
DIVISIÓN DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y DE LA SALUD
DEPARTAMENTO EL HOMBRE Y SU AMBIENTE
LICENCIATURA EN BIOLOGÍA

TERMINO DEL SERVICIO SOCIAL
POR INVESTIGACIÓN

**Abundancia y ámbito hogareño de anfibios endémicos en
el Pedregal del Xitle de la Ciudad de México**

QUE PRESENTA EL ALUMNO (A)

FLORENCIA EDITH JUÁREZ ROBLES

Matrícula 2173026332

ASESOR EXTERNO
DR. JOSÉ MANUEL SERRANO SERRANO



ASESOR INTERNO
DRA. MALINALLI CORTÉS MARCIAL
Número económico: 40409



México, D.F.

20/10/2022

Abundancia y ámbito hogareño de anfibios endémicos en el Pedregal del Xitle de la Ciudad de México

RESUMEN. El ámbito hogareño (AH) constituye una de las formas para conocer los sitios que emplean para sus actividades fisiológicas y ecológicas en un área geográfica determinada. Conocer cuántas y cuáles especies habitan en dicha área es primordial para los planes de conservación y preservación de las especies. Este proyecto se realizó un monitoreo de los anfibios que habitan en el Pedregal del Xitle, con el propósito de evaluar la abundancia de especies y su ámbito hogareño en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (REPSA) y el Parque Nacional Bosque de Tlalpan (BdT), al sur de la Ciudad de México. De junio a noviembre de 2021, se realizaron búsquedas de anfibios por encuentro visual y acústico. Se comparó la abundancia entre áreas de muestreo, se calculó la tasa de encuentro (TE) como la relación entre el número total de individuos encontrados y el esfuerzo de búsqueda para cada especie. Los organismos encontrados se marcaron en patas y área ventral con polvos fluorescentes para el seguimiento de sus movimientos en periodos de 2 a 24 horas; con los rastros fluorescentes se construyeron polígonos de estimación del AH. Con un esfuerzo de muestreo de 123.3 horas-persona durante 26 visitas, capturamos 73 individuos de cuatro especies: una rana (*Eleutherodactylus grandis*) y tres salamandras (*Chiropetrotriton orculus*, *Pseudoeurycea leprosa* y *Aquiloerycea cephalica*). La rana *E. grandis* es el anfibio más abundante en la REPSA, durante julio se obtuvo una TE= 1.8 ranas por hora-persona y no se encontró en el BdT. *Chiropetrotriton orculus* es el anfibio más abundante en el BdT (TE=0.31 salamandras por hora-persona) y no está presente en la REPSA. En ambas áreas están presentes y con baja abundancia *P. leprosa* y *A. cephalica* (TE=0.83 y 0.06 salamandras por hora-persona, respectivamente). Los individuos dejaron de 3-5 marcas visibles de polvo fluorescente y se obtuvo un AH promedio de 0.40 m² para *E. grandis*, 0.28 m² para *A. cephalica* y 0.3 m², para *P. leprosa*. Este estudio muestra que las especies encontradas tienen AH pequeños, por lo cual, pueden ser altamente susceptibles a cambios ambientales y de vegetación.

Palabras clave: **Ámbito de hogar, anfibios urbanos, ecología urbana, especies en peligro de extinción**

ÍNDICE

INTRODUCCIÓN	1
ANTECEDENTES	3
El ecosistema del Pedregal del Xitle.....	3
Anfibios endémicos que habitan en el Pedregal del Xitle.....	3
Abundancia en anfibios.....	4
Ámbito hogareño en la herpetofauna.....	5
OBJETIVOS	6
MÉTODOS	6
Área de estudio.....	6
Captura y registro de individuos.....	7
Liberación y marcaje de individuos.....	8
Análisis de los datos.....	9
RESULTADOS	10
Abundancia de anfibios.....	10
Ámbito hogareño.....	11
DISCUSIÓN	14
Aportes metodológicos de este estudio.....	16
<i>Polvos fluorescentes</i>	16
<i>Foto identificación</i>	17
CONCLUSIONES	18
AGRADECIMIENTOS	19
REFERENCIAS	20

INTRODUCCIÓN

Los anfibios son un grupo de vertebrados que incluyen un total de 8425 especies a nivel mundial (Frost, 2021), de las cuales 1985 (275 especies de salamandras de 7 familias y 1702 especies de ranas de 47 familias) se encuentran en alguna categoría de riesgo por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) (AmphibiaWeb, 2022). En México, se estima que los géneros de salamandras más amenazadas pertenecen a los géneros *Pseudoeurycea*, *Thorius* y *Chiropterotriton* (Rovito et al., 2009; Parra-Olea et al., 2014), y datos recientes señalan que una de cada dos especies de salamandras está amenazada (García-Bañuelos et al., 2019). Por otra parte, las ranas y sapos que encabezan las listas de especies en declive pertenecen a las familias *Eleutherodactylidae*, *Craugastoridae*, e *Hylidae*, (Frías-Álvarez et al., 2010). Algunas de las causas principales de amenaza para los anfibios en general son la pérdida de hábitat (Mayani-Parás et al., 2019) y la infección por el hongo *Batrachochytrium dendrobatidis* que es una de las causas del declive mundial de los anfibios (Bolom-Huet et al., 2019). En este sentido, las áreas protegidas fungen un papel importante en la conservación de los anfibios, ya que al menos el 80% de los anfibios endémicos de México se encuentran dentro de algún área, mientras que el 20% restante no están protegidas en absoluto (Ochoa-Ochoa et al., 2009).

Entre los vertebrados, los anfibios cumplen diferentes funciones en el ecosistema como depredadores, controladores biológicos de plagas y de soporte al ecosistema (Díaz-García et al., 2019). Sin embargo, existen vacíos en el conocimiento sobre la historia natural y la ecología de los anfibios, particularmente de especies endémicas de México (Parra-Olea et al., 2014; Díaz-García et al., 2019). Debido a ello, es importante entender las relaciones de los anfibios con su hábitat, así como analizar la relevancia de múltiples factores ecológicos y de comportamiento de las especies que permitan evaluar su riesgo de extinción, así como generar buenas prácticas para el manejo y conservación de las especies, particularmente aquellas especies ubicadas en áreas protegidas (Babbitt et al., 2010; Dodd, 2010).

En los ambientes templados los anfibios suelen permanecer en sitios de refugio durante el día, pues típicamente se encuentran entre la hojarasca húmeda, dentro de musgos,

bajo piedras, rocas y troncos caídos, mientras que por la noche pueden estar afuera de los hábitats de refugio realizando actividades sociales o de alimentación (Marsh y Haywood, 2010; Heyer et al., 2014). En la Zona Metropolitana del Valle de México, los anfibios pueden estar presentes en matorral xerófilo, bosque de pino-encino, bosque de pino y bosque de oyamel (Ramírez-Bautista et al., 2009). Dentro de estos tipos de vegetación, los anfibios pueden ocupar microhábitats acuáticos, terrestres, o saxícolas. Estos últimos habitan entre las rocas, siendo la percha o la vocalización, las actividades más conspicuas que realizan estos organismos sobre las rocas (Ramírez-Bautista et al., 2009), sin embargo, no hay claridad sobre las actividades vitales que los organismos saxícolas realizan al interior de los recovecos rocosos.

Una forma de conocer la actividad de las especies es por medio de su ámbito hogareño (AH), el cual se refiere al área geográfica utilizada para todas las actividades vitales, vinculadas entre sí a través del movimiento de animales (Burt, 1943). Por lo tanto, el AH incluye a los espacios geográficos donde los animales obtienen un suministro adecuado de alimentos, agua, refugio, sitios de reproducción y, a menudo, lugares seguros contra depredadores y parásitos; dicho de otro modo, dentro del AH los individuos completan sus requerimientos fisiológicos y ecológicos (Fryxell et al. 2014). Los anfibios presentan una amplia diversidad de patrones de movimiento, que van desde las especies sedentarias que presentan AH pequeños durante todo el año hasta las especies que establecen su AH en forma estacional (Babbitt et al., 2010; Gallina y López-González, 2011).

El análisis del AH constituye una herramienta para evaluar los factores ecológicos que limitan la abundancia de una población, ya que al conocer su extensión se pueden relacionar los factores que inciden en la presencia de las especies (Fryxell et al., 2014). Además, los datos sobre movimientos y uso de hábitat son un elemento primordial en los planes de conservación (Nam-Yong et al., 2008). De esta manera, saber con precisión qué hábitats de vida silvestre son esenciales, permite tomar decisiones de gestión adecuadas con respecto a formas alternativas de uso de suelo para conservar especies objetivo (Fryxell et al., 2014).

ANTECEDENTES

El ecosistema del Pedregal del Xitle

El Pedregal de San Ángel, llamado a veces Pedregal de Tlalpan o Pedregal del Xitle es un ecosistema importante porque presenta condiciones microambientales que soportan una diversidad de flora y fauna considerables (Lot y Cano-Santana, 2009). Las características ambientales y orográficas del Pedregal del Xitle incluyen la formación de microclimas debido a la presencia de grietas, oquedales y cañones, un gradiente altitudinal que va de los 2,200 a los 3,100 msnm, así como su reciente formación hace alrededor de 2000 años, dichas características generan diferencias en la estructura de la vegetación (Cano-Santana et al., 2006) lo que hace posible encontrar un elevado número de especies de vertebrados y particularmente de anfibios endémicos que habitan en este ecosistema (Díaz de la Vega-Pérez et al., 2016).

Dentro del Pedregal del Xitle se encuentran cinco áreas protegidas urbanas que a pesar de la fragmentación de su territorio cuentan con características originales del ecosistema del Pedregal (Cano-Santana et al., 2006): el Parque Ecoguardas, el Parque Ecológico de la Ciudad de México, el Parque Nacional Bosque de Tlalpan (BdT), la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (REPSA) de Ciudad Universitaria y el Parque Ecoarqueológico de Cuicuilco.

Anfibios endémicos que habitan en el Pedregal del Xitle

El género de salamandras *Chiropterotriton* incluye 12 especies endémicas de México (Parra-Olea et al., 2014) dentro de las cuales se encuentra la salamandra de patas planas *C. orculus* que está restringida a la parte central y oriental del Cinturón Volcánico Transmexicano (La Marquesa, Desierto de los Leones, Ajusco, Lagunas de Zempoala, Iztaccíhuatl, Popocatepetl, Río Frío y La Malinche) en bosque de pinos y abetos entre los 2500 a 3500 m de elevación (Frost, 2021), esta especie está clasificada dentro de la Lista Roja de Especies Amenazadas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza como Vulnerable (UICN, 2021).

Por su parte, el género de ranas *Eleutherodactylus* incluye 37 especies en México (Frost, 2021), de las cuales alrededor del 70% se consideran especies amenazadas (Parra-Olea et al., 2014), la rana del Pedregal *E. grandis* está categorizada dentro de la Lista Roja de la UICN como especie en peligro de extinción, y se encuentra ubicada en los campos de lava del Volcán Xitle dentro de la REPSA en elevaciones entre los 2,000 y 2,682 msnm. De acuerdo con la última evaluación de la Lista Roja de la UICN (IUCN, 2020), esta especie se encontraba históricamente en hábitats de matorrales secos, que actualmente se encuentran en colindancia de áreas urbanas.

Abundancia en anfibios

Para estimar abundancia de anfibios se ha propuesto una metodología que calcula una tasa de encuentro u observaciones basada en el esfuerzo de muestreo dedicado a la búsqueda de especímenes (Sandoval-Comte et al., 2012). Este método genera información para estimar el esfuerzo requerido para observar a las especies en su hábitat y ha sido utilizado para estimar la abundancia de anfibios en ecosistemas xéricos como el Pedregal de la ciudad de México (Serrano-Serrano et al., 2022). Actualmente se conoce la abundancia de cuatro especies de anfibios, el anuro *E. grandis* y tres salamandras *Aquiloemyza cephalica*, *Pseudoeurycea leprosa* y *C. orculus* en tres Áreas Naturales Protegidas (ANPs) del Pedregal (REPSA, Parque Ecológico de la Ciudad de México y Ecoguardas). La rana *E. grandis* y la salamandra *C. orculus* son los anfibios más abundantes en el ecosistema del Pedregal entre junio y agosto (Serrano-Serrano et al., 2022). Sin embargo, se desconoce cuántos anfibios existen y cuál es su abundancia dentro del Parque Nacional Bosque de Tlalpan, así como cuáles son los cambios en abundancia que ocurren en los meses de lluvia del otoño, entre septiembre y noviembre de las cuatro especies mencionadas (Serrano-Serrano et al., 2022).

Ámbito hogareño en la herpetofauna

La metodología más antigua utilizada para determinar el AH en fauna es el polígono convexo, que es simplemente la relación entre el número de avistamientos y el tamaño

acumulado del AH, estos datos proporcionan información sobre los territorios que se ocupan; al examinar la relación entre el número de avistamientos adecuados y el tamaño acumulado del AH. El número mínimo de avistamientos necesarios para estimar con precisión el AH se puede determinar empíricamente (Rose, 1982). Sin embargo, estudios recientes señalan el uso de polígonos de casco característicos CHP (Characteristic-Hull Poligons, por sus siglas en inglés) como un método de estimación de polígonos de delimitación espacial creados en sistemas de información geográfica que pueden tener bordes cóncavos y así producir estimaciones no sesgadas de rango de área (Downs y Horner, 2009).

Una de las técnicas recientemente utilizadas para rastrear y determinar el AH en pequeños mamíferos, reptiles y anfibios, es el uso de polvo fluorescente (Lemen y Freeman, 1985; Rittenhouse et al., 2006), que es un método no invasivo para identificar las áreas en donde un individuo se ha movido. Aunque existen pocos estudios que examinan los efectos del polvo fluorescente en anfibios, es una técnica que permite obtener un seguimiento detallado de la trayectoria del movimiento de individuos (Eggert, 2002; Rittenhouse et al., 2006), pues se trata de marcar con polvo fluorescente diluido en aceite mineral con un pincel en la parte inferior de las cuatro patas (Rittenhouse et al., 2006; Eggert, 2002; Fellers y Drost, 1989; Lemen y Freeman, 1985) y en el área ventral para tener mejores resultados. Algunos de los beneficios que ofrece el rastreo con pigmentos es poder visualizar los caminos elegidos por los animales para transitar, que involucran troncos, ramas y sitios de descanso; aunque, las marcas de polvos fluorescentes suelen tener persistencia después de lluvias ligeras a moderadas, podrían ser más efectivos en condiciones secas (Lindquist et al., 2007). Esta técnica se ha utilizado en bosques, humedales, ambientes antropizados y selvas tropicales (Fellers y Drost, 1989; Eggert, 2002; Rittenhouse et al., 2006; Lindquist et al., 2007), sin embargo, no ha sido utilizado en ambientes pedregosos con especies de hábitos saxícolas.

La mayor parte de los estudios realizados sobre AH y sobre el comportamiento territorial en anfibios y reptiles provienen del norte (Haenel et al., 2003) y sur de América (Frutos et al., 2007; Morales-Ordoñez y Salas, 2016); pero son escasos los estudios realizados en Centroamérica, donde solo se ha estudiado el AH de dos lagartos de México (García Bastida, 2013; Hernández-Gallegos et al., 2015). Respecto a la información proporcionada por estos estudios, las investigaciones difieren en cuanto al tamaño del AH encontrado entre

las distintas especies, esto se explica porque el tamaño del AH tiene una relación alométrica con el tamaño corporal del individuo (Fryxell et al., 2014). En anuros, por ejemplo, Nam-Yong et al., (2008) establecen que *Rana chooseica* que tiene una longitud del tamaño hocico cloaca de 5.0 ± 0.7 cm y posee un AH promedio de 713.8 m^2 , mientras que Serrano-Serrano (2019) reporta en *Rhinoderma darwinii* un AH variable de 0.0026 y 48.17 m^2 , con una longitud promedio de tamaño hocico cloaca de 2.16 cm.

OBJETIVOS

Objetivo general:

- Analizar la relación entre anfibios endémicos y su hábitat en el Pedregal del Xitle de la Ciudad de México.

Objetivos particulares:

- Estimar la abundancia de anfibios en el Pedregal del Xitle de la Ciudad de México.
- Determinar los ámbitos hogareños de los anfibios presentes en el Pedregal del Xitle de la Ciudad de México.

MÉTODOS

Área de estudio

La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (REPSA) está ubicado en el sur de la Ciudad de México dentro del campus central de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), en el rincón sur oeste de la cuenca hidrográfica del Área Metropolitana de la Ciudad de México (Rzedowski, 1994). La reserva cuenta con poco más de 2.37 km^2 y se encuentra sobre derrames de lava provenientes del volcán Xitle y forma parte de la Sierra Chichinautzin que es un campo volcánico ubicado en la porción central del Cinturón Volcánico Transversal (CVT) (Palacio-Prieto y Guilbaud, 2015). Por su parte, el Parque Nacional Bosque de Tlalpan (BdT) cuenta con una extensión de 252.86 hectáreas dentro de la delegación Tlalpan y en las faldas de la Sierra del Ajusco, al sur de la Ciudad de México

(Cano-Santana et al., 2006; Gaceta Oficial del Distrito Federal, 2011). Esta área natural está cubierta principalmente por bosque de encino, matorral xerófilo y una parte de bosque cultivado con especies exóticas (Palacio-Prieto y Guilbaud, 2015) (Figura 1).

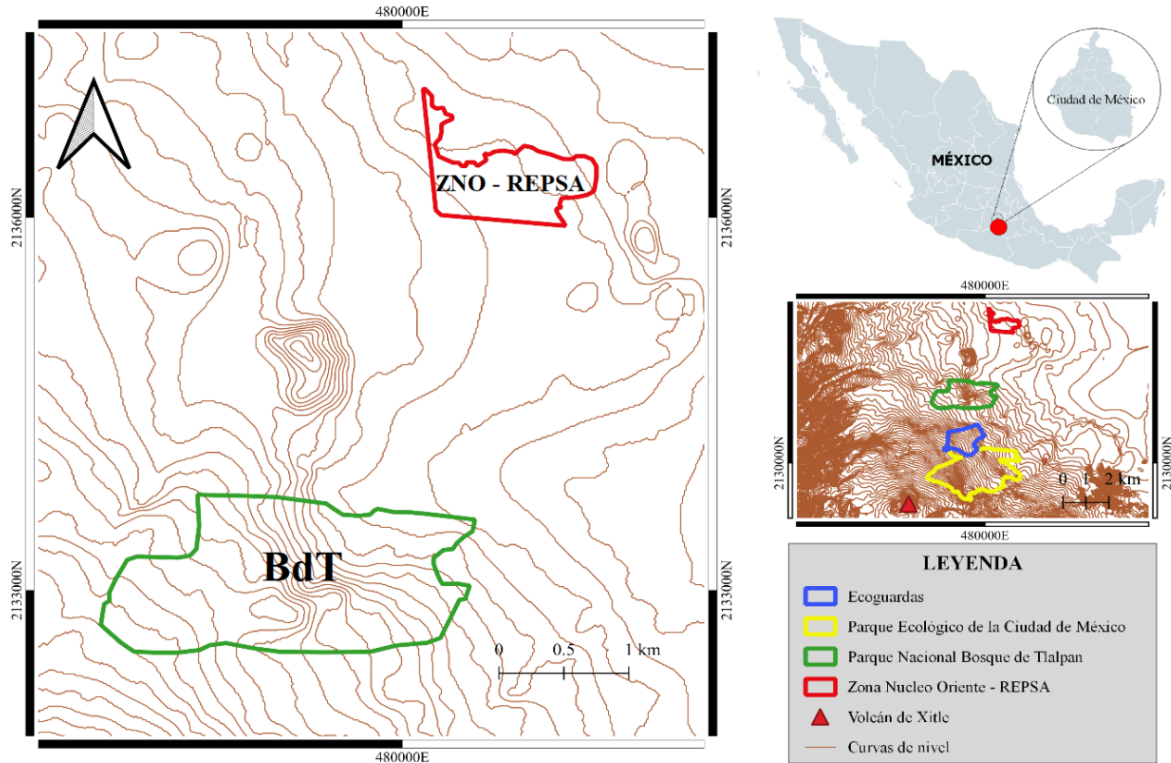


Figura 1. Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel y el Parque Nacional Bosque de Tlalpan pertenecientes a las Áreas Naturales Protegidas del Pedregal del Xitle.

Captura y registro de individuos

Entre junio y noviembre de 2021 realizamos 26 visitas nocturnas (17 en la REPSA y nueve en BdT) entre las 8:00 pm a 2:00 am para la búsqueda de anfibios por encuentro visual y acústico con orientación libre en las dos áreas naturales. Para cada anfibio encontrado registramos las medidas morfométricas como longitud hocico-cloaca y longitud hocico-cola (sólo para las salamandras), peso, sexo según la presencia de ovocitos de cada individuo y denominamos una clave de identificación según la especie capturada. Además, registramos evidencia fotográfica de la vista dorsal y punto de geolocalización de cada individuo. En el caso de *E. grandis*, registramos fotografías de las glándulas lumbo-inguinales con el

propósito de verificar si los patrones de manchas en las glándulas permiten identificar individuos entre capturas (Figura 2).

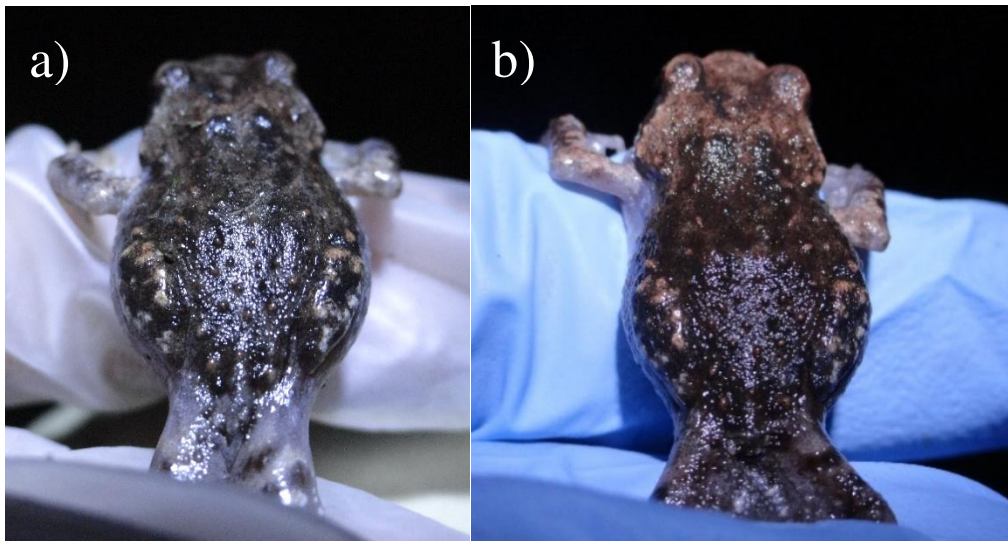


Figura 2. a) Rana *E. grandis* capturada por primera vez y b) recaptura del individuo un día después.

La captura de los anfibios la realizamos de acuerdo con los protocolos de manejo de bioseguridad que incluye la manipulación de cada individuo con guantes, el resguardo en bolsas herméticas e higienizadas y el uso de materiales de campo correctamente sanitizados entre un anfibio y otro (Phillott et al., 2010; Zuria et al., 2019).

Liberación y marcaje de individuos

Los individuos capturados fueron marcados utilizando la técnica del polvo fluorescente, con un pincel se colocó el pigmento diluido en aceite mineral en la parte ventral y las cuatro extremidades. Posteriormente los individuos fueron devueltos al punto original de captura, previamente georreferenciado y se marcó el punto cero con una etiqueta fluorescente, la clave de identificación y la fecha de captura. El rastreo se hizo en dos medidas de tiempo diferentes: dos horas posteriores para los meses de junio y agosto y 24 horas posteriores para septiembre y noviembre. Los restos de pigmento por las marcas de movimiento de los individuos, las rastreamos utilizando una lámpara de luz ultravioleta y

marcando los puntos donde detectamos rastros fluorescentes que evidenciaban desplazamiento del individuo. A cada punto se le otorgó una etiqueta nombrando nuevamente la clave de identificación, la fecha y el número de etiqueta consecutivo (1, 2, 3... etc.).

Análisis de los datos

A partir de los datos de capturas de anfibios calculamos la tasa de encuentro (TE) de todos los anfibios y de cada especie por separado como una medida de comparación de la abundancia observada en los sitios de muestreo y de los cambios mensuales durante la realización del estudio, de acuerdo con la fórmula modificada de Sandoval-Comte et al. (2012):

$$Tasa\ de\ encuentro = \frac{Número\ total\ de\ especies\ encontradas\ por\ sitio}{Esfuerzo\ de\ muestreo\ por\ sitio}$$

$$Tasa\ de\ encuentro = \frac{Número\ total\ de\ individuos\ encontrados\ por\ especie}{Esfuerzo\ de\ muestreo\ por\ mes}$$

El esfuerzo de muestreo (EM), se representó como la cantidad total de horas-persona por visita y se obtuvo el valor para cada área natural. Para estimar el AH, agrupamos los datos de las recapturas de individuos en dos tablas, la primera la realizamos con los datos georreferenciados de los polvos fluorescentes en ambos sitios de muestreo, donde se comparó mediante fotografías si se trató del mismo individuo, el tiempo transcurrido y el número de marcas observadas; la segunda tabla la construimos a partir de los puntos obtenidos con los puntos de polvos fluorescentes sumados a puntos de recapturas georreferenciadas en días distintos. Para construir los polígonos de estimación del AH utilizamos el programa Qgis (versión 3.16.4), donde calculamos el área de AH y se le otorgó a cada especie un color para identificarlos dentro de cada sitio (morado para *E. grandis*, verde para *C. orculus*, azul para *A. cephalica* y naranja para *P. leprosa*).

RESULTADOS

Abundancia de anfibios

En total capturamos 73 individuos de cuatro especies; *E. grandis*, *C. orculus*, *P. leprosa* y *A. cephalica*, durante 123.3 horas-persona en 26 visitas. Cada visita en la REPSA representó un esfuerzo promedio de búsqueda de 3.55 horas-persona mientras que para BdT realizamos un esfuerzo promedio de 6.97 horas-persona. Las especies más abundantes fueron *E. grandis* con 52 individuos y *C. orculus* con 15 individuos que corresponden al 71.2% y 20.5% del total de las capturas en ambos sitios, respectivamente, en tanto que *P. leprosa* y *A. cephalica* representaron un 4.1% con 3 individuos en cada sitio (Tabla 1).

Tabla 1. Especies de anfibios y esfuerzo de muestreo en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (REPSA) y Parque Nacional Bosque de Tlalpan (BdT).

Área natural protegida	Número de vistas	Especies				Individuos totales	Esfuerzo de muestreo (horas-persona)
		<i>E. grandis</i>	<i>C. orculus</i>	<i>P. leprosa</i>	<i>A. cephalica</i>		
REPSA	17	52	0	2	1	55	60.5
BdT	9	0	15	1	2	18	62.8
Total	26	52	15	3	3	73	123.3

La rana *E. grandis* solo se encontró en REPSA y su mayor abundancia fue en julio, cuando localizamos a 28 individuos, lo que le confiere una TE= 1.8 ranas por hora-persona en aquel mes. La segunda especie más abundante fue la salamandra *C. orculus*, presente únicamente en BdT y con mayor abundancia en el mes de junio con 7 individuos, y una TE= 0.31 salamandras por hora-persona, mientras que en el mes de julio tuvimos una TE= 0.58 salamandras por hora-persona. Las salamandras menos comunes *P. leprosa* y *A. cephalica*, se encontraron en ambas áreas entre junio y noviembre (Tabla 2).

Ámbito hogareño

De los 73 individuos capturados en ambos sitios de estudio, marcamos a 40 individuos de los cuales solo 25 individuos dejaron más de tres marcas. Es decir, en total 62.5% de los individuos marcados dejaron más de tres marcas, 16 fueron de *E. grandis*, seis de *C. orculus*,

dos de *A. cephalica* y uno de *P. leprosa*. Estos individuos dejaron de tres a siete marcas de polvos fluorescentes con las que se pudo trazar un polígono de estimación de AH con vértices georreferenciados. Estas recapturas ocurrieron en un tiempo de dos, 24 horas y hasta 480 horas (20 días como máximo) (Tabla 3).

Tabla 2. Tasas de encuentro para cada especie de anfibios y esfuerzo en horas-persona estimadas por mes en los dos sitios de estudio del Pedregal del Xitle.

Sitio	Tasas de Encuentro	JUN	JUL	AGO	SEP	OCT	NOV	Total
REPSA	<i>E. grandis</i>	1.5	1.86	1	1	0	0	0.90
	<i>P. leprosa</i>	0.125	0	0	0	0	0	0.03
	<i>A. cephalica</i>	0	0	0	0	0	0.83	0.01
	Esfuerzo en horas/ persona	16	15	3	3	11.5	12	60.5
BdT	<i>C. orculus</i>	0.31	0.58	0	0.26	0	0	0.23
	<i>P. leprosa</i>	0	0	0	0	0.06	0	0.01
	<i>A. cephalica</i>	0	0	0	0	0.06	0	0.03
	Esfuerzo en horas/persona	22	10.2	0*	7.5	15	8.1	62.8

*No hay datos de muestreo para la ANP debido a la tercera ola por COVID-19

A partir de la construcción de polígonos, determinamos un AH máximo de 1.4 m² y un mínimo de 0.01 m² para *E. grandis*; el área máxima pertenece al individuo colectado con mayor lapso (480 horas posteriores a su primera captura; Tabla 4; Figura 3). En cuanto a la salamandra *C. orculus*, determinamos un AH máximo de 0.7 m² y un mínimo de 0.03 m², *A. cephalica* mostró un valor de AH máximo y único de 0.3 m², mientras que el único dato de *P. leprosa* cuenta con un AH igual a 0.110 m² (Tabla 4; Figura 4). Teniendo así un AH promedio de 0.40 m² para *E. grandis*, 0.28 m² para *C. orculus* y 0.3 m² para *A. cephalica*.

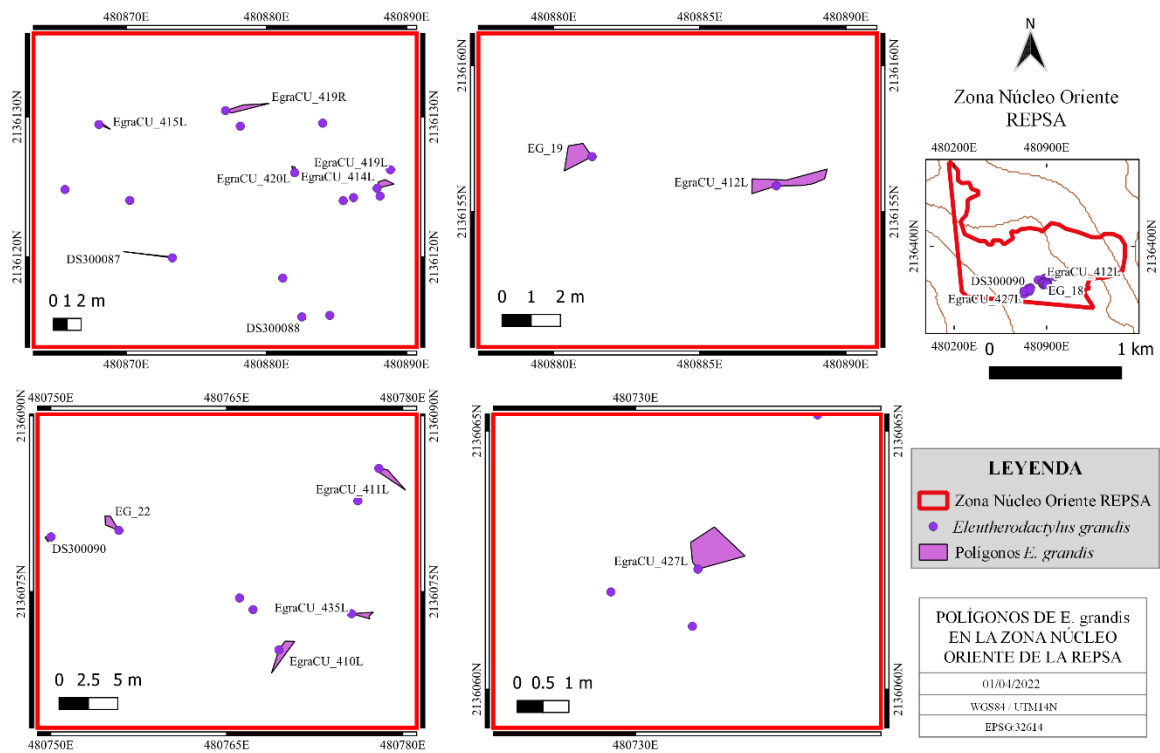


Figura 3. Polígonos del ámbito hogareño de la rana *E. grandis* a partir de las marcas con polvos fluorescentes en la Zona Núcleo Oriente de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel. Los puntos aislados, en ausencia de polígono, representan a los individuos no recapturados.

Tabla 3. Individuos recapturados e identificados mediante los rastros de polvos fluorescentes en la REPSA y el BdT.

Individuo	Especie	No. de marcas observadas	Tiempo transcurrido (horas)
1	<i>E. grandis</i>	4	480
2	<i>E. grandis</i>	3	24
3	<i>E. grandis</i>	7	168
4	<i>E. grandis</i>	3	24
5	<i>E. grandis</i>	3	24
6	<i>E. grandis</i>	3	24
7	<i>E. grandis</i>	3	24
8	<i>E. grandis</i>	3	24
9	<i>E. grandis</i>	3	24
10	<i>E. grandis</i>	3	24
11	<i>E. grandis</i>	3	24

12	<i>E. grandis</i>	3	24
13	<i>C. orculus</i>	3	24
14	<i>C. orculus</i>	3	24
15	<i>C. orculus</i>	3	24
16	<i>C. orculus</i>	3	24
17	<i>E. grandis</i>	4	24
18	<i>E. grandis</i>	3	24
19	<i>E. grandis</i>	5	24
20	<i>E. grandis</i>	4	24
21	<i>C. orculus</i>	2	2
22	<i>C. orculus</i>	2	2
23	<i>A. cephalica</i>	2	2
24	<i>A. cephalica</i>	5	2
25	<i>P. leprosa</i>	4	2

Tabla 4. Área calculada a partir de los datos de recaptura y georreferencia en REPSA y BdT.

* Al solo tener dos marcas, se lee como distancia lineal.

Individuo	Especie	Área estimada (m ²)
1	<i>E. grandis</i>	1.383
2	<i>E. grandis</i>	0.873
3	<i>E. grandis</i>	0.761
4	<i>E. grandis</i>	0.375
5	<i>E. grandis</i>	0.063
6	<i>E. grandis</i>	0.299
7	<i>E. grandis</i>	0.497
8	<i>E. grandis</i>	0.105
9	<i>E. grandis</i>	0.031
10	<i>E. grandis</i>	0.011
11	<i>E. grandis</i>	0.661
12	<i>E. grandis</i>	0.048
13	<i>C. orculus</i>	0.061
14	<i>C. orculus</i>	0.031
15	<i>C. orculus</i>	0.158
16	<i>C. orculus</i>	0.682
17	<i>E. grandis</i>	0.678
18	<i>E. grandis</i>	0.442
19	<i>E. grandis</i>	0.478
20	<i>E. grandis</i>	0.102
21	<i>C. orculus</i>	0.420*
22	<i>C. orculus</i>	0.290*
23	<i>A. cephalica</i>	0.400*
24	<i>A. cephalica</i>	0.293
25	<i>P. leprosa</i>	0.110

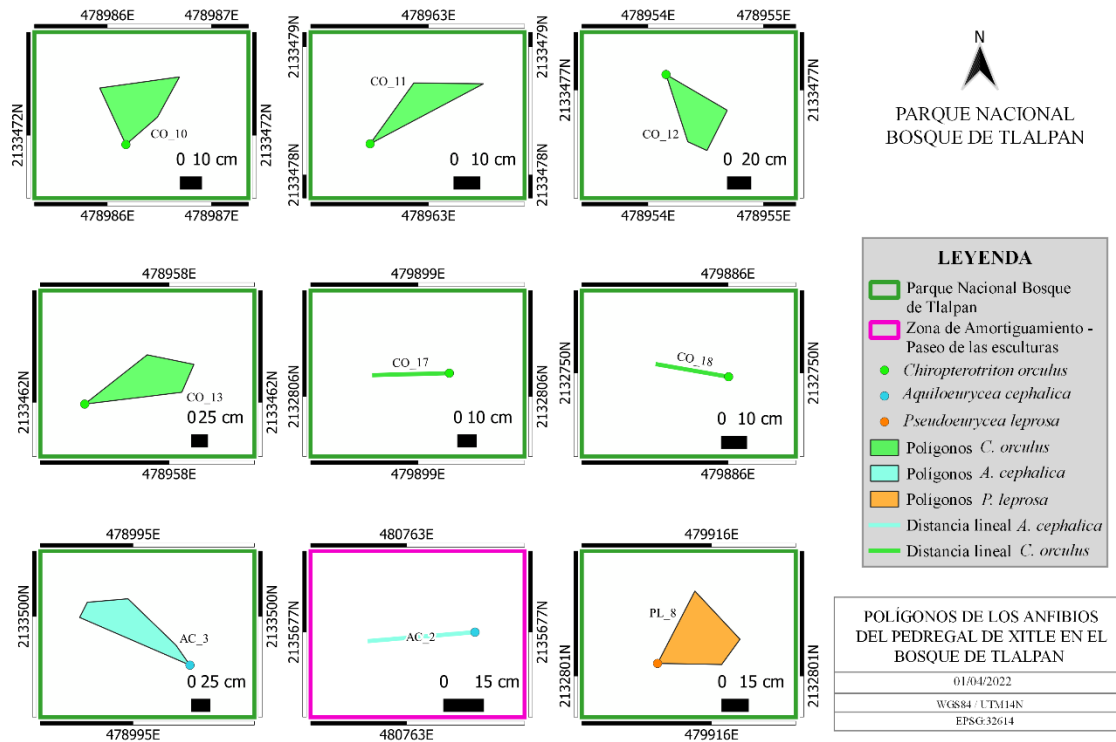


Figura 4. Polígonos y líneas de las salamandras capturadas en el Parque Nacional Bosque de Tlalpan (recuadro verde) y la Zona de Amortiguamiento Paseo de las Esculturas de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (recuadro fucsia).

DISCUSIÓN

El ANP donde encontramos mayor abundancia de anfibios fue en la REPSA, específicamente la Zona Núcleo Oriente (ZNO), que se podría explicar porque fue la zona donde se concentró el mayor esfuerzo de muestreo. La REPSA es un territorio de conservación de alto valor biológico y cultural único en su género que contiene los últimos fragmentos de Pedregal natural al sur de la Cuenca de México (Palacio-Prieto y Guilbaud, 2015). En particular la ZNO es una zona con alto grado de conservación y protección estricta, con el mejor estado de conservación en la REPSA (UNAM, 2006), lo que contribuye a una mayor abundancia de anfibios en este estudio. Los resultados obtenidos sobre la abundancia de anfibios que habitan en la REPSA sugieren que existe mayor abundancia con respecto a los resultados encontrados en un estudio realizado seis años atrás (Serrano-Serrano et al., 2022). Es posible que las diferencias en abundancia, principalmente para *E. grandis*, son

consecuencia del método empleado para la búsqueda de anfibios, ya que en el trabajo de Serrano-Serrano et al. (2022) la búsqueda se realizó principalmente por observación directa, mientras que en este estudio se complementó por el seguimiento de señales acústicas.

No es clara la ausencia de *E. grandis* en el BdT, considerando que el BdT se ubica geográficamente entre REPSA y Ecoguardas, donde *E. grandis* es un anfibio abundante (Serrano-Serrano et al., 2022). La ausencia de *E. grandis* en BdT podría estar relacionada al tipo de vegetación. Palacio-Prieto y Guilbaud (2012) mencionan que el BdT está cubierto al menos un 50% por especies vegetales exóticas, lo que contrasta con REPSA, Ecoguardas y PECM, en donde menos del 3% de la superficie total está cubierta por árboles exóticos según una evaluación por percepción remota realizada por Serrano-Serrano et al. (2022). Es posible que la presencia de especies vegetales exóticas en el BdT, limite la presencia de la rana *E. grandis*.

El tipo de hábitat y el tamaño de longitud hocico-cola (LHC) de los anfibios y algunos reptiles influyen en el tamaño de su AH (Lemen y Freeman, 1985; Werner et al., 2010, Furman et al., 2011). En el caso de los cuatro anfibios analizados en este estudio la determinación de los ámbitos hogareños no resultó ser mayor a un metro cuadrado. Los valores de AH aquí señalados difieren con el reportado para otras especies de anuros, por ejemplo, Werner et al., (2010) mencionan que los machos de *Ranitomeya reticulata* tienen un polígono mínimo convexo (MCP), que es otro de los métodos para calcular el AH, de $26.03 \pm 19.71 \text{ m}^2$ y para las hembras, un valor ligeramente menor de $21.97 \pm 17.22 \text{ m}^2$. Aunque *R. reticulata* es mayormente terrestre también sube a troncos de árboles (Ortiz et al., 2022), y es una rana relativamente pequeña, con un rango de tamaño LHC de 13.0-15.0 mm en machos y 14.0-17.0 mm en hembras.

En el caso de las salamandras, Wake y Lynch (1976) y Vargas-Jaimes et al., (2021) afirman que la mayoría de las especies de pletodóntidos tienen AH pequeños, una baja capacidad de dispersión, así como requisitos de microhábitats muy específicos, sin mencionar un tamaño posible de sus AH (Wake y Lynch, 1976). Aunque no hay datos del AH usando polvos fluorescentes como método de rastreo en salamandras, se han utilizado diferentes

técnicas de marcado y rastreo para conocer su AH, como el uso de radioisótopos en la salamandra oscura *Desmognathus fuscus* (Barbour et al., 1969), dando como resultado un AH de 48.4 m²; o el uso de las etiquetas PIT en salamandras juveniles *Ambystoma annulatum* y *Ambystoma maculatum* (Ousterhout y Burkhart, 2017) su AH fue de 1.56 m² y 7.02 m² respectivamente; el valor de *A. annulatum* es cercano a los encontrados en las salamandras del Pedregal del Xitle de este estudio. Por otro lado, se ha encontrado que el tamaño del AH en las salamandras *Desmognathus monticola* puede variar en función a número de salamandras contenidas en dicho espacio (Kleeberger, 1985), es decir, se produce un cambio en la distribución y AH si hay intromisión de individuos, aunque para este estudio en particular se explica que la comida disponible es un atributo importante para determinar con exactitud el tamaño del AH (Kleeberger, 1985). Aunque, las salamandras encontradas en el Pedregal del Xitle tienen un AH delimitado a un metro cuadrado, es necesario realizar estudios tanto a largo plazo como con otros métodos y tiempos de seguimiento para corroborar la información.

Aportes metodológicos de este estudio

Polvos fluorescentes

De manera crítica es posible contrastar algunos de los pros y contras del uso del polvo fluorescente como método de rastreo en anfibios en suelo pedregoso en este estudio. El seguimiento de movimientos de anfibios en vida libre usando polvos fluorescentes es una alternativa no invasiva, económica y de fácil aplicación (Eggert, 2002; Furman et al., 2011) que permite observar con exactitud el movimiento y una ruta detallada del individuo marcado (Roe y Grayson, 2008), siempre que sus rastros puedan distinguirse de otros individuos, lo cual puede lograrse usando colores distintos (Eggert, 2002). Además, este método permite examinar las características del sustrato sobre las que se traza una ruta (Roe y Grayson, 2008) o bien, conocer los sitios que los individuos frecuentan para hibernar, refugiarse o alimentarse (Eggert, 2002).

El uso de polvos fluorescentes también, es posible aplicarlos en fauna con distintos rangos de tamaño, por ejemplo, se ha reportado su uso en lagartijas (Eggert, 2002), serpientes

(Furman et al., 2011), salamandras (Roe y Grayson, 2008), y pequeños mamíferos (Lemen y Freeman, 1985). Sin embargo, existen algunas limitaciones en los alcances de este método para observar desplazamientos en fauna. Por ejemplo, es conveniente utilizar marcas con polvos fluorescentes a individuos en observaciones de corto plazo, ya que las condiciones climáticas como las fuertes lluvias o la fijación del polvo en la piel tiende a disolverse (Roe y Grayson, 2008). Desde nuestra experiencia, recomendamos realizar la lectura de los rastros en un periodo no mayor a 72 horas para tener un rastro bien marcado. En otros estudios, ha sido posible rastrear individuos con senderos de polvo hasta los 100 metros en hábitats terrestres (Roe y Grayson, 2008). Sin embargo, en el ambiente pedregoso no es posible tener distancias tan largas debido a los obstáculos verticales que presenta el desplazamiento, a diferencia de otros tipos de hábitat con poca variación en desvíos de profundidad, como en un suelo de hojarasca o de tierra.

Por otra parte, descubrimos que utilizar una superficie como una bolsa depositando pigmento en ella y dejar al anfibio que pasara sobre ella, permitía minimizar el estrés que genera la manipulación del individuo, además de facilitar su aplicación. Desconocemos el tiempo que toma los anfibios encontrados deshacerse de la dilución de polvo fluorescente y qué tanto afecta a los individuos marcados, pues se sabe que en ránidos y ambistomátidos el polvo por sí solo dura 24 horas intacto, además de que se ha demostrado no ser tóxico al exponerlo directamente sobre la piel de dichos anfibios (Rittenhouse et al., 2006). Aunque el disolvente es un aceite no tóxico (Eggert, 2002) y de absorción dérmica, las consecuencias de su uso hasta el momento no se han investigado. En nuestras recapturas de individuos marcados, particularmente de *E. grandis*, no se observó que el marcado con polvos fluorescentes pueda traer consecuencias negativas en la salud de los individuos.

Foto identificación

En este estudio optamos por un método de identificación individual poco intrusivo, en lugar de usar marcajes que suelen disminuir las tasas de recaptura en los estudios de monitoreo, como las etiquetas PIT, el recorte de dedos o etiquetas implantadas (Brannelly et al., 2014), la foto identificación es una de las técnicas más populares para registrar marcas

naturales de individuos de diferentes especies, y resulta ser exitosa ya que su aplicación es no invasiva para quien se aplica (Speed et al., 2007). Además, la foto identificación ha proliferado como método usando diferentes tipos de marcas en el cuerpo de ranas como los flancos (Del Lama et al., 2011), la parte dorsal y anterior de las patas (Crawford-Ash y Rowley, 2021) o las características cutáneas faciales (Gould et al., 2021).

Del Lama et al., (2011) reporta esta técnica identificando ranas *Scinax longilineus* con una tasa de éxito del 93,75% y 92,5% en pruebas con observadores con animales vivos, respectivamente, demostrando que los patrones de manchas en ambos flancos son específicos de cada individuo que se reconocen y distinguen fácilmente. Este tipo de técnica puede ayudar a agilizar los estudios de monitoreo de largo plazo, particularmente de las especies amenazadas como la ranita de Darwin *Rhinoderma darwini* (Valenzuela-Sánchez et al., 2021) donde se realizó un seguimiento poblacional por más de 7 años a través de la foto identificación que, al igual que Del Lama et al., (2011), utilizaron fotografías de *R. darwini* usando sus patrones de coloración ventral, consiguiendo identificar a 1061 ranas diferentes de 2231 capturas que corresponde al 47.5% del total. En nuestro estudio, logramos identificar al menos al 62.5% del total de las capturas en *E. grandis*, destacando que para esta especie se puede determinar si se ha recapturado el mismo individuo a través del análisis visual de sus manchas en las glándulas lumbares de ambos costados, derecho e izquierdo.

CONCLUSIONES

Los anfibios más abundantes en REPSA y BdT del Pedregal del Xitle son la rana *E. grandis* y *C. orculus*, respectivamente. El AH es muy reducido por los hábitos que estas especies aparentemente requieren, aunque el área estimada a partir de los puntos con los que se construyeron los polígonos, podría variar si se incrementa el esfuerzo de muestreo.

Por otra parte, el método de polvos fluorescentes utilizado para estimar el AH proporciona resultados a corto plazo, no obstante, se sugiere seguir los rastros en un tiempo no mayor a 72 horas para obtener marcas bien visibles y apoyarse en evidencia fotográfica.

A través de la evidencia fotográfica, podemos señalar que la foto identificación de la rana *E. grandis* fue un hallazgo importante de nuestro estudio ya que pudimos corroborar que la rana tiene marcas individuales que facilitan su identificación.

Este proyecto es el primero en utilizar polvos fluorescentes como método de rastreo en anfibios saxícolas en México y constituye el segundo monitoreo de anfibios en este ecosistema en los últimos seis años.

Resulta indispensable mantener los monitoreos de anfibios en las ANPs del Pedregal para conocer las tendencias poblacionales a largo plazo, considerando que las perturbaciones urbanas que rodean a estos hábitos fragmentados continúan o podrían incrementarse en los próximos años.

AGRADECIMIENTOS

Con gratitud y reconocimiento a mis asesores José Manuel Serrano y Malinalli Cortés por su paciencia y apoyo por las contribuciones para completar este proyecto; mi eterno agradecimiento por el conocimiento otorgado. A todos los voluntarios que amablemente participaron en las búsquedas nocturnas hechas en campo. Este estudio fue realizado como parte del proyecto "Efectos del ruido urbano en las interacciones sociales de ranas endémicas del género *Eleutherodactylus*" gracias a la autorización 554 en la REPSA y el permiso 0361/2021 de la Dirección de Áreas Naturales Protegidas y Áreas de Valor Ambiental de la Secretaría de Medio Ambiente de la Ciudad de México.

REFERENCIAS

AmphibiaWeb (2022). Especies amenazadas y en peligro de extinción por Wallacean Biome. Universidad de California, Berkeley, CA, EE. UU. Disponible en <https://amphibiaweb.org>. Consultado el 18 de enero de 2022.

Babbitt K.J., Veysey J.S. y Tanner G.W. (2010). Measuring habitat. In: Dodd C.K. (Ed.). *Amphibian ecology and conservation: a handbook of techniques*. Oxford University Press.

Bolom-Huert R., Pineda E., Díaz-Fleischer F., Muñoz-Alonso A.L., y Galindo González J. (2019). Known and estimated distribution in Mexico of *Batrachochytrium dendrobatidis*, a pathogenic fungus of amphibians. *Biotropica*, 51(5), 731-746.

Barbour R.W., Hardin J.W., Schafer J.P. y Harvey M.J. (1969) Home range, movements, and activity of the Dusk salamander, *Desmognathus fuscus*. *Copeia*, 2: 293.

Brannelly L.A., Berger L., y Skerratt L.F. (2014). Compariso of three widely used marking techniques for adult anuran species *Litoria verreauxii alpina*. *Herpetological Conservation and Biology*. 9(2): 428-435.

Burt H.W. (1943). Territoriality and home range concepts as applied to mammals. *Journal of Mammalogy*, 24(3): 346-353.

Cano-Santana Z., Pisanty I., Segura S., Mendoza-Hernández P.E., León-Rico R., Soberón J., Tovar E., Martínez-Romero E., Ruiz L.C. y Martínez-Ballesté A. (2006). Ecología, conservación, restauración y manejo de las áreas naturales protegidas del Pedregal del Xitle. En: Oyama K. y Castillo A. (Eds.) Manejo, conservación y restauración de recursos naturales en México: perspectivas desde la investigación científica. UNAM y Siglo XXI, México. 203-226.

Crawford-Ash J. y Rowley J.L. (2021). Photo identification of individual Blue Mountains Three Frogs (*Litoria citropa*). *Herpetology Notes*. 14: 803-808.

Del Lama F., Rocha M.D., Andrade M.A. y Nascimento L.B. (2011). The use of photography to identify individual tree frogs by their natural marks. *South American Journal of Herpetology*. 6(3): 198-204.

Díaz de la Vega-Pérez A.H., Jiménez-Arcos V.H. y Méndez-de la Cruz F.R. (2016). Herpetofauna en el derrame del Xitle. En: *La biodiversidad en la Ciudad de México*, vol. II. CONABIO/SEDEMA. 2019. México. 398-403.

Díaz-García J.M., Oropeza-Sánchez M.T. y Aguilar-López J.L. (2019). Servicios ecosistémicos de los anfibios en México: un análisis de diversidad, distribución y conservación. *Etnobiología*, 17(1): 49-60.

Dodd C.K. Jr. (2010). Amphibian ecology and conservation: A handbook of techniques. *Oxford University Press*.

Downs J., y Horner M. (2009). A characteristic-null based method for home range estimation. *Transactions in GIS*. 13:527-537.

Eggert, C. (2002). Use of fluorescent pigments and implantable transmitters to track a fossorial toad (*Pelobates fuscus*). *Herpetological Journal* 12(2): 69-74.

Fellers G.M. y Drost C.A. (1989). Fluorescent powder a method for tracking reptiles. *Herpetological Review*. 20: 91-92

Frías-Álvarez P., Zúñiga-Vega J.J. y Flores-Villela O. (2010). A general assessment of the conservation status and decline trends of Mexican amphibians. *Biodiversity and Conservation*, 19(13): 3699-3742.

Frost, D.R. (2021). Especies de anfibios del mundo: una referencia en línea. Versión 6.1 (18/01/2022). Base de datos electrónica accesible en <https://amphibiansoftheworld.amnh.org/index.php>. *Museo Americano de Historia Natural*, Nueva York, Estados Unidos.

Frutos N., Camporro L.A., y Avila L.J. (2007). Ámbito de hogar de *Liolaemus melanops* Burmeister, 1888 (Squamata: Liolaemini) en el centro de Chubut, Argentina. *Gayana*, 71(2): 142-149.

Fryxell J.M., Sinclair A.R.E. y Caughley G. (2014). Wildlife ecology, conservation, and management, Third Edition. *John Wiley & Sons*.

Furman B., Scheffers B.R. y Paszkowski C.A. (2011). The use of fluorescent powdered pigments as a tracking technique for snakes. *Herpetological Conservation and Biology*. 6(3): 473-478.

Gaceta Oficial del Distrito Federal, (2011). Acuerdo por el que se expide el programa de manejo del Área Natural Protegida “Bosque de Tlalpan”, publicada el 20 de junio de 2011. Disponible en <http://cgservicios.df.gob.mx/prontuario/vigente/4504.htm>

Gallina S. y López-González C. (2011). Manual de Técnicas para el estudio de la fauna. Universidad Autónoma de Querétaro, Instituto de Ecología, Querétaro, México. 377.

García Bastida M. (2013). Aspectos ecológicos de *Gerrhonotus infernalis* (Sauria: Anguidae) en el parque ecológico Chipinique, San Pedro Garza García, Nuevo León, México. Tesis de doctorado. Universidad Autónoma de Nuevo León.

García-Bañuelos P., Rovito S. y Pineda E. (2019). Representation of Threatened Biodiversity in Protected Areas and Identification of Complementary Areas for Their Conservation: Plethodontid Salamanders in Mexico. *Tropical Conservation Science*, 12: 1-5.

Gould J., Clulow J. y Clulow S. (2021). Using citizen science in the photo-identification of adult individuals of an amphibian based on two facial skin features. *PeerJ*.

Haenel G.J., Smith L.C. y John-Alder H.B. (2003). Home range analysis in *Sceloporus undulatus* (Eastern Fence Lizard). I. Spacing patterns and the context territorial behavior. *Copeia*, 99-112.

Hernández-Gallegos O., López-Moreno A.E., Méndez-Sánchez J.F., Rheubert J.L. y Méndez-de la Cruz F.R. (2015). Área de distribución de *Aspidoscelis cozumela* (Squamata:

Teiidae): un lagarto partenogénico microendémico de la isla Cozumel, México. *Revista de Biología Tropical*, 63(3);771-781.

Heyer W.R, Donnelly M.A., Foster M., y McDiarmid R. (Eds.). (2014). *Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians*. Smithsonian Institution.

IUCN SSC Amphibian Specialist Group. (2020). *Eleutherodactylus grandis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2020: e.T56629A46775155. Disponible en <https://www.iucnredlist.org/species/56629/46775155>.

Kleeberger S.R. (1985). Influence of intraspecific density and cover on home range of a plethodontid salamander. *Oecologia*, 66(3), 404–410.

Lemen C.A. y Freeman P.W. (1985). Tracking mammals with fluorescent pigments: a new technique. *Journal of Mammalogy*. 66(1): 134-136.

Lindquist E.D., Sapoznick S.A., Rodríguez E.J.G., Johantgen P.B. y Criswell J.M. (2007). Posición nocturna en la rana dorada panameña, *Atelopus zeteki* (Anura, bufonidae), con notas sobre el rastreo de pigmentos fluorescentes, *Phyllomedusa: Revista de herpetología*, 6(1); 37.

Lot A. y Cano-Santana Z. (Eds) (2009). Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel. Libro Conmemorativo del 25 aniversario de la Reserva Ecológica de Ciudad Universitaria (1983-2008). *Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel y Coordinación de la Investigación Científica*, UNAM, México, 538.

Marsh D.M., y Haywood L.M. (2010). Area-based surveys. Pp. 247-262. In: Dodd C.K. Jr. (Ed.). *Amphibian ecology and conservation: a handbook of techniques*. *Oxford University Press*, Oxford, UK.

Mayani-Parás F., Botello F., Castañeda S. y Sánchez-Cordero V. (2019). Impact of habitat loss and mining on the distribution of endemic species of amphibians and reptiles in Mexico. *Diversity*, 11(11), 210.

Morales-Ordoñez M. y Salas J.A. (2016). Estimación del ámbito de hogar de *Stenocercus iridescens* (Günther, 1859) (Squamata: Tropiduridae) durante la época lluviosa en el Bosque Protector Cerro Blanco (Guayas, Ecuador). *Revista Científica de Ciencias Naturales Ambientales*. 10(2): 89-96.

Nam-Yong R., Ha-Cheol S., Seokwan C., Jung-Hyun L., Junho E. y Daesik P. (2008). Habitat use and home range of the endangered gold-spotted pond frog (*Rana chosenica*). *Zoological science*. 25(9): 894-903.

Ochoa-Ochoa L., Urbina-Cardona J.N., Vázquez L.B., Flores-Villela O. y Bezaury-Creel J. (2009). The Effects of Governmental Protected Areas and Social Initiatives for Land Protection on the Conservation of Mexican Amphibians. *PLoS ONE*, 4(9): e6878.

Ortiz D.A., Coloma L.A., Frenkel C. (2002). *Ranitomeya reticulata* En: Ron S.R., Merino-Viteri A., Ortiz D.A. (Eds). Anfibios del Ecuador. Versión 2021.0. Museo de Zoología, Pontificia Universidad Católica del Ecuador. Disponible en <https://bioweb.bio/faunaweb/amphibiaweb/FichaEspecie/Ranitomeya%20reticulata>

Ousterhout B.H. y Burkhart J.J. (2017). Moving beyond the plane: measuring 3D home ranges of juvenile salamanders with passive integrated transponder (PIT) tags. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 71(59).

Palacio-Prieto J.L. y Guilbaud M.N. (2015). Patrimonio natural de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel y áreas cercanas: sitios de interés geológico y geomorfológico al sur de la cuenca de México. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, 67(2): 227-244.

Parra-Olea G., Flores-Villela O. y Mendoza-Almeralla C. (2014). Diversidad de anfibios en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 460-466.

Phillott A.D., Speare R., Hines H.B., Skerratt L.F., Meyer E., McDonald K.R., Cashins S.D., Mendez D. y Berger L. (2010). Minimising exposure of amphibians to pathogens during field studies. *Diseases of Aquatic Organisms*, 92:175-185.

Ramírez-Bautista A., Hernández-Salinas U., García-Vázquez U.O., Leyte-Manrique A. y Canseco-Márquez L. (2009). Herpetofauna del Valle de México: diversidad y conservación. *Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad*, 213 pp.

Rittenhouse T.A., Alnether T.T. y Semlitsch R. (2006). Fluorescent powder pigments as a harmless tracking method for Ambystomatids and Ranids. *Herpetological Review*, 37(2): 188-191.

Roe A.W. y Grayson K.L. (2008). Terrestrial movements and habitat use of juvenile and emigrating adult eastern red-spotted newts, *Notophthalmus viridescens*. *Journal of Herpetology*. 42(1): 22-30.

Rose B. (1982). Lizard home ranges: Methodology and functions. *Journal of Herpetology*, 16, 253-269.

Rovito S.M., Parra-Olea G., Vásquez-Almazán C.R., Papenfuss T.J., y Wake D.B. (2009). Dramatic declines in neotropical salamander populations are an important part of the global amphibian crisis. *Proceeding of the National Academy of Science*, 106(9): 3231-3236.

Rzedowski J. (1994). Vegetación del Pedregal de San Ángel. En: Reserva Ecológica el Pedregal de San Ángel. *Ecología, Historia Natural y Manejo*. A. Rojo (Comp.) UNAM, México. 9-66.

Sandoval-Comte A., Pineda E. y Aguilar-López J.L. (2012). In search of critically endangered species: the current situation of two tiny salamander species in the neotropical mountains of Mexico. *PLoS ONE* 7: e34023.

Serrano-Serrano J.M. (2019). El rol de las señales acústicas en las interacciones sexuales y la estructura social de la ranita de Darwin (*Rhinoderma darwinii*). Tesis de doctorado, Universidad de Chile. Disponible en <http://repositorio.uchile.cl/handle/2250/169787>

Serrano-Serrano J.M., Sandoval-Comte A., Tapia-Ramírez G., Monteverde M.J. y Vázquez-Corzas F.G. (2022). Anfibios terrestres que habitan en un ecosistema xérico urbano: una evaluación de ranas y salamandras en Áreas Protegidas de la Ciudad de México. *Revista Latinoamericana de Herpetología*, 5(1): 179-193.

Speed C.W., Meekan M.G. y Bradshaw C.J.A. (2007). Spot the match – wildlife photo-identification using information theory. *Frontiers in Zoology*. 4(2):111.

UICN. (2021). Lista Roja de Especies Amenazadas de la Unión para la Conservación de la Naturaleza. Versión 2021-2. Recuperado el 16 de noviembre de 2021, de <https://www.iucnredlist.org>.

UNAM. (2006). Lineamientos para el desarrollo de actividades dentro de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel de Ciudad Universitaria. Ciudad de México, *GACETA UNAM*, 3(924). Disponible en <http://www.repsa.unam.mx/index.php/objetivosrepsa/conservacion/normatividad/normatividad-lineamientos>

Valenzuela-Sánchez A., Azat C., Cunningham A.A., Delgado S., Bacigaluoe L.D., Beltrand J., Serrano J.M., Sentenac H., Haddow N., Toledo V., Schmidt B.R. y Cayuela H. (2021). Interpopulation differences in male reproductive effort drive the population dynamics of a host exposed to an emerging gungal pathogen. *Journal of Animal Ecology*.00: 1-12

Vargas-Jaimes J., González-Fernández A., Torres-Romero E.J., Bolom-Huet R., Manjarrez J., Gopar-Merino F., Pacheco X.P., Garrido-Garduño T., Cuauhtémoc C. y Sunny A. (2021). Impact of climate and land cover changes on the potential distribution of four endemic salamanders in Mexico. *Journal for Nature Conservation*, 64:126066.

Wake, D., y Lynch, J. (1976). The distribution, ecology, and evolutionary history of plethodontid salamanders in tropical America. *Natural History*, 25:1–65.

Werner P., Elle O., Schulte L.M. y Lötters, S. (2010). Home range behavior in male and female poison frogs in Amazonian Peru (Dendrobatidae: *Ranitomeya reticulata*). *Journal of Natural History*, 45(1-2): 15-27.

Zuria I., Olvera-Ramírez A.M. y Ramírez Bastida P. (Eds.). (2019). *Manual de técnicas para el estudio de fauna nativa en ambientes urbanos*. REFAMA/Universidad Autónoma de Querétaro. Querétaro, México.