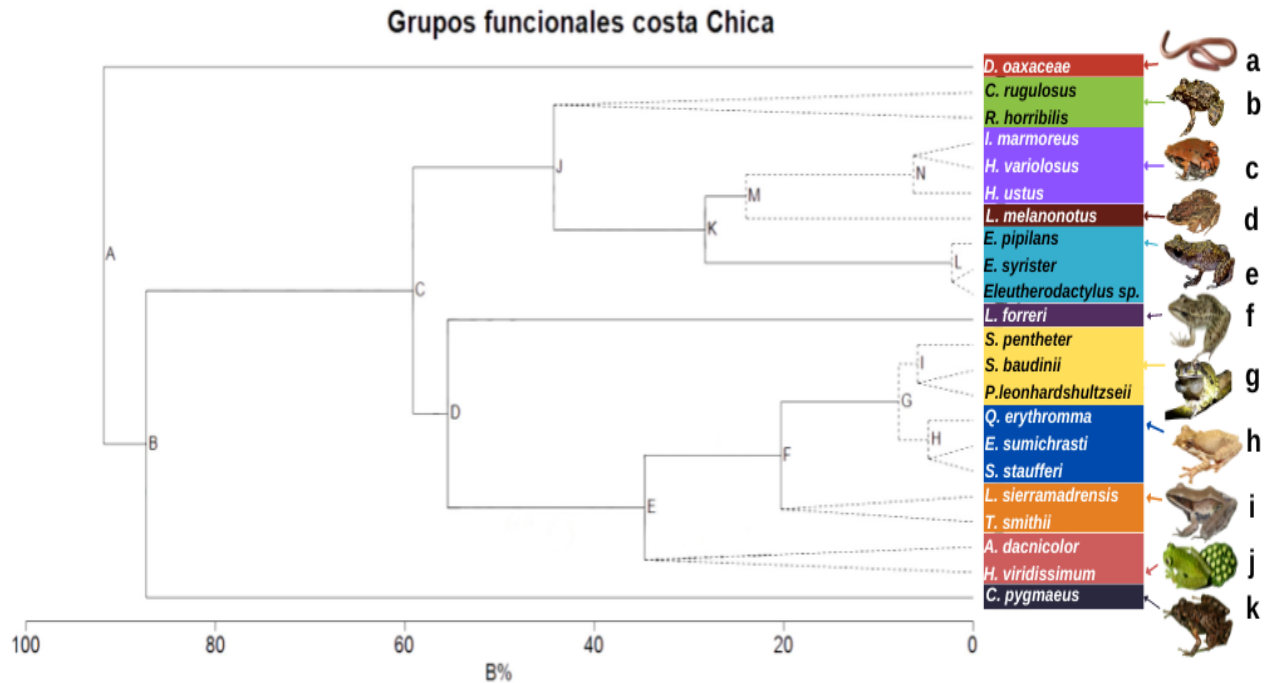


Figura 8.15: **Dendrograma de grupos funcionales correspondientes al paisaje de la costa Chica.** Como resultado a las divisiones se obtuvieron 11 grupos funcionales (a, b, c, d, e, f, g, h, i, j, k). Las letras en mayúsculas hacen referencia a las divisiones. Se muestra la imagen de una especie para representar visualmente las características de cada grupo funcional. Cada recuadro de color hace referencia a los grupos funcionales presentes para dicho paisaje mostrando además la similitud de grupos funcionales entre el paisaje de costa Chica y de costa Grande.

8.11. Estructura funcional por muestreos para la costa Chica

Durante los tres muestreos realizados se observó un cambio en las abundancias de las especies reflejándose así en la dominancia de grupos funcionales en las comunidades de la costa Chica. En el caso de Potrerillo Coapinole (CPL_I, final de lluvias), el grupo con mayor abundancia fue **h** (33 individuos de *E. sumichrasti*). Para Atonilco de Horcasitas (HOR), HOR_I (inicio de lluvias) presentó mayor dominancia del grupo **c** (17 individuos de *I. marmoratus*), HOR_II (mitad de lluvias) presentó

mayor dominancia de los grupos **d** (9 individuos de *Leptodactylus melanonotus*), **b** (8 individuos de *R. horribilis*) y **f** (seis individuos de *Lithobates forreri*); y HOR_III (final de lluvias) presentó mayor dominancia de **b** (18 individuos de *R. horribilis* y cuatro de *C. rugulosus*) y de **i** (16 individuos de *T. smithii*). Para Iliatenco, ILI_I (inicio de lluvias) presentó mayor dominancia del grupo **h** (ocho individuos de *E. sumichrasti*); ILI_II (mitad de lluvias) presentó mayor dominancia de **h** (14 individuos de *E. sumichrasti* y uno de *Q. erythromma*), **b** (ocho individuos de *R. horribilis*) y **d** (ocho individuos de *Leptodactylus melanonotus*); e ILI_III (final de lluvias) presentó mayor dominancia del grupo **h** (31 individuos de *E. sumichrasti*). En el caso de Pueblo Hidalgo, PBH_I (mitad de lluvias) presentó mayor dominancia del grupo **e** (cinco individuos de *Eleutherodactylus* sp.), PBH_II (final de lluvias) presentó mayor dominancia de los grupos **i** (22 individuos de *T. smithii*) y **j** (seis individuos de *H. fleischmanni*). Finalmente, en el caso de Tlaxcalixtlahuaca, TXL_I (inicio de lluvias) tuvo mayor dominancia de los grupos **b** (24 individuos de *R. horribilis*), **g** (18 individuos de *S. baudinii*) y **d** (21 individuos de *L. melanonotus*); TXL_II (mitad de lluvias) presentó mayor dominancia de los grupos **i** (26 individuos de *T. smithii*) y **b** (nueve individuos de *R. horribilis*); y TXL_III (final de lluvias) tuvo mayor dominancia de los grupos **i** (ocho individuos de *T. smithii*) y **d** (seis individuos de *L. melanonotus*) (Fig. 8.16).

8.12. Variables ambientales y diversidad funcional para la costa Chica

El rango de valores registrados de humedad relativa fue entre 89.56% y 69.5%, siendo el más alto PBH_II y el más bajo HOR_III. Respecto a la riqueza funcional, los valores más altos no precisamente estuvieron acompañados de valores de humedad altos. En el caso de TXL_III (FRic=16.60), el valor registrado fue de 78.45% y en el caso de HOR_I (FRic=14.99) el valor fue de 83.05%. Así mismo, la equitatividad funcional siguió el mismo patrón, pues los valores más altos (TXL_I=0.826 e

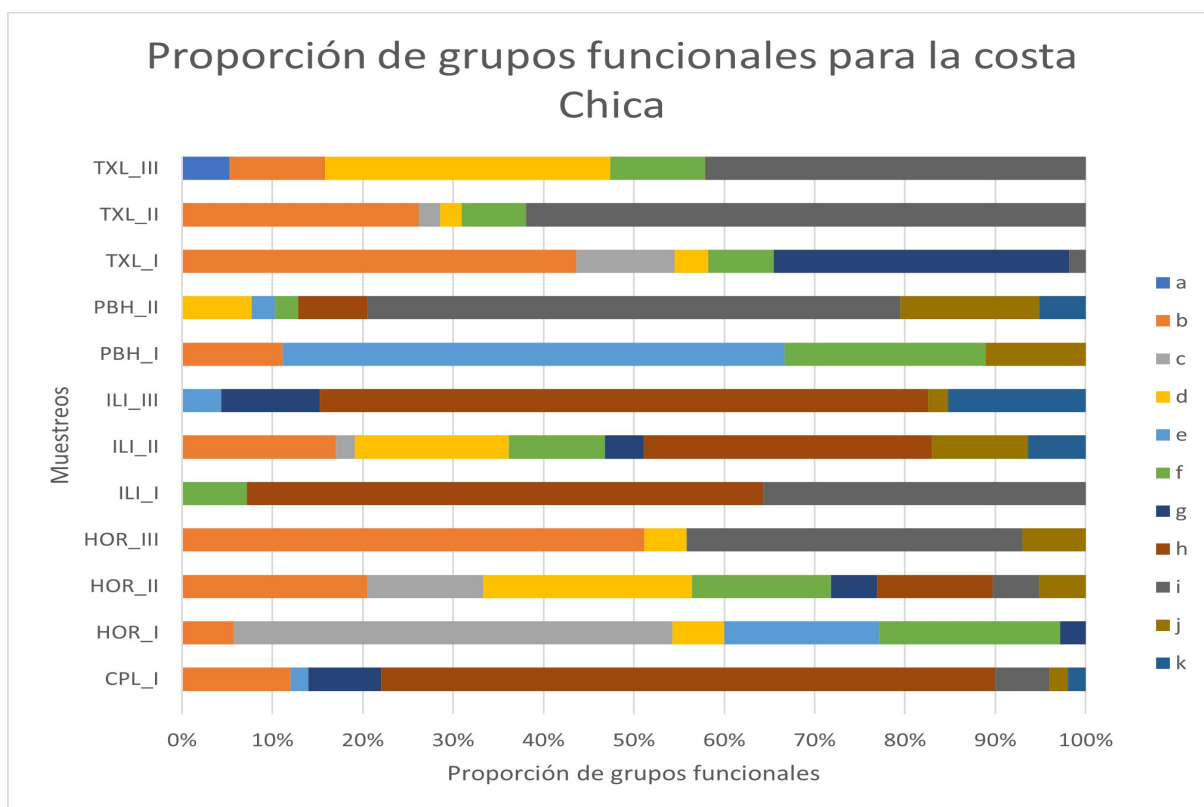


Figura 8.16: **Proporción de grupos funcionales correspondientes al paisaje de la costa Chica.** Se muestra la proporción de los 11 grupos funcionales (a, b, c, d, e, f, g, h, i, j, k) en cada muestreo correspondiente a cada localidad.

ILI_II=0.811) tuvieron valores de humedad de 83.55% y 77.05%, respectivamente. Por último, los valores más altos de divergencia funcional fueron en aquellos sitios con mayor humedad registrada. Ejemplo de ello fueron PBH_II, TXL_II, CPL_I, ILI_III, los valores de humedad fueron 89.56%, 83.55%, 80.7% y 80.45%, a su vez, los valores de diversidad fueron 0.915, 0.952, 0.945 y 0.971, respectivamente. La temperatura registrada durante los muestreos tuvo un rango de entre 28.3 °C y 21.15 °C, siendo CPL_I la localidad con la mayor temperatura registrada e ILI_II aquella con la más baja. Los valores registrados para aquellas localidades con mayor riqueza funcional (HOR_I y TXL_III) fueron 27.25 °C y 26.65 °C. Respecto a los valores más altos de equitatividad funcional (TXL_I e ILI_II) la temperatura registrada fue de 27.2 °C y 21.15 °C, siendo este último el valor más bajo registrado durante todos los muestreos. Finalmente, los valores de temperatura registrados para las localidades con mayor divergencia funcional (CPL_I, TXL_I, PBH_II e ILI_III) fueron 28.3

°C, 27.2 °C, 27 °C y 23.25 °C, siendo el primer valor el más alto registrado. Por otro lado, las regresiones Stepwise se realizaron con las cinco variables ambientales mencionadas anteriormente, cada una con 11 valores correspondientes a los muestreos por localidad. En el caso de la riqueza funcional el modelo con mejor ajuste fue el que no contenía ninguna variable ambiental [7.977 ± 1.284 (*error std.*), $p=1.21e^{-05}$]. Respecto a la equitatividad funcional, el modelo con mejor ajuste fue el que consideró solamente la precipitación semanal [-1.858 ± 0.002198 (*error std.*), $p=0.0962$] con un valor de $R_a^2=0.1968$. Finalmente, el modelo con mejor ajuste para la divergencia funcional fue el que consideró solamente la precipitación acumulada [$1.467 \pm 9.235e^{-05}$ (*error std.*), $p=0.177$] con un valor de $R_a^2=0.1032$. Similar a la costa Grande, los resultados obtenidos a través de la correlación de Pearson para la costa Chica no fueron significativos. Dichas correlaciones se realizaron con el mismo número de variables ambientales y cada una con el mismo número de muestras que las regresiones Stepwise. Para dicho paisaje la correlación con valor p más cercano a 0.05 fue entre la riqueza y la equitatividad funcional ($r= 0.6$, $p = 0.0509$). Los Modelos Lineales Generalizados de la familia Poisson se realizaron con la misma cantidad de muestras de los métodos anteriores. Adicionalmente para dichos modelos también se evaluó el tiempo de muestreo ($n=11$, inicios $n=3$, mediados $n=4$ y final $n=4$ de lluvias). El modelo con mejor ajuste para la riqueza funcional mostró una aportación significativa por la cobertura de dosel [3.007 ± 0.01923 (*error std.*) $p=0.00263$], la temperatura [2.693 ± 0.79699 (*error std.*), $p=0.00708$], la precipitación semanal [-2.317 ± 0.02727 (*error std.*), $p=0.02052$] y la humedad [2.127 ± 0.05634 (*error std.*), $p=0.03340$]. Además, se obtuvo que las localidades con mayor influencia en la riqueza funcional fueron CPL [-2.982 ± 2.60705 (*error std.*) $p=0.00286$], ILI [2.597 ± 2.03104 (*error std.*), $p= 0.00940$] y HOR [-2.543 ± 1.36451 (*error std.*), $p=0.00940$]. En cuanto a la equitatividad funcional y la divergencia no se obtuvieron resultados significativos.

8.13. Respuesta de los anfibios a los atributos del fragmento y del paisaje para la costa Chica

Para evaluar la relación entre los atributos espaciales del fragmento y del paisaje correspondientes a la vegetación densa y secundaria de la costa Chica con respecto a los valores de diversidad funcional, se realizaron modelos lineales generalizados de la familia gamma (link = inverse). Al igual que en costa Grande, para costa Chica se probaron distintas familias de GLM para evaluar las métricas respecto a los valores de diversidad. Sin embargo, los modelos no convergieron por el bajo número de muestras, por lo que se optó por evaluar cada métrica por separado respecto a los valores de diversidad funcional con la familia de GLM antes mencionada. Las métricas por evaluar ($n = 12$) fueron previamente filtradas a través de correlaciones de Spearman para eliminar aquellas que presentaran colinealidad, finalmente se eligieron cuatro métricas distintas (Tabla 8.9).

Tabla 8.9: Correlación de Spearman de Métricas de paisaje y diversidad funcional para la costa Chica

	APPVD	DEVCVD	APPVS	DEVCVS	FRic	FEve	FDiv
APPVD	1	-0.6	0.2	0	0	-0.3	0.1
DEVCVD	-0.6	1	-0.4	-0.2	-0.6	-0.1	0.3
APPVS	0.2	-0.4	1	-0.6	-0.3	-0.3	-0.9
DEVCVS	0	-0.2	-0.6	1	0.5	-0.1	0.7
FRic	0	-0.6	-0.3	0.5	1	0.7	0.1
FEve	-0.3	-0.1	-0.3	-0.1	0.7	1	-0.1
FDiv	0.1	0.3	-0.9	0.7	0.1	-0.1	1

APPVD = Área promedio de parche de vegetación densa; **DEVCVD** = Distancia euclidiana al vecino más cercano de vegetación densa; **APPVS** = Área promedio de parche de vegetación secundaria; **DEVCVS** = Distancia euclidiana al vecino más cercano de vegetación secundaria.

Los GLM obtenidos mostraron una baja asociación de las métricas de paisaje respecto a los valores de diversidad funcional de las comunidades de anfibios, al igual que los resultados obtenidos para la costa Grande, ya que en la mayoría de los casos los modelos no fueron significativos. Lo anterior se obtuvo debido al bajo número

de datos de respuesta por lo que los modelos no convergieron (Tabla 8.10). El único modelo con valor significativo fue para la divergencia funcional tomando como variable explicativa al área promedio de parche de vegetación secundaria [$3.513 \pm 5.121e^{-06}$ (*error std.*), $p= 0.039123$, AIC: -13.28].

Tabla 8.10: Valores obtenidos a través de los modelos GLM (diversidad funcional vs métricas de paisaje) para la costa Chica

	APPVD	DEVCVD	APPVS	DEVCVS
Riqueza funcional	0.304 $\pm 1.185e^{-04}$ (<i>error std.</i>) $p=0.781$ (AIC: 6.4708)	0.515 \pm 0.03284 (<i>error std.</i>) $p=0.642$ (AIC: 6.3287)	0.59 \pm 0.0002234 (<i>error std.</i>) $p=0.597$ (AIC: 6.2059)	-0.398 \pm 0.0565 (<i>error std.</i>) $p=0.718$ (AIC: 6.4054)
Equitatividad funcional	0.667 $\pm 9.41e^{-06}$ (<i>error std.</i>) $p=0.5523$ (AIC: -7.0902)	0.398 \pm 0.0028 (<i>error std.</i>) $p=0.7174$ (AIC:- 6.6479)	0.375 $\pm 1.345e^{-05}$ (<i>error std.</i>) $p=0.73245$ (AIC: -6.6241)	0.399 \pm 0.004137 (<i>error std.</i>) $p=0.717$ (AIC:-6.6578)
Divergencia funcional	0.069 $\pm 8.108e^{-06}$ (<i>error std.</i>) $p=0.9493$ (AIC: -5.0124)	-1.131 \pm 0.0021 (<i>error std.</i>) $p=0.340$ (AIC: -6.8043)	3.513 $\pm 5.121e^{-06}$ (<i>error std.</i>) $p=0.039123$ (AIC: -13.28)	-2.397 \pm 0.0020 (<i>error std.</i>) $p=0.0961$ (AIC: -10.556)

APPVD = Área promedio de parche de vegetación densa; **DEVCVD** = Distancia euclidiana al vecino más cercano de vegetación densa; **APPVS** = Área promedio de parche de vegetación secundaria; **DEVCVS** = Distancia euclidiana al vecino más cercano de vegetación secundaria.

Discusión

Durante los tres tiempos de muestreo se observó un cambio en la presencia y abundancia de las especies en las distintas localidades. Mientras que algunas especies se registraron durante toda la temporada de lluvia, algunas decrecieron respecto a su abundancia e incluso otras únicamente se registraron al inicio de la temporada. En algunas especies como *Agalychnis dacnicolor* y *Quilticohyla erythromma*, la abundancia decreció con el transcurso de la temporada de lluvias. En el caso de *Tripion spatulatus*, presentó una alta abundancia al inicio de la temporada, respecto a las demás especies muestreadas en dicho tiempo, pero únicamente se registró en dicho momento de muestreo.

Los análisis de diversidad alfa mostraron que, en aquellas localidades con valores altos, tanto en el índice de Shannon como en el de Simpson, la equitatividad fue alta por lo que las especies registradas en esos muestreos tuvieron una representación similar. Tales son los casos de PAR_I y PRT_III para la costa Grande, y HOR_II e ILI_II para la costa Chica. Por otro lado, los valores bajos de PAR_II, SNC_II e ILI_I en ambos índices, nos indicaron que la dominancia de ciertas especies en los muestreos es alta. En estos tres muestreos la especie más dominante fue *E. sumichrasti*.

A pesar de que tanto en RNS_I, RSN_II, RSN_III, HOR_II e ILI_II tuvieron

la misma riqueza de especies (N=11), HOR_II e ILI_II tuvieron valores tanto de Shannon como de Simpson más altos debido a que la equitatividad de individuos fue mayor que las otras localidades mencionadas.

9.1. Relación de la abundancia con la temporada reproductiva

Durante el primer muestreo del Paraíso se observó una alta abundancia de crías de *Quilticohyla erythromma*, *C. juanita* y *C. pinorum*, los individuos de dichas especies habían terminado ya la metamorfosis o estaban por terminar de reabsorber por completo la cola. Snyder (1972) reportó que probablemente la temporada reproductiva para *C. juanita* podría ser a finales de la temporada de lluvias y principios de temporadas de secas. Él menciona el registro de metamorfos durante el mes de junio y de hembras con óvulos durante el mes de noviembre. Si bien no se ha reportado cuál podría ser la temporada reproductiva de *Q. erythromma*, podríamos inferir que es similar a la de *C. juanita*. Cabe mencionar que *Q. erythromma* se volvió a registrar durante la segunda salida en Iliatenco (julio). Además, los únicos registros de *C. juanita* cantando fueron en el Paraíso durante la tercera salida (septiembre), cerca de algunos machos de *P. leonhardschultzei* que también se encontraban cantando. Con *P. leonhardschultzei* la situación es similar, Duellman (2001) menciona que se les puede ver durante todo el año, pero que su mayor abundancia es durante la temporada reproductiva la cual coincide con la temporada de lluvias.

A pesar de que se ha reportado que la temporada reproductiva de *T. spatulatus* va desde junio a noviembre [66], únicamente fue posible registrarla durante la primera salida días después de haber llovido y formando coros con *S. baudinii* e *I. marmoreus*. Durante el muestreo, el cielo se encontraba nublado y la temperatura registrada fue una de las más bajas (22°C) en comparación a los siguientes días de muestreo. Hardy y McDiarmid (1969) mencionan que una temperatura fría y cielo nublado pueden ser factores ambientales que desencadenen comportamientos reproductivos en *T. spatula-*

tus. La única localidad con una alta abundancia registrada para *I. marmoreus* fue San Andrés de la Cruz durante el primer muestreo, tiempo antes de realizar el muestreo el cielo estaba nublado y durante el mismo comenzó a llover. Luna-Gómez, García y Santos-barrera (2017) reportaron que la actividad reproductiva de *T. spatulatus* e *I. marmoreus* ocurre de manera explosiva justo después de fuertes lluvias (>30 mm). *S. baudinii* presenta una temporada reproductiva similar a la mayoría de los anuros registrados durante los muestreos, la cual usualmente va desde junio a octubre [67]. A pesar de que dicha especie se registró durante las tres salidas, presentó mayor abundancia en la primera salida (junio). Se ha observado que esta especie posee una reproducción explosiva, por lo que durante las primeras semanas de la temporada de lluvias la densidad de individuos alrededor de charcas temporales es mayor en comparación a los siguientes meses de la temporada [68].

El registro de la abundancia de *H. fleischmanni* durante las tres salidas no fue muy preciso, debido a que los individuos se encontraban cantando principalmente en el dosel a más de 3 metros sobre el suelo, complicando el conteo. Sin embargo, en comparación a otras especies, se registraron individuos durante las tres salidas. Esta especie tiene una amplia temporada reproductiva que va desde marzo hasta noviembre [69].

Se ha reportado que la reproducción en algunas especies de la subfamilia Phyllo-medusinae se mantiene casi continua durante la temporada de lluvias, es decir, desde mayo hasta noviembre. Sin embargo, se presenta un pico reproductivo con las primeras lluvias de la temporada [70, 66]. Durante los muestreos del paisaje de costa Grande, se observó esta tendencia en los registros de *Agalychnis dacnicolor*, presentando mayor abundancia en PRT_I (siete individuos), seguida por PRT_II (dos individuos) y finalmente en PRT_III (un individuo), la mayoría fueron machos. Sin embargo, en el paisaje de costa Chica los registros se mantuvieron constantes. *Agalychnis moreletii*, es otra especie de dicha familia que comienza su temporada reproductiva desde mayo [67], dicha especie se registró durante la segunda (en SNC_II) y tercer salida (PAR_III y RSN_III). Su abundancia fue más baja en comparación a *A. dacnicolor* y además sólo se registró en el paisaje de costa Grande en bosque mesófilo y selva

mediana subperennifolia.

Tlalocohyla smithii fue una de las especies que se registró con una gran abundancia durante los tres períodos de muestreo. Los individuos se registraron en pozas temporales y arroyos con poca afluencia, Duellman (2001) menciona haberlas registrado durante los meses de enero, marzo, julio y noviembre alrededor de pozas temporales. Si bien podrían presentar una reproducción durante todo el año, Luna-Gómez y colaboradores (2017) reportan que su abundancia está correlacionada a la precipitación acumulada y la humedad relativa, por lo que se podría esperar encontrar mayor abundancia durante los meses de lluvia con el fin de reproducirse. *Exerodonta sumichrasti* al igual que *T. smithii*, presentó gran abundancia durante los tres períodos de muestreo y siempre se encontró formando grandes coros alrededor de pozas o arroyos. Duellman (2001) menciona haber registrado machos cantando durante los meses de junio, julio y agosto. Además, menciona que, a diferencia de otros anuros, en temporada de secas los individuos se esconden entre las hojas de bromelias por lo que la abundancia disminuye significativamente.

En el caso de *Sarcohyla pentheter*, a pesar de su amplio período reproductivo (abril-agosto), tuvo una baja abundancia debido a que la mayoría de las localidades se encontraron a menos de 1000 msnm. Duellman (2001) menciona que se pueden encontrar desde los 1280 hasta los 2000 msnm. Köhler y colaboradores (2016) reportaron una gran abundancia de *S. pentheter* en la Sierra Madre del Sur de Oaxaca, durante el mes de marzo. Sin embargo, las localidades donde muestrearon se encontraban dentro del rango mencionado por Duellman. Se ha registrado que *Scinax staufferi* se reproduce durante la temporada de lluvia [71]. Sin embargo, su pico reproductivo se observa durante mayo y junio y decrece hasta finalizar entre septiembre y octubre [66].

Hypopachus ustus e *H. variolosus* sólo se registraron en muestreos sin lluvia, cantando alrededor de charcas estancadas o entre pasto y rocas. El uso de hábitats terrestres en dichas especies podría restringirlos a únicamente poderse reproducir en ausencia de lluvia [72]. Sin embargo, en el caso de *H. variolosus*, se sabe que la temporada reproductiva abarca desde marzo hasta octubre. La reproducción en dicha

especie está fuertemente relacionada con el aumento de la precipitación (usualmente mayor a 30 mm), debido a la formación de charcas temporales después de las fuertes lluvias que les permiten reproducirse [72, 73].

Lithobates sierramadrensis es una especie de la que no se conoce su temporada reproductiva. Sin embargo, Köhler y colaboradores (2015) encontraron renacuajos a inicios de marzo por lo que se podría pensar que la temporada reproductiva comienza con las primeras lluvias de primavera. Dicha especie se registró durante los tres muestreos en diferentes localidades, aunque presentó una mayor abundancia en el primer muestreo. Por otro lado, *Lithobates forreri* a pesar de presentar una baja abundancia durante los tres períodos de muestreo, se registró en todos. Esto debido a que dicha especie se reproduce durante toda la temporada de lluvias desde marzo hasta agosto [71]. *L. forreri* fue una de las especies que casi siempre se encontró compartiendo charcas con *Leptodactylus melanonotus*. A su vez, *L. melanonotus* fue una de las especies que se encontró durante los tres periodos de muestreos, esto se debió a que dicha especie se reproduce durante todo el año [71]. *Rhinella horribilis* es una especie con una amplia temporada reproductiva, la cual abarca desde mayo hasta noviembre [71]. Se sabe que dicha especie no muestra un claro patrón reproductivo, por lo que puede reproducirse cuando existen las condiciones ambientales adecuadas [72]. Durante las tres salidas, la abundancia de *R. horribilis* varió, siendo TXL_I (Mayo) el muestreo en el cual se registro mayor numero de individuos. Gran parte de los individuos se encontraron formando coros con *L. melanonotus*, *S. baudinii* e *H. variolosus*.

9.2. Cambio en la estructura funcional dentro del período de lluvia

Se ha observado que distintos patrones en anfibios, como la fenología reproductiva, la composición de especies en los ensambles [72] y la diversidad funcional [50] están fuertemente asociados a factores ambientales como la temperatura, humedad y precipitación. Dichas asociaciones se identificaron en las comunidades de anfibios

estudiadas. Se observó un cambio en las proporciones de los grupos funcionales entre los distintos muestreos durante el período de lluvias. En el paisaje de costa Chica, el aumento en la temperatura y la humedad favoreció la riqueza funcional, debido a que dichas variables ambientales regulan la actividad reproductiva en anfibios, aumentando así su abundancia [72, 68]. Además, a mayor cobertura de dosel permite conservar mejor las características ambientales (estabilidad ambiental), favoreciendo la presencia de especies con requerimientos de condiciones ambientales específicas [74] y por lo tanto aumentando la riqueza funcional en las comunidades. Por otra parte, la precipitación semanal mostró una relación negativa con la riqueza funcional. Parte de esto podría deberse a que algunas especies registradas en este paisaje muestran picos de actividad al inicio de la temporada de lluvia y decrecen conforme ésta transcurre. Además de algunas especies como aquellas que pertenecen al género *Hypopachus*, tienen preferencia a reproducirse en ausencia de lluvia debido que presentan hábitos terrestres [72]. Finalmente otra razón del resultado obtenido podría deberse a que los muestreos durante noches con mayor precipitación, presentan un sesgo hacia la percepción de especies con cantos más apreciables por sobre el sonido de la lluvia, evitando el registro de un mayor número de especies pertenecientes a otros grupos funcionales. Respecto a la costa Grande, el aumento en la precipitación acumulada trajo consigo la generación de más sitios para la reproducción como charcas temporales, lo que permitió que las distintas especies que componen las comunidades pudieran aprovechar los recursos disponibles y por lo tanto se observe una mayor riqueza funcional. Sin embargo, se observó que conforme avanzó la temporada de lluvias, la riqueza disminuyó debido a que varias especies registradas presentan una reproducción explosiva al inicio de la temporada y a lo largo de ésta disminuye su actividad y con ello su abundancia [72, 68]. Se observó además que otras variables ambientales con repercusión negativa en la riqueza funcional son el aumento en la temperatura y la humedad. Los anfibios poseen valores de temperatura crítica mínima menores a otros vertebrados ectotérmicos como los reptiles. Estos rangos térmicos parecen estar asociados a adaptaciones específicas para vivir preferentemente en ambientes fríos [50], por lo que el incremento en la temperatura ambiental podría ser riesgoso para las poblaciones de

anfibios [36]. Con respecto a la precipitación semanal, se observa la misma tendencia que en la costa Chica, por lo que podría estar ocurriendo el mismo sesgo por falta de percepción y preferencia de precipitaciones mayores solo por ciertas especies. El ensamble de los grupos funcionales se modificó con el paso de la temporada de lluvias, especies con reproducción explosiva y puestas tanto en ambientes lénticos y fuera del agua se observaron en mayor proporción al inicio de la temporada, en cambio especies que soportan ambientes lóticos y que no tienen una temporalidad reproductiva marcada se observan durante toda la temporada de lluvia.

9.3. Efecto de la fragmentación de hábitat en la estructura funcional

Debido al bajo número de datos sobre las medidas de fragmentación y diversidad funcional se observó que los modelos lineales generalizados en su mayoría no fueron significativos. Sin embargo, se identificó una relación entre la divergencia funcional y el área promedio de parches de vegetación secundaria, de forma distinta entre costa Grande y costa Chica. En costa Grande parches más grandes de vegetación secundaria afectan la proporción de los rasgos entre las especies dentro de las comunidades, provocando que aquellas especies más abundantes difieran respecto a sus rasgos. Por el contrario, en costa Chica, el aumento en el tamaño de parches de vegetación secundaria permite que los rasgos entre las especies más abundantes presenten una mayor similitud. La vegetación secundaria juega un papel importante como repositorio de diversidad al encontrarse en un proceso de sucesión ecológica, permitiendo la colonización y recambio constante de especies [75, 76]. A su vez, la estructura de las comunidades de anfibios se encuentra sujeta a filtros ambientales que favorecen la presencia de ciertas especies y con ello de ciertos rasgos funcionales, a su vez limitando la presencia de otras especies [1]. Aunado a lo anterior, la estructura funcional también puede ser determinada por mecanismos de exclusión competitiva u otras interacciones entre las especies dentro de la comunidad [48, 49].

De manera exploratoria, se analizaron las correlaciones de Spearman de las cuatro métricas previamente filtradas, obteniendo tendencias en las relaciones entre la diversidad funcional con respecto a las métricas de paisaje tanto para la costa Grande como para la costa Chica. Para la costa Grande, tener un paisaje dominado por parches de vegetación secundaria, aislando parches de vegetación primaria y disminuyendo su conectividad entre éstos, afecta negativamente a la riqueza funcional. Partiendo desde la vegetación secundaria a la primaria, se observa un cambio en la estructura de las comunidades de anfibios ligado a gradientes ambientales [77], por lo que los valores de riqueza taxonómica y funcional tienden a aumentar. Por otro lado, conforme mayor es el número de parches de vegetación secundaria y mayor es la distancia entre éstos, la distribución de las abundancias dentro del espacio funcional será cada vez más equitativo. Debido a que la gran mayoría de grupos funcionales presentaron redundancia y que casi la mitad de éstos fueron representados por especies de la familia Hylidae, las cuales se encontraron asociadas a ambientes con mayor vegetación, el aumento de parches de vegetación primaria permitirá una mayor presencia de dichas especies y a su vez de los grupos funcionales a los que pertenecen. Finalmente, el aumento de cobertura de vegetación primaria dentro del paisaje evita la heterogeneidad funcional en las comunidades y por lo tanto la abundancia de especies con rasgos similares será mayor. Por el contrario, la dominancia de parches de vegetación secundaria favorecerá que los rasgos entre las especies más abundantes difieran.

Respecto a la costa Chica, las correlaciones de Spearman mostraron las siguientes tendencias: la riqueza funcional se ve favorecida conforme la distancia entre parches de vegetación secundaria sea mayor y, por el contrario, se verá afectada negativamente conforme mayor sea la distancia entre parches de vegetación primaria. Por otra parte, parches de vegetación secundaria más pequeños y aislados dentro del paisaje, favorecerán que los rasgos entre las especies más abundantes de la comunidad sean distintos. Como se mencionó anteriormente, los parches de vegetación secundaria, durante las etapas de sucesión, permiten la colonización y extinción de especies pertenecientes a diferentes grupos funcionales por lo que se puede observar una mayor divergencia en comparación a los parches de vegetación primaria [1, 78]. Dentro de las correlaciones

de Spearman para dicho paisaje, se observó una baja correlación entre el área promedio de parche de vegetación primaria respecto a los valores de diversidad funcional. Lo anterior podría deberse al bajo número de muestras, por lo que el aumentar el número podría darnos mejores resultados. Comprobando la hipótesis planteada al inicio con respecto a los resultados obtenidos a partir de los GLM y las correlaciones de Spearman, se observó una relación entre el grado de fragmentación con respecto a la riqueza y la estructura funcional de las comunidades. La cual nos indica que paisajes con mayor proporción de parches de vegetación primaria presentarán una riqueza funcional más alta que aquellos paisajes dominados por parches de vegetación secundaria. Sin embargo, la estructura funcional se verá modificada conforme aumente la fragmentación y disminuya el número y tamaño de parches de vegetación primaria, como parte del recambio y colonización de especies entre parches dentro del paisaje. Contrario, a lo esperado, la dominancia de fragmentos de vegetación secundaria dentro del paisaje permite que la distribución de las abundancias dentro del espacio funcional de las comunidades sea equitativa y a su vez que las especies más abundantes dentro de la comunidad posean una mayor diferencia respecto a sus rasgos funcionales. Pero esto puede estar sucediendo a costa de la riqueza funcional. Ochoa-Ochoa (2022) menciona que en ambientes perturbados la riqueza será constante y similar entre sitios con las mismas características ambientales, permitiendo la presencia de especies generalistas, a lo que ella llama “diversidad precarizada”.

Cabe resaltar que todos los resultados, fueron obtenidos a partir de modelos en los que se establecen las relaciones a partir de los datos ingresados tanto ambientales (variables ambientales y métricas de paisaje) como de diversidad funcional [41, 20]. Éstos son interpretados como la “adecuabilidad del hábitat” y muestran las condiciones ambientales propicias para una especie. Sin embargo, aunado a lo anterior, es necesario considerar para proyectos futuros otros aspectos importantes como las interacciones biológicas, sitios de refugio y reproducción para evaluar la relación entre las especies con su ambiente. Evaluar la relación entre el paisaje con la diversidad funcional través de la escala espacial seleccionada (píxeles 15x15 m), podría no tomar en cuenta aquellas interacciones de las especies con su ambiente antes mencionadas

[36]. La integración de más variables ambientales e interacciones bióticas nos pueden permitir comprender mejor los patrones de diversidad funcional en las comunidades de anfibios [47].

Conclusiones

A partir de nuestro estudio fue posible obtener las siguientes conclusiones:

- Se determinó la riqueza y abundancia de especies tanto para la costa Grande como para la costa Chica. Se plantea para estudios futuros, realizar muestreos por tipo de cobertura (vegetación primaria, vegetación secundaria, agricultura y potrero) para obtener resultados más precisos respecto a la composición del paisaje y su influencia sobre las comunidades de anfibios.
- Se determinaron los valores de diversidad funcional para cada localidad muestreada en los tres tiempos dentro del periodo de lluvia, tanto para la costa Grande como para la costa Chica. Los valores de diversidad funcional mostraron un cambio con el paso de la temporada de lluvias.
- Se encontraron diferencias en la composición de las comunidades entre localidades muestreadas y entre los distintos muestreos de cada localidad dentro del periodo de lluvias.
- Se observó un cambio en la abundancia de especies dentro de las comunidades con el paso de la temporada de lluvias relacionado principalmente a características reproductivas en gran número de las especies registradas.

- La reducción en el tamaño de parche de vegetación primaria y el aumento en parches de vegetación secundaria limitan la riqueza funcional dentro del paisaje. Por otra parte, el incremento de parches de vegetación secundaria favorece la equitatividad y divergencia funcional dentro de las comunidades.
- Se propone que, para estudios futuros, es necesario monitorear las tendencias poblacionales de las especies a largo plazo, realizando muestreos tanto en temporada de lluvias como en temporadas de secas, con el fin de entender mejor del impacto del cambio de uso de suelo sobre las especies de anfibios.

Bibliografía

- [1] O. Hernández-Ordóñez, B. A. Santos, R. A. Pyron, V. Arroyo-Rodríguez, J. N. Urbina-Cardona, M. Martínez-Ramos, G. Parra-Olea, and V. H. Reynoso, “Species sorting and mass effect along forest succession: Evidence from taxonomic, functional, and phylogenetic diversity of amphibian communities,” *Ecology and evolution*, vol. 9, no. 9, pp. 5206–5218, 2019.
- [2] M. A. Hernández-Ruedas, Y. Gómez-Ortiz, L. Herrera-Alsina, and C. X. Pérez-Hernández, *La biodiversidad en un mundo cambiante: Fundamentos teóricos y metodológicos para su estudio*, ch. La diversidad filogenética y su utilidad para la conservación de la biodiversidad. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, 2019.
- [3] S. M. Castaño-Quintero, J. Escobar-Luján, F. Villalobos, L. M. Ochoa-Ochoa, and C. Yáñez-Arenas, “Amphibian diversity of the yucatan peninsula: Representation in protected areas and climate change impacts,” *Diversity*, vol. 14, no. 10, p. 813, 2022.
- [4] D. Tilman, “Functional diversity,” *Encyclopedia of biodiversity*, vol. 3, no. 1, pp. 109–120, 2001.
- [5] Á. Cortés-Gómez, M. Ramírez-Pinilla, N. Urbina-Cardona, and B. Salgado-Negret, “Protocolo para la medición de rasgos funcionales en anfibios,” *La Ecología funcional como aproximación al estudio, manejo y conservación de la biodi-*

- versidad: protocolos y aplicaciones. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH)*, pp. 126–180, 2015.
- [6] M. A. Tsianou and A. S. Kallimanis, “Trait selection matters! a study on european amphibian functional diversity patterns,” *Ecological Research*, vol. 34, no. 1, pp. 225–234, 2019.
- [7] F. Córdova-Tapia, V. Hernández-Marroquín, and L. Zambrano, “The role of environmental filtering in the functional structure of fish communities in tropical wetlands,” *Ecology of Freshwater Fish*, vol. 27, no. 2, pp. 522–532, 2018.
- [8] L. Tobar-Suárez, *Anfibios y remanentes ribereños: Análisis de la diversidad funcional y de especies en un paisaje tropical de montaña en México*. PhD thesis, Ms thesis Instituto de Ecología, AC, Mexico, 2012.
- [9] N. W. Mason, C. Lanoiselée, D. Mouillot, J. B. Wilson, and C. Argillier, “Does niche overlap control relative abundance in french lacustrine fish communities? a new method incorporating functional traits,” *Journal of Animal Ecology*, pp. 661–669, 2008.
- [10] M. Zobel, “The relative of species pools in determining plant species richness: an alternative explanation of species coexistence?,” *Trends in ecology & evolution*, vol. 12, no. 7, pp. 266–269, 1997.
- [11] D. R. Frost, “Amphibian species of the world: an online reference.” <https://amphibiansoftheworld.amnh.org/index.php>, 2021. Recuperado el 2022-10-19.
- [12] J. Johnson, L. Wilson, V. Mata-Silva, E. García-Padilla, and D. DeSantis, “The endemic herpetofauna of mexico: organisms of global significance in severe peril,” *Mesoamerican Herpetology*, vol. 4, no. 3, pp. 544–620, 2017.
- [13] O. Flores-Villela and P. G. Fernández, “Biodiversidad y conservación en México: vertebrados, vegetación y uso del suelo,” 1994.

- [14] J. M. Savage, “The enigma of the central american herpetofauna: dispersals or vicariance?,” *Annals of the Missouri Botanical Garden*, vol. 69, no. 3, pp. 464–547, 1982.
- [15] L. M. O. Ochoa and O. Flores-Villela, *Áreas de diversidad y endemismo de la herpetofauna mexicana*. UNAM, 2006.
- [16] A. W. Ranvestel, K. R. Lips, C. M. Pringle, M. R. Whiles, and R. J. Bixby, “Neotropical tadpoles influence stream benthos: evidence for the ecological consequences of decline in amphibian populations,” *Freshwater Biology*, vol. 49, no. 3, pp. 274–285, 2004.
- [17] J. M. Díaz-García, E. Pineda, F. López-Barrera, and C. E. Moreno, “Amphibian species and functional diversity as indicators of restoration success in tropical montane forest,” *Biodiversity and Conservation*, vol. 26, no. 11, pp. 2569–2589, 2017.
- [18] W. E. Duellman and L. Trueb, *Biology of amphibians*. JHU press, 1994.
- [19] M. R. Whiles, K. R. Lips, C. M. Pringle, S. S. Kilham, R. J. Bixby, R. Brenes, S. Connelly, J. C. Colon-Gaud, M. Hunte-Brown, A. D. Huryn, *et al.*, “The effects of amphibian population declines on the structure and function of neotropical stream ecosystems,” *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 4, no. 1, pp. 27–34, 2006.
- [20] E. Alvarez-Grzybowska, N. Urbina-Cardona, F. Córdova-Tapia, and A. García, “Amphibian communities in two contrasting ecosystems: functional diversity and environmental filters,” *Biodiversity and Conservation*, vol. 29, no. 8, pp. 2457–2485, 2020.
- [21] E. Pineda and G. Halffter, “Species diversity and habitat fragmentation: frogs in a tropical montane landscape in mexico,” *Biological conservation*, vol. 117, no. 5, pp. 499–508, 2004.

- [22] R. H. MacArthur, *Geographical ecology: patterns in the distribution of species*. Princeton University Press, 1984.
- [23] E. Pineda, C. Moreno, F. Escobar, and G. Halffter, “Frog, bat, and dung beetle diversity in the cloud forest and coffee agroecosystems of veracruz, mexico,” *Conservation Biology*, vol. 19, no. 2, pp. 400–410, 2005.
- [24] J. P. Collins and A. Storfer, “Global amphibian declines: sorting the hypotheses,” *Diversity and distributions*, vol. 9, no. 2, pp. 89–98, 2003.
- [25] J. N. Urbina-Cardona, M. Olivares-Pérez, and V. H. Reynoso, “Herpetofauna diversity and microenvironment correlates across a pasture–edge–interior ecotone in tropical rainforest fragments in the los tuxtlas biosphere reserve of veracruz, mexico,” *Biological conservation*, vol. 132, no. 1, pp. 61–75, 2006.
- [26] O. de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura [FAO], “Conservación de suelos y aguas en américa latina y el caribe.” <https://www.fao.org/americas/prioridades/suelo-agua/es/>, 2022. Recuperado el 2022-10-07.
- [27] D. P. M. Franco, J. Q. Manzano, and A. L. Cuevas, “Métodos para identificar, diagnosticar y evaluar el grado de eutrofia,” *ContactoS*, vol. 78, no. 1, pp. 25–33, 2010.
- [28] L. J. Vitt and J. P. Caldwell, *Herpetology: an introductory biology of amphibians and reptiles*. Academic press, 2013.
- [29] M. Nie, J. D. Crim, and G. R. Ultsch, “Dissolved oxygen, temperature, and habitat selection by bullfrog (*rana catesbeiana*) tadpoles,” *Copeia*, pp. 153–162, 1999.
- [30] D. A. Ahuatzin Flores, D. A. AHUATZIN FLORES, *et al.*, “Correlaciones ambientales de la densidad de renacuajos de anuros en un ambiente estacional,” B.S. thesis, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, 2015.

- [31] M. Almeida-Gomes, M. V. Vieira, C. F. Rocha, and A. S. Melo, “Habitat amount drives the functional diversity and nestedness of anuran communities in an atlantic forest fragmented landscape,” *Biotropica*, vol. 51, no. 6, pp. 874–884, 2019.
- [32] J. N. Lescano, L. M. Bellis, L. E. Hoyos, and G. C. Leynaud, “Amphibian assemblages in dry forests: Multi-scale variables explain variations in species richness,” *Acta Oecologica*, vol. 65, pp. 41–50, 2015.
- [33] S. J. Collins and L. Fahrig, “Responses of anurans to composition and configuration of agricultural landscapes,” *Agriculture, ecosystems & environment*, vol. 239, pp. 399–409, 2017.
- [34] D. G. Ramírez-Arce, L. M. Ochoa-Ochoa, and A. Lira-Noriega, “Effect of landscape composition and configuration on biodiversity at multiple scales: a case study with amphibians from sierra madre del sur, oaxaca, mexico,” *Landscape Ecology*, vol. 37, no. 8, pp. 1973–1986, 2022.
- [35] M. A. Batalha, M. V. Cianciaruso, and J. C. Motta-Junior, “Consequences of simulated loss of open cerrado areas to bird functional diversity,” *Natureza & Conservação*, vol. 8, no. 1, pp. 34–40, 2010.
- [36] L. Ochoa-Ochoa, *Biodiversidad y cambio climático del ciclo de seminarios ¿Qué sabemos sobre el cambio climático en México?*, ch. Obstáculos en el camino: anfibios y cambio climático (México). Red Universitaria de Cambio Climático-UNAM, 2022. Enviado, Abril 2022.
- [37] P. Zamora-Crescencio, V. Rico-Gray, R. C. Barrientos-Medina, E. C. Puc-Garrido, P. Villegas, M. d. R. Domínguez-Carrasco, and C. Gutiérrez-Báez, “Estructura y composición florística de la selva mediana subperennifolia en bethania, campeche, méxico,” *Polibotánica*, no. 43, pp. 67–86, 2017.
- [38] T. Santos and J. L. Tellería, “Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies,” *Ecosistemas*, vol. 15, no. 2, 2006.

- [39] J. D. Lara-Tufiño, L. M. Badillo-Saldaña, R. Hernández-Austria, and A. Ramírez-Bautista, “Effects of traditional agroecosystems and grazing areas on amphibian diversity in a region of central Mexico,” *PeerJ*, vol. 7, p. e6390, 2019.
- [40] J. Castro-Navarro, F. J. Sahagún-Sánchez, and H. Reyes-Hernández, “Dinámica de fragmentación en la sierra madre oriental y su impacto sobre la distribución potencial de la avifauna,” *Madera y bosques*, vol. 23, no. 2, pp. 99–117, 2017.
- [41] G. V. R. Gallegos, *Respuesta de anfibios y reptiles a los cambios en la estructura espacial del hábitat en la selva Lacandona, Chiapas*. PhD thesis, Instituto de Biología, 2015.
- [42] A. Garmendia, V. Arroyo-Rodríguez, A. Estrada, E. J. Naranjo, and K. E. Stoner, “Landscape and patch attributes impacting medium- and large-sized terrestrial mammals in a fragmented rain forest,” *Journal of Tropical Ecology*, vol. 29, no. 4, pp. 331–344, 2013.
- [43] K. Williams-Guillén and I. Perfecto, “Effects of agricultural intensification on the assemblage of leaf-nosed bats (Phyllostomidae) in a coffee landscape in Chiapas, Mexico,” *Biotropica*, vol. 42, no. 5, pp. 605–613, 2010.
- [44] G. Santos-Barrera and J. N. Urbina-Cardona, “The role of the matrix-edge dynamics of amphibian conservation in tropical montane fragmented landscapes,” *Revista mexicana de biodiversidad*, vol. 82, no. 2, pp. 679–687, 2011.
- [45] E. Carrara, V. Arroyo-Rodríguez, J. H. Vega-Rivera, J. E. Schondube, S. M. de Freitas, and L. Fahrig, “Impact of landscape composition and configuration on forest specialist and generalist bird species in the fragmented Lacandona rain forest, Mexico,” *Biological Conservation*, vol. 184, pp. 117–126, 2015.
- [46] S. Diaz, M. Cabido, and F. Casanoves, “Plant functional traits and environmental filters at a regional scale,” *Journal of Vegetation Science*, vol. 9, no. 1, pp. 113–122, 1998.

- [47] N. J. Kraft, P. B. Adler, O. Godoy, E. C. James, S. Fuller, and J. M. Levine, “Community assembly, coexistence and the environmental filtering metaphor,” *Functional ecology*, vol. 29, no. 5, pp. 592–599, 2015.
- [48] M. W. Cadotte and C. M. Tucker, “Should environmental filtering be abandoned?,” *Trends in ecology & evolution*, vol. 32, no. 6, pp. 429–437, 2017.
- [49] M. P. Thakur and A. J. Wright, “Environmental filtering, niche construction, and trait variability: the missing discussion,” *Trends in ecology & evolution*, vol. 32, no. 12, pp. 884–886, 2017.
- [50] L. M. Ochoa-Ochoa, N. R. Mejía-Domínguez, J. A. Velasco, K. A. Marske, and C. Rahbek, “Amphibian functional diversity is related to high annual precipitation and low precipitation seasonality in the new world,” *Global Ecology and Biogeography*, vol. 28, no. 9, pp. 1219–1229, 2019.
- [51] J. S. Ulloa, T. Aubin, D. Llusia, É. A. Courtois, A. Fouquet, P. Gaucher, S. Pavoiné, and J. Sueur, “Explosive breeding in tropical anurans: environmental triggers, community composition and acoustic structure,” *BMC ecology*, vol. 19, no. 1, pp. 1–17, 2019.
- [52] K. D. Wells, “The social behaviour of anuran amphibians,” *Animal Behaviour*, vol. 25, pp. 666–693, 1977.
- [53] O. Flores-Villela and L. Ochoa-Ochoa, “Estado de conocimiento y conservación de la herpetofauna de la sierra madre del sur,” *Biodiversidad de la Sierra Madre del Sur: una síntesis preliminar*, pp. 367–380, 2016.
- [54] D. Espinosa, S. Ocegueda-Cruz, and I. Luna-Vega, “Introducción al estudio de la biodiversidad de la sierra madre del sur: una visión general,” *Biodiversidad de la Sierra Madre del Sur: una síntesis preliminar. Universidad Nacional Autónoma de México. Cd. Mx., México*, pp. 23–36, 2016.
- [55] M. Hernández-Cerda, E. Azpra-Romero, V. Aguilar-Zamora, I. Luna-Vega, D. Espinosa, and R. Contreras-Medina, “Condiciones climáticas de la sierra ma-

- dre del sur,” *Biodiversidad de la Sierra Madre del Sur: Una Síntesis Preliminar. Ciudad de México: Universidad Nacional Autónoma de México*, pp. 91–106, 2016.
- [56] H. M. Villareal, M. Álvarez, S. Córdoba-Córdoba, F. Escobar, G. Fagua, F. Gast, H. Mendoza-Cifuentes, M. Ospina, and A. M. Umaña, “Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad,” 2004.
- [57] J. Oksanen, F. Blanchet, M. Friendly, R. Kindt, P. Legendre, D. McGlinn, P. Minchin, R. O’Hara, G. Simpson, P. Solymos, *et al.*, “vegan: Community ecology package. r package version 2.5-4. 2019,” *Computer software*, 2019.
- [58] E. Laliberté, P. Legendre, B. Shipley, and M. Laliberté, “Measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology,” *R-Package FD*, 2014.
- [59] S. Villéger, N. W. Mason, and D. Mouillot, “New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology,” *Ecology*, vol. 89, no. 8, pp. 2290–2301, 2008.
- [60] M. A. Tsianou and A. S. Kallimanis, “Different species traits produce diverse spatial functional diversity patterns of amphibians,” *Biodiversity and conservation*, vol. 25, no. 1, pp. 117–132, 2016.
- [61] K. Clarke and R. Gorley, “Getting started with primer v7,” *PRIMER-E: Plymouth, Plymouth Marine Laboratory*, vol. 20, no. 1, 2015.
- [62] L. Fahrig, “Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis,” *Journal of Biogeography*, vol. 40, no. 9, pp. 1649–1663, 2013.
- [63] L. Congedo, “Semi-automatic classification plugin documentation,” *Release*, vol. 4, no. 0.1, p. 29, 2016.
- [64] M. Jung, “Lecos—a python plugin for automated landscape ecology analysis,” *Ecological informatics*, vol. 31, pp. 18–21, 2016.

- [65] X. Chen, A. Y. Aravkin, and R. D. Martin, “Generalized linear model for gamma distributed variables via elastic net regularization,” *arXiv preprint arXiv:1804.07780*, 2018.
- [66] W. Duellman, “The hylid frogs of middle america. vol. 1. society for the study of amphibians and reptiles,” *Natural History Museum of the University of Kansas, Ithaca*, vol. 452, 2001.
- [67] W. E. Duellman, “The hylid frogs of middle america,” 1970.
- [68] M. A. Donnelly and C. Guyer, “Patterns of reproduction and habitat use in an assemblage of neotropical hylid frogs,” *Oecologia*, vol. 98, no. 3, pp. 291–302, 1994.
- [69] T. Leenders, *A guide to amphibians and reptiles of Costa Rica*. Zona Tropical, 2001.
- [70] V. Arguedas Porras, “Aspectos demográficos y reproductivos de la rana arborícola de ojos dorados, *agalychnis annae* (anura: Hylidae), en una laguna natural en san José, Costa Rica,” 2010.
- [71] J. R. McCranie and W. L. David, *The Amphinians of Honduras*. Society for the Study of Amphibians and Reptiles, 2002.
- [72] M. I. Luna-Gómez, A. García, and G. Santos-Barrera, “Spatial and temporal distribution and microhabitat use of aquatic breeding amphibians (anura) in a seasonally dry tropical forest in Chamela, Mexico,” *Revista de Biología Tropical*, vol. 65, no. 3, pp. 1082–1094, 2017.
- [73] K. J. Judd, F. W. Irwin, *Amphibian Declines: The Conservation Status of United States Species*, ch. *Hypopachus variolosus*. University of California Press, 2005.
- [74] C. A. Navas and L. Otani, “Physiology, environmental change, and anuran conservation,” *Phyllomedusa: Journal of Herpetology*, vol. 6, no. 2, pp. 83–103, 2007.

- [75] Y. Fraga-Ramírez, I. Suazo-Ortuño, L. D. Avila-Cabadilla, M. Alvarez-Anorve, and J. Alvarado-Diaz, “Multiscale analysis of factors influencing herpetofaunal assemblages in early successional stages of a tropical dry forest in western Mexico,” *Biological conservation*, vol. 209, pp. 196–210, 2017.
- [76] R. L. Chazdon, C. A. Peres, D. Dent, D. Sheil, A. E. Lugo, D. Lamb, N. E. Stork, and S. E. Miller, “The potential for species conservation in tropical secondary forests,” *Conservation biology*, vol. 23, no. 6, pp. 1406–1417, 2009.
- [77] I. Suazo-Ortuño, J. Benítez-Malvido, J. Marroquín-Páramo, Y. Soto, H. Siliceo, and J. Alvarado-Díaz, “Resilience and vulnerability of herpetofaunal functional groups to natural and human disturbances in a tropical dry forest,” *Forest Ecology and Management*, vol. 426, pp. 145–157, 2018.
- [78] D. M. Marsh and P. C. Trenham, “Metapopulation dynamics and amphibian conservation,” *Conservation biology*, vol. 15, no. 1, pp. 40–49, 2001.

Anexos

JOURNAL OF NATURAL HISTORY
2021, VOL. 55, NOS. 47-48, 2985-2997
<https://doi.org/10.1080/00222933.2021.2024906>



Another case of colour pattern polymorphism in Earth Snakes of the genus *Geophis* (Dipsadidae) from southern Mexico

Ricardo Palacios-Aguilar^{a,b}, Víctor H. Colin-Martínez^a, Salvador Hernández-Rubio^a, Luis Canseco-Márquez^{a,b}, Adrián Nieto-Montes de Oca^a and Leticia M. Ochoa-Ochoa^b

^aMuseo de Zoología "Alfonso L. Herrera", Departamento de Biología Evolutiva, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, Ciudad de México, México; ^bPosgrado en Ciencias Biológicas, Unidad de Posgrado, Edificio A, 1er. Piso, Circuito de Posgrados, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, Ciudad de México, México

ABSTRACT

Geophis laticollaris and *G. russatus* are rare Mexican snakes currently known in the scientific literature only from their holotypes. However, fieldwork conducted in the states of Guerrero and Oaxaca by us and other workers during the last decades has made a few specimens of each taxon available for study. We review the taxonomic status of *G. russatus* on the basis of scutellation, colour pattern, maxillary, and hemipenial characters and sequences of a fragment of the *cyt-b* mitochondrial gene. We conclude that *G. russatus* is a colour morph and a junior synonym of *G. laticollaris*.

RESUMEN

Geophis laticollaris y *G. russatus* son serpientes mexicanas raras conocidas en la literatura científica únicamente a partir de sus holotipos. Sin embargo, el trabajo de campo realizado en los estados de Guerrero y Oaxaca por nosotros y otros investigadores durante las últimas décadas ha dado por resultado algunos ejemplares de cada taxón disponibles para su estudio. Revisamos el status taxonómico de *G. russatus* con base en caracteres de escutelación, patrón de coloración, morfología maxilar y hemipeneal y secuencias de un fragmento del gen mitocondrial *cyt-b*. Consideramos que *G. russatus* es una variante de color y un sinónimo junior de *G. laticollaris*.

ARTICLE HISTORY

Received 29 July 2021
Accepted 28 December 2021

KEYWORDS

Earth Snakes; Dipsadidae; geographic distribution; taxonomic status; synonymization

Introduction

Earth Snakes of the genus *Geophis* (Dipsadidae) are a speciose group widely distributed in the Neotropics from southwestern Chihuahua and southern Tamaulipas on the Pacific and Atlantic versants of Mexico, respectively, southeastwards through Mesoamerica to northern and western Colombia (Wilson & Townsend 2007). Within *Geophis*, the *sieboldi* species group harbours 18 described species and is one of the most widely distributed species groups of the genus, ranging from Jalisco, Mexico, southward and eastward to Colombia (Downs 1967; Pavón-Vázquez et al. 2011; Ahumada-Carrillo et al. 2014). Six species of this

CONTACT Ricardo Palacios-Aguilar ricardopalaciosaguiar@gmail.com
© 2022 Informa UK Limited, trading as Taylor & Francis Group

Published online 03 Mar 2022

Herpetological Review, 2022, 53(3), 449-450.
© 2022 by Society for the Study of Amphibians and Reptiles

New Distributional Records of the Herpetofauna of Southern and Western Mexico

Herein, we present new distributional records of nine species (four amphibians, five reptiles) from the Mexican states of Colima, Guerrero, Jalisco, Michoacán, and Oaxaca. The information is a product of our own fieldwork and lists from museum collections. Coordinates were taken with GPS devices or from localities listed in museum catalogues. Distances between sites are expressed in airline km, and map datum is WGS 84. All voucher specimens are deposited at the herpetological collections of the Carnegie Museum (CM), the Colección Nacional de Anfibios y Reptiles (CNAR), or Museo de Zoología "Alfonso L. Herrera", Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México (MZFC). Identifications were verified by Edmundo Pérez-Ramos and Victor H. Jiménez-Arcos.

GYMNOPHONA — CAECILIANS

DERMOPHIS OAXACA (Oaxacan Caecilian). GUERRERO: MUNICIPALITY OF SAN LUIS ACATLÁN: camino al Río de Tlaxcalixtlahuaca (16.98294°N, 98.77421°W), 535 m elev. 2 September 2019. Victor H. Colín-Martínez, Salvador Hernández-Rubio, Ricardo Palacios-Aguilar, Brian E. Siurob-Espíndola. MZFC 34896. The caecilian was found at night alive on a dirt road during dry environmental conditions due to a two-week pause during the middle of the rainy season. First municipality record, extending its range 42 km north from the nearest locality along the Tlapa-Marquelia Road, Municipality of Marquelia (16.6073°N, 98.82125°W; MZFC 17519), and 82.7 km southeast from the nearest published locality at Agua de Obispo, Municipality of Chilpancingo de los Bravo (Davis and Dixon 1965), both in the state of Guerrero.

CAUDATA — SALAMANDERS

BOLITOGLOSSA RILETTI (Rielly's Salamander). OAXACA: MUNICIPALITY OF VILLA DE TUTUTEPEC DE MELCHOR OCAMPO: near Peñas Negras (16.23217°N, 97.51055°W), 570 m elev. 8 September 2019. Rafael Peralta-Hernández. MZFC 35126. The salamander was found during the night in the rainy season on low vegetation next to a temporary stream surrounded by livestock pastures and secondary roads. Easternmost record of the species, extending its range 77.6 km southeast from the nearest

RICARDO PALACIOS-AGUILAR
LETICIA M. OCHOA-OCHOA*
VÍCTOR H. COLÍN-MARTÍNEZ
SALVADOR HERNÁNDEZ-RUBIO
Museo de Zoología "Alfonso L. Herrera", Facultad de Ciencias,
Universidad Nacional Autónoma de México A.P. 70-399,
México City, CP 04510, México
GERARDO J. SORIA-ORTIZ
Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México,
México City, CP 04510, México

*Corresponding author; e-mail: leticia.ochoa@ciencias.unam.mx

reported locality in the Municipality of Santa María Zacatepec, at Corral de Piedra, Oaxaca (Canseco-Márquez and Gutiérrez-Mayén 2005).

ANURA — FROGS

CHARADRAHYLA SAKBAH (Mixteca Cloud Forest Treefrog). OAXACA: MUNICIPALITY OF HEROICA CIUDAD DE TLAXIACO: Tlaxiaco (17.25654°N, 97.65757°W), 8 January 1961. J. Kenneth Doult. CM 37644. First municipality record, extending its range 26.9 km northeast from the type locality at Río Chite ku'e (Río de las Mil Cascadas), San Isidro Paz y Progreso, Municipality of Santa María Yucuhiti, Oaxaca (Jiménez-Arcos et al. 2019).

TRIPRION SPATULATA (Shovel-headed Treefrog). GUERRERO: MUNICIPALITY OF ZHUATANEJO DE AZUETA: Highway 134 from Ixtapa to Ciudad Altamirano (17.80997°N, 101.43515°W), 327 m elev. 30 June 2008. Jonathan A. Campbell. MZFC 31180, 31181. Two males were found calling from a temporary pond near the side of the road. First municipality record, extending the known distribution 66 km east southeast from El Limón, Municipality of La Unión de Isidoro Montes de Oca, Guerrero (CNAR 6702; Saldaña de La Riva and Pérez-Ramos 1987).

SQUAMATA — LIZARDS

SCELOPORUS UTIFORMIS (Cope's Largescale Spiny Lizard). GUERRERO: MUNICIPALITY OF ATOYAC DE ÁLVAREZ: southeast of San Andrés de La Cruz (17.24943°N, 100.36637°W), 529 m elev. 18 July 2019. Victor H. Colín-Martínez, Salvador Hernández-Rubio, Ricardo Palacios-Aguilar, Brian E. Siurob-Espíndola. MZFC 34454-34456. Three adult female lizards were sleeping at 22:12 h on low bushes in a tropical semi-evergreen forest. First municipality records and southeastern most records for the species, extending its range ca. 120 km southeast from Bahía Petatlán, Municipality of Petatlán (Smith 1939), and 119 km southeast from 2.5 km south of Puerto del Bálsamo, Municipality of Zihuatanejo de Azueta (Saldaña de La Riva and Pérez-Ramos 1987), both in the state of Guerrero.

SQUAMATA — SNAKES

AGKISTRODON BILINEATUS (Cantil). GUERRERO: MUNICIPALITY OF SAN LUIS ACATLÁN: road to Tlaxcalixtlahuaca (16.95346°N, 98.78894°W), 480 m elev. 2 September 2019. Victor H. Colín-Martínez, Salvador Hernández-Rubio, Ricardo Palacios-Aguilar, Brian E. Siurob-Espíndola. MZFC 34984. The young adult female snake was found DOR at 20:30 h. First municipality record, filling a gap of 173 km between Tierra Colorada, Municipality of Juan R. Escudero, Guerrero (Palacios-Aguilar et al. 2018) and El Sesteadero, Municipality of Putla Villa de Guerrero, Oaxaca (Grünwald et al. 2016).

CLELIA SCYTALINA (Mexican Snake Eater). COLIMA: MUNICIPALITY OF MINATITLÁN: road from Villa de Álvarez to Minatitlán (19.36181°N, 103.92986°W), 674 m elev. 6 July 2009.