



Universidad Veracruzana

Universidad Veracruzana

Región Xalapa

Maestría en Biología Integrativa

Densidad y biomasa de salamandras terrestres y su relación
con la temperatura y humedad en acomodos de material
vegetal muerto en un ecosistema templado

Tesis para obtener el grado de Maestro en
Biología Integrativa

Presenta:

Daniel Enrique López Altamirano

Dr. Luis Gerardo Abarca Arenas :

Director

Dr. Edgar Ahmed Bello Sánchez :

Co-Director

Septiembre de 2022

“Lis de Veracruz: Arte, Ciencia, Luz”



Universidad Veracruzana

Universidad Veracruzana
Región Xalapa

Maestría en Biología Integrativa

Densidad y biomasa de salamandras terrestres y su relación con la temperatura y humedad en acomodos de material vegetal muerto en un ecosistema templado

Tesis para obtener el grado de Maestro en
Biología Integrativa

Presenta:

Daniel Enrique López Altamirano

Director:

Dr. Luis Gerardo Abarca Arenas

Co-Director:

Dr. Edgar Ahmed Bello Sánchez

Agregar académico (s) participante (s) y su función

Resumen.....	3
1. Introducción	4
2. Descripción del problema	6
3. Justificación	7
4. Antecedentes.....	9
5. Hipótesis.....	14
6. Objetivo general	15
6.1 Objetivos particulares.....	15
7. Materiales y método.....	15
7.1 Área de estudio.....	15
7.2 Trabajo de campo	18
7.2 Registro de condiciones ambientales.....	19
7.2 Medición de acomodos de material vegetal muerto	20
7.3 Colecta y medición de ejemplares	20
7.3 Identificación de ejemplares.....	21
7.7 Análisis de datos	22
8. Resultados	23
8.1 Temperatura y humedad en AMVM	23
8.1 Estimación de densidad y biomasa	25
9. Discusión	27
10. Conclusiones.....	36
Referencias.....	38

Resumen

Los acomodos de material vegetal muerto (AMVM) son una técnica forestal usada para la conservación del suelo. Se cree que los AMVM mantienen condiciones microambientales estables que proveen de refugio y alimento a diferentes grupos faunísticos, entre ellos, las salamandras terrestres. El presente estudio pretende conocer la densidad y biomasa de salamandras terrestres en áreas con cobertura vegetal y sin cobertura vegetal, y si estos valores se ven influenciados por las condiciones de temperatura y humedad relativas presentes en AMVM y zonas de bosque abierto. Para ello, se realizaron muestreos sistemáticos para búsqueda de salamandras terrestres en AMVM de marzo a noviembre de 2021 en el Área Natural Protegida (ANP) Parque Nacional Cofre de Perote. Se registraron 36 individuos pertenecientes a tres especies, se estimó una densidad de población de 550.14 ind/ha y una biomasa de 255.44g/ha para 654.37 m² de acomodos de material vegetal muerto muestreados. La temperatura y humedad relativa de cada tratamiento se registró cada 30 minutos con 'data loggers', se obtuvo un registro de 217 días de monitoreo ambiental, con un total de 37,488 registros de temperatura y humedad relativa. Se observaron diferencias en la temperatura y humedad relativa entre zonas de bosque abierto y los AMVM; de manera similar, fueron encontradas diferencias al interior de los AMVM entre zonas de bosque en cuadrantes con cobertura y sin cobertura vegetal. Por último, no fueron observadas diferencias en la densidad y biomasa de salamandras registradas en AMVM en áreas con cobertura y sin cobertura vegetal. A pesar de encontrar diferencias entre las condiciones ambientales presentes en los AMVM, estas son más estables que las comparadas con zonas de bosque abierto; al encontrar similitudes entre la densidad y biomasa de salamandras al interior de los AMVM. Por lo cual los AMVM se considerarían como refugios potenciales al mantener condiciones de estabilidad térmica y de humedad relativa los cuales a su vez permiten la dispersión de las salamandras en las zonas deforestadas o con pérdida de cobertura vegetal (aprovechamiento forestal, manejo forestal o incendios), lo que pudiera propiciar procesos de refaunación en el parque nacional.

Palabras clave: Temperatura, humedad, densidad, biomasa, salamandras.

I. Introducción

Cambios importantes en los factores ecológicos son producidos por incendios forestales, lo cual a su vez afecta el funcionamiento de los ecosistemas (De las Heras *et al.*, 1991). El fuego puede tener un impacto en las poblaciones de vida silvestre perturbando su ambiente y reduciendo su supervivencia (Brennan *et al.*, 1998).

Estos eventos pueden producir fragmentación del ecosistema, alterando la integridad del ecosistema (Fernández *et al.*, 2010). Estos fragmentos reducen la superficie del ambiente original, incrementando la superficie de borde (Primack *et al.*, 2001; Fernández *et al.*, 2010). En ambientes forestales fragmentados se presentan cambios microambientales importantes, debido a que los bordes del bosque se encuentran expuestos a una mayor incidencia de vientos y una mayor radiación solar, estos efectos producen cambios estructurales en la masa forestal, reduciendo la biomasa e incrementando las cargas combustibles (Cochrane, 2003). Asimismo, los cambios generados por los bordes producen una reducción de la humedad e incrementan la temperatura, lo cual incrementa la mortalidad arbórea (Laurance *et al.*, 1991; Laurance *et al.*, 1997; Fernández, 2010). En áreas afectadas por incendios las zonas no alteradas por el siniestro desarrollan un papel de refugio y pueden permitir la recolonización del bosque (Mínguez *et al.*, 2014).

Entre los agentes que pueden tener un papel importante a desarrollar después de un incendio se encuentran la madera muerta y los troncos, los cuales al permanecer en el bosque pueden tener efectos positivos sobre la regeneración arbórea (Castro, 2010). Estos troncos y madera son parte del proceso sucesional del bosque y forman un ambiente vital para diferentes especies de flora y fauna, poseen funciones ecológicas y son valiosos para el equilibrio del ecosistema forestal (Çolak *et al.*, 2019).

La especies saproxílicas son aquellas especies que dependen en alguna fase de su ciclo de vida del material leñoso, herido o en descomposición proveniente de árboles vivos, muertos o debilitados; el material leñoso funge como base de una compleja red de interacción

de organismos denominada red trófica saproxílica, para la cual diferentes especies dependen de las interacciones alimentarias que se dan en ella (depredador-presa, competencia, parasitismo, simbiosis); los espacios en el material leñoso pueden funcionar como sitio para el establecimiento de organismos, así como sitios de crianza, entre otros (Stokland *et al.*, 2012).

Anfibios y reptiles son principalmente a quien podemos encontrar en los troncos caídos en el suelo forestal, y dentro de ellos podemos hallar a las salamandras, las cuales hallan en ellos un ambiente idóneo para su supervivencia (Hunter, 1990; Delgado y Pedraza, 2002). Las salamandras de la familia Plethodontidae son una de las familias con mayor diversidad, la cual está conformada por 497 especies y representa el 63.9 % de salamandras a nivel mundial (AmphibiaWeb, 2022), esta familia de caudados se distribuye principalmente en América (Wake *et al.*, 1978; Solano-Zavaleta *et al.*, 2009). Alrededor de 80 especies de salamandras de esta familia se distribuyen en México y destacan por ser endémicas (Flores-Villela, 1993; Flores-Villela y Canseco-Márquez, 2004; Solano-Zavaleta *et al.*, 2009). Estos organismos poseen características fisiológicas muy particulares, las cuales marcan la pauta para diferentes aspectos de su ecología.

La piel altamente permeable de los anfibios resulta importante en el intercambio de gases, este se produce por difusión y se encuentra favorecido por un rico suministro de capilares en la piel y una fina capa de queratina (Vitt y Caldwell, 2009). El intercambio gaseoso en los pletodóntidos se denomina como una “difusión limitada” debido a que la difusión ofrece mediante el intercambio de gases a través de la piel una resistencia (Gatz *et al.*, 1974, 1975, 1976; Feder, 1983). Por lo cual si su piel se utiliza para el intercambio de gases debe conservarse húmeda y permeable, mismo que restringe a estos organismos a microambientes húmedos (Feder, 1983). Inclusive en ambientes saturados los anfibios pierden agua constantemente por evaporación (Adolph, 1932; Thorson, 1955). La evaporación resulta una pérdida importante de agua en especies de anfibios terrestres (Vitt y Caldwell, 2009). Las salamandras terrestres pierden agua por evaporación en tasas similares a superficies de agua libre del mismo tamaño, lo cual a su vez se encuentra relacionado con las condiciones ambientales (Spight, 1968). En algunas salamandras pletodóntidas las pérdidas de agua corporal que exceden entre el 18-26% resultan letales (Littleford, Keller y Phillips, 1947; Spotila, 1972).

Para estos caudados la pérdida de agua resulta muy importante, ya que puede restringir la duración del forrajeo y las oportunidades de cortejo, las cuales se relacionan con el tiempo en que la salamandra requiere para regresar a un refugio húmedo (Feder, 1983). De esta manera, las relaciones hídricas de las salamandras pueden restringir ecológicamente a estos organismos limitando el desarrollo del individuo y la población mediante la restricción del consumo de alimentos y actividad reproductiva (Feder, 1983).

Igualmente, la supervivencia de salamandras se encuentra estrechamente relacionada con la temperatura, dado que estos organismos tienen una baja tolerancia a altas temperaturas (Hutchison, 1961; Spotila, 1972). Además de la facultad de ajustarse a altas temperaturas por aclimatación, la única vía para el control del calor corporal es mediante ajustes en su comportamiento (Brattstrom, 1963; Spotila, 1972). La temperatura puede mermar diferentes funciones de los anfibios como la tasa metabólica, su desplazamiento, la digestión y el desarrollo del individuo, lo cual a su vez se encuentra relacionado con el equilibrio de agua en el organismo (Vitt y Caldwell, 2009).

Al regular la mayoría de las características ecológicas, fisiológicas y de comportamiento de los anfibios, la temperatura se vuelve un factor clave para su supervivencia (Spotila, 1972; Wells, 2007; Cruz *et al.*, 2016). El vínculo térmico existente entre los anfibios y su medio se relaciona con la radiación de calor con elementos de su entorno, la pérdida térmica por evaporación y la pérdida o adquisición de calor por convección con la atmósfera (Tracy, 1976; Duellman y Trueb, 1994; Cruz *et al.*, 2016). Estos organismos requieren condiciones de temperatura específicas, por lo cual verse expuestos a temperaturas sobres las que tienen poco control puede ser complicado para ellos, las variaciones drásticas pueden provocar cambios en la temperatura corporal de estos organismos, con consecuencias trágicas para el mantenimiento del individuo y su crecimiento (Feder, 1983).

2. Descripción del problema

Destacando la importancia del suelo en el proceso de restauración de los bosques, dentro del Parque Nacional Cofre de Perote (PNCP), se han desarrollado diferentes técnicas de manejo

para la conservación forestal y de suelo, las cuales formaron parte de un programa de restauración el cual se implementó como respuesta al impacto ecológico producido por un incendio forestal ocurrido en 1998 que afectó alrededor de 3000 ha de bosque y provocó una gran pérdida de biodiversidad y servicios ecosistémicos. Estas obras se llevaron a cabo con la finalidad de restaurar el ecosistema al evitar la pérdida de suelo y mejorar la captación de agua en el parque (CCMSS, 2013). Una de las técnicas utilizadas durante el proceso fueron los acomodos de material vegetal muerto (AMVM).

Los AMVM son cordones hechos a nivel del suelo dispuestos a lo largo de curvas de nivel, elaborados de material vegetal muerto producto del manejo forestal, podas, aclareos, preaclareos y material incendiado. Tienen la función de formar una barrera para prevenir la formación de cárcavas, evitan la pérdida del suelo derivado del arrastre del mismo durante las lluvias y contribuyen a elevar la infiltración del agua de lluvia incrementando la humedad del suelo (CONAFOR, 2006). Otra función de la madera muerta es la de ser un liberador de fertilizante a largo plazo, esto al ser un reservorio de carbono, sitio para la fijación de nitrógeno y almacenamiento de materia orgánica (Hunter, 1990; Torres, 1994; Delgado y Pedraza, 2002). Diferentes grupos de vida silvestre usan los árboles como sustrato de alimentación, anidación y refugio tan pronto como estos entran en estado de descomposición (Bull *et al.*, 1997). Además, el detritus acumulado en las cavidades y surcos de los troncos (como los de los AMVM), sumado a la humedad puede convertirse en una base adecuada para el asentamiento y germinación de diferentes especies de vegetales (Maser y Trappe, 1984; Delgado y Pedraza, 2002).

La madera también puede generar calor debido a los procesos de degradación de materia orgánica, lo que otorga disponibilidad de alimento; asimismo al ser una zona compuesta por la acumulación de material vegetal, los troncos sirven como sitios donde la fauna silvestre puede tomar el sol y como puestos de vigilancia (Bull *et al.*, 1997). De esta manera los AMVM podrían ser usados como refugio por los diferentes grupos de fauna que se distribuyen en zonas afectadas por incendios.

3. Justificación

La clave para comprender los procesos ecológicos involucrados en la recuperación de la biodiversidad post-incendio y proporcionar instrumentos para su gestión se encuentra en el monitoreo a largo plazo de las zonas afectadas por incendios forestales (Mínguez *et al.*, 2014); La baja frecuencia de incendios de grandes dimensiones brinda oportunidades para evaluar las alteraciones en las etapas iniciales posteriores al incendio (supervivencia, reproducción, colonización; Mínguez *et al.*, 2014).

Grupos de vertebrados terrestres, así como diferentes invertebrados son potenciales beneficiarios de los AMVM, en el caso particular de los anfibios estos organismos se han sugerido como posibles indicadores de calidad de ambiente (Duellman y Trueb, 1986). Los bioindicadores se distinguen por ser organismos que, por medio de su presencia, muestran el nivel de conservación o el estado de un ambiente (Morais *et al.*, 2009; Morales, 2011). Los anfibios poseen características como: 1) ciclos de vida complejos (estadios de vida acuáticos y terrestres) que los exponen a contaminantes en uno o más ambientes; 2) presencia de piel permeable a gases y líquidos del ambiente, haciéndolos susceptibles a la contaminación; esta característica nos pueden ayudar a detectar de manera temprana cambios en el ambiente que pueden ser negativos para el ecosistema (Duellman y Trueb, 1986); 3) En las redes alimentarias forestales las salamandras cumplen un importante papel aprovechando presas pequeñas de bajo valor nutricional (Dupius *et al.*, 1995), transformando esta biomasa y haciéndola disponible para otros vertebrados de mayor tamaño (Pough, 1983; Dupius *et al.*, 1995); 4) Dadas sus altas densidades (Burton y Likens, 1975; Bury y Corn, 1988; Dupius *et al.*, 1995), son una importante fuente de biomasa.

Las alteraciones en la cantidad de troncos y madera en el suelo, así como sus etapas de desintegración, pueden impactar en la presencia y abundancia de algunas especies de vertebrados en la superficie del bosque (Butts y McComb, 2000). Las salamandras pueden ser sensibles a diferentes alteraciones antropogénicas de su entorno como un microambiente más seco producto de la remoción del dosel (Homyack, 2014). Ligado a estos pequeños vertebrados, los cambios en la densidad de salamandras manifiestan el equilibrio del bosque en invertebrados, hojarasca, humedad, madrigueras, madera, y otras características del hábitat (Welsh y Droege, 2001). Algunas especies longevas llegan a la madurez sexual después de varios años, y aunado a esto tienen bajas tasas de reproducción lo cual limita el crecimiento de la población (Homyack, 2014).

Debido a su alta sensibilidad a los cambios en el ecosistema, el observar cambios en las poblaciones y comunidades de pletodóntidos podrían permitir tomar acciones rápidas y apropiadas para restituir el daño al ambiente antes de que ocurra la pérdida de otra biota asociada (Welsh y Droege, 2001).

La salamandra *Desmognathus ochrophaeus* presenta una resistencia cutánea a la pérdida de agua, la que se encuentra directamente relacionada con la selección de ambiente (Spotila y Berman, 1976). Las temperaturas de estos organismos en campo generalmente son similares a las condiciones climáticas predominantes a nivel local (Feder y Lynch, 1982; Feder 1983), es por ello que registrar la temperatura dentro de los AMVM resulta importante para conocer las condiciones térmicas que proveen los acomodos a las salamandras.

Por lo anterior se propone que los AMVM se encuentran relacionados con especies sensibles de salamandras y que este tipo de técnica de manejo forestal es eficaz para propiciar procesos de refaunación en zonas que han sufrido eventos que de manera inesperada disminuyan la biodiversidad, como lo son incendios forestales o en zonas donde la gestión forestal intensiva implica una pérdida de cubierta forestal. Por lo tanto, el presente trabajo pretende conocer la densidad y biomasa de salamandras en zonas de AMVM, así como medir las variables ambientales de estos sitios para conocer su efecto sobre las poblaciones de salamandras terrestres en zonas de manejo forestal en el Parque Nacional Cofre de Perote.

4. Antecedentes

Los vertebrados usan troncos por diversas razones y de diferentes maneras, pueden ser desde la búsqueda de refugio, para esconderse y también como sitios de alimentación y reproducción (Maser *et al.*, 1979). En Australia se reportan más de 300 especies de vertebrados las cuales usan cavidades en árboles para su establecimiento (83 mamíferos, 114 aves, 79 reptiles y 27 anfibios) (Gibbons y Lindenmayer, 2002; Stokland *et al.*, 2012). De las especies que usan cavidades para anidar solo un pequeño número puede excavar sus propios agujeros, a los cuales se les denomina usuarios primarios de cavidades; quienes se encuentran sujetos a las cavidades hechas por usuarios primarios o a las cavidades naturales se les denomina usuarios secundarios; para estos organismos un factor determinante para su

supervivencia, éxito reproductivo y densidad poblacional es la disponibilidad de árboles con cavidades en el bosque (McComb y Lindenmayer, 1999; Gibbons y Lindenmayer, 2002; Stokland *et al.*, 2012). Las ventajas y desventajas del uso de cavidades resultan para los organismos en presiones selectivas que afectan la densidad de población de las especies y su proporción regional (Stokland *et al.*, 2012) (tabla 1).

Tabla 1. Beneficios y costos potenciales asociados con el anidamiento en cavidades y perchas.

Beneficios	Costos
Protección contra la depredación	Mayor riesgo de depredación
Refugio contra las inclemencias del tiempo	Poca disponibilidad de lugares de nidificación potenciales
Termorregulación	Alta competencia por los lugares de nidificación
Regulación de la humedad	Humectación e inundación durante la lluvia
Menos esfuerzo en la construcción del nido	Alta carga de ectoparásitos en los sitios reutilizados

Tomado de Stokland *et al.*, (2012).

En las montañas azules de Oregón y Washington, Maser *et al.* (1979) identificaron 179 especies de vertebrados (aves, mamíferos, reptiles y anfibios) que usan troncos y material de madera muerto y caído los cuales representan el 57% de las especies de vertebrados que se reproducen ahí.

Destacando la importancia de los árboles vivos con descomposición (como descomposición interna), árboles huecos, árboles con escobas (ramas deformes), árboles muertos (enganches) y material leñoso (troncos), Bull *et al.* (1997) reportan más de 80 especies en conjunto de aves, mamíferos, reptiles y anfibios que usan estas estructuras para alimentarse, anidar, guaridas, percha y descanso en la cuenca interior del río Columbia, Estados Unidos.

Los árboles muertos y caídos se descomponen continuamente, por lo cual pasan por etapas o clases reconocibles de descomposición; conforme la corteza se desprende en un

árbol caído (Figura 3, clase 2), salamandras sin pulmón de la familia Plethodontidae se unen a la comunidad interna del tronco; aunado a lo anterior, tres especies de salamandras se encuentran asociadas como depredadores, con madera podrida en el oeste de Oregón: la salamandra esbelta de Oregón (*Batrachoseps wrighti*), la salamandra ensatina (*Ensatina eschscholtzi*) y la salamandra nublada (*Aneides ferreus*) (Maser y Trappe, 1984).

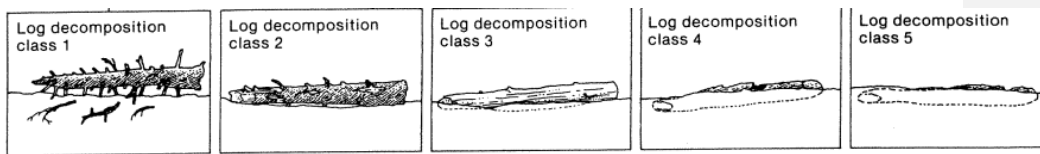


Figura 3. Clases de descomposición del tronco
Tomado Thomas (1979).

Al trabajar con la entomofauna asociada con material vegetal muerto de *Pinus ponderosa* y *Abies concolor* en Noreste de California, Estados Unidos, Koenings *et al.* (2002), registraron un total de nueve órdenes de la clase Insecta (coleópteros, hemípteros, himenópteros, formícidos, ortópteros, lepidópteros, neurópteros y diplópodos) de los cuales el mejor representado fueron los coleópteros con 22 familias. Es importante por ello recalcar el valor que presentan varios grupos de insectos en el proceso de descomposición de los troncos, y también se debe enfatizar que estos insectos tienen un papel esencial como presas de varios organismos vertebrados como las salamandras. El material vegetal muerto brinda a anfibios y reptiles una base de presas de invertebrados al alojar termitas, larvas, ciempiés, lombrices y diferentes artrópodos (Graham, 1925; Whiles y Grubaugh, 1996; Conant y Collins, 1998; Davis *et al.*, 2010).

Burton (1976) analizó la ecología alimentaria de cinco especies de salamandras (*Plethodon cinereus*, *Desmognathus fuscus*, *Eurycea bislineata*, *Gyrinophilus porphyriticus*, and *Notophthalmus viridescens*) en el bosque experimental Hubbard Brook en New Hampshire, concluyendo que se alimentan de distintos organismos como arañas, caracoles, babosas, ácaros e insectos, los cuales representan el mayor porcentaje de su dieta (90%) y se encuentran representados por distintos órdenes (Coleoptera, Lepidoptera, Hemiptera, Homoptera, Thysanoptera, Psocoptera, Trichoptera y Sinphanoptera).

De manera similar los plelodóntidos también tienen un papel importante como presas de otros organismos, Semlitsch *et al* (2014) recopila 22 especies en conjunto de artrópodos, anfibios, reptiles, mamíferos y aves que depredan a la salamandra *Plethodon serratus*.

Aubry *et al.*, (1988) registraron 214 individuos de anfibios, incluyendo seis especies de salamandras y tres especies de ranas asociados a material vegetal muerto en la cordillera Cascade en Washington de los cuales las salamandras plelodóntidas prefieren ciertos microambientes como refugio (en la superficie del tronco, bajo tronco, dentro del tronco, bajo la corteza, sobre el tocón). Y destacan la importancia de estas estructuras en la gestión forestal intensiva, ya que con las prácticas habituales se reduce el porcentaje de estas estructuras y esto tienen importancia para mantener las poblaciones de salamandras en bosques de abeto.

Reconociendo el efecto de la presencia de árboles en el establecimiento de salamandras Dupius *et al.* (1995) compararon la abundancia de salamandras terrestres en bosques primarios con aquellas de bosques talados jóvenes y maduros en Canadá. Registraron 571 individuos de cuatro especies de salamandras, reportaron un mayor número de individuos en bosques primarios y destacaron el efecto que la tala indiscriminada produce en los anfibios terrestres al reducir sus cantidades, probablemente limitando las oportunidades para alimentarse, de reproducción y disminuyendo la disponibilidad de microambientes húmedos. Haciendo notar lo estrechamente ligadas que se encuentran las salamandras a los árboles.

La cantidad de material vegetal muerto que se considera mínima para plantaciones forestales en bosques de Oregón al oeste de los Estados Unidos resulta importante para Butts y McComb (2000), quienes registraron seis especies de anfibios asociados a escombros leñosos gruesos (término silvícola usado para catalogar material vegetal muerto), sugiriendo que la retención de escombros leñosos gruesos dentro de un rango de 100 a 300 m³/ha, es adecuada para el establecimiento de salamandras terrestres.

Semlitsch *et al.*, (2014) estimaron la abundancia y densidad de la salamandra de espalda roja del sur (*Plethodon serratus*) en el ecosistema de bosque de robles de las tierras altas de Ozark,

Missouri en 7,300-12,900 individuos/ha lo cual es de 2 a 4 veces mayor que lo antes reportado en trabajos anteriores (Burton y Likens, 1975).

Peele *et al.* (2017) reportaron que en una población de salamandras de espalda roja (*Plethodon cinereus*), del sureste de Indiana, la presencia de escombros leñosos gruesos y el porcentaje de la cobertura del dosel se relacionan positivamente con la abundancia de individuos en bosques con manejo forestal.

Destacando la importancia de las salamandras por la cantidad de biomasa que representan en los bosques, Burton y Likens (1975) en el Bosque Experimental Hubbard Brook en New Hampshire Estados Unidos, estimaron la biomasa total de cuatro especies de salamandras terrestres, de las cuales *Plethodon cinereus*, representó aproximadamente el 93,5% de la biomasa total mientras que las especies *Desmognathus fuscus*, *Eurycea bislineata* y *Gyrinophilus porphyriticus*, representaron el 6,5% restante. Es importante recalcar que la biomasa de estas especies es 2,6 veces mayor en peso húmedo y 1,9 veces mayor en peso seco que la biomasa de aves durante el pico en temporada de reproducción (Holmes y Sturges, 1973; Burton y Likens, 1975).

Reconociendo la importancia de la densidad de salamandras para el Parque Nacional La Malinche, en México, García-Vázquez *et al.* (2006) en dos zonas con diferente vegetación (Pino-encino y encino-pino) registraron densidades para *Pseudoeurycea leprosa* de 398.75 ind/ha y 300 ind/ha respectivamente. Las cuales fueron registradas en diferentes microhábitats como corteza, troncos, hojarasca, hoyos en el suelo, asociada a raíces y dentro de zanjas. Destacando que la población de *P. leprosa* en el Parque Nacional presenta una densidad alta al ser comparada con otros trabajos similares (Vega-López y Álvarez, 1992; Uribe-Peña *et al.*, 1999; Zug *et al.* 2001).

López-Altamirano (2015), confirmó el efecto positivo que proporcionan los AMVM a la comunidad herpetofaunística de la porción este de la parte alta del Parque Nacional Cofre de Perote, al registrar diez especies, destacando de éstas, cinco especies de salamandras (*Chiropterotriton chiropterus*, *Chiropterotriton sp.*, *Pseudoeurycea cephalica*, *Pseudoeurycea melanomolga* y *Thorius sp.*). Observando que el 80.8% de los ejemplares registrados se encontraron dentro de los acomodados o a un costado de estos en comparación con el 19.2% de los ejemplares observados en las zonas de bosque abierto. Posteriormente

(López-Altamirano, 2017), registró 11 especies de anfibios y reptiles presentes en la porción oeste de la parte alta del Parque Nacional Cofre de Perote, las cuales se encontraron ligadas a AMVM y destacando tres especies de salamandras (*Pseudoeurycea leprosa*, *Pseudoeurycea melanomolga* y *Chiropterotriton sp*) esto como parte de un inventario de fauna silvestre realizado en la comunidad de La Toma, Ayahualulco, destacando *Pseudoeurycea melanomolga* reportada igualmente en 2015 en la porción este del parque nacional.

De manera paralela, la silvicultura y los regímenes e intensidad relativa de la gestión de bosques se encuentran relacionados con las condiciones del ambiente para las salamandras pletodóntidas, esto influye en las características del ambiente como cobertura del dosel, humedad, temperatura, entre otras, conduciendo a una gama de idoneidad prevista (Homyack, 2014). Esta gama de idoneidad prevista estaría directamente relacionada con el microclima del bosque. Debido a que este se genera de manera particular debido a su altura y a su gran amplitud horizontal (Heuveldop *et al.* 1986; Duval y Campo, 2016). Este microclima puede ser determinante por diferentes factores como lo son las especies de los árboles, su estructura, el tipo de suelo y la topografía de la zona, mismo que puede variar entre diferentes zonas del bosque (Duval y Campo, 2016). Por lo tanto, el análisis de estas condiciones climáticas nos ayuda a entender la organización, formación y dinamismo de los ambientes forestales (Gómez-Sanz 2004; Duval y campo, 2016).

Con base en estas referencias se propone que los AMVM pueden proporcionar beneficios ambientales a la fauna silvestre, en especial a las salamandras, las cuales son sensibles a condiciones adversas.

5. Hipótesis

1. Los acomodos de material vegetal muerto proveen de condiciones microambientales para el establecimiento de salamandras terrestres, considerando que la variación en la temperatura ambiental y la humedad en los acomodos de material vegetal muerto es diferente entre zonas con cobertura vegetal y zonas de bosque abierto, prediciendo que:

Los acomodos dispuestos en zonas de bosque con cobertura vegetal mantienen condiciones de temperatura y humedad más estables que aquellos dispuestos en zonas de bosque abierto.

La biomasa y densidad de salamandras terrestres será mayor en acomodos dispuestos en zonas de bosque con cobertura vegetal.

6. Objetivo general

Conocer la relación de temperatura y humedad relativa de los acomodos de material vegetal muerto sobre la densidad y biomasa de salamandras terrestres.

6.1 Objetivos particulares

1. Describir los parámetros de humedad y temperatura en los acomodos de material vegetal muerto y zonas de bosque abierto en áreas con cobertura y sin cobertura vegetal.
2. Determinar la densidad y biomasa de salamandras en los acomodos de material vegetal muerto.
3. Evaluar la relación de la densidad y biomasa de salamandras en los acomodos de material vegetal muerto con la temperatura y humedad.
4. Registrar si la densidad y biomasa de salamandras es AMVM y zonas de bosque abierto presenta diferencias entre estación de seca y lluvias.

7. Materiales y método

7.1 Área de estudio

El área de estudio se ubica en la comunidad de Tembladeras región oriental del Parque Nacional Cofre de Perote, al noroeste del municipio de Xico, Veracruz, México. Se encuentra entre las coordenadas 19° 33' 52" y 19° 25' 33" latitud norte; 97° 21' 00" y 97° 06' 55" longitud oeste (figura 4).

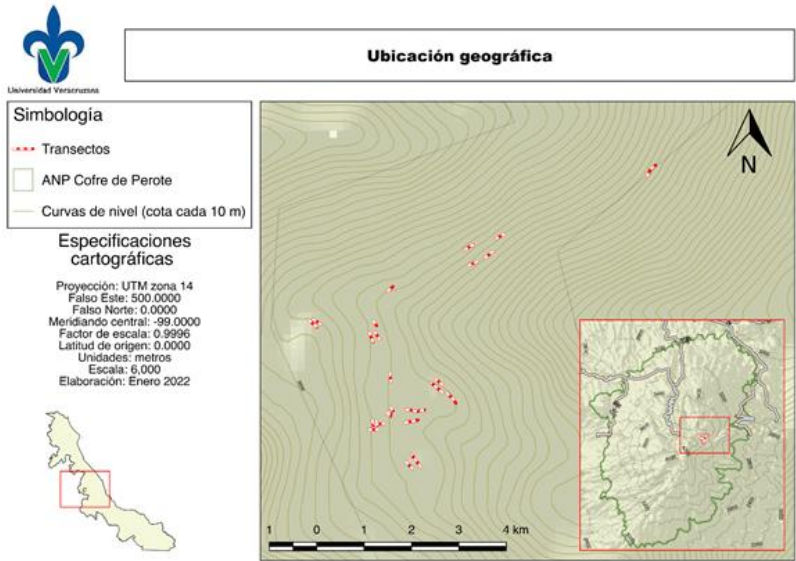


Figura 4. Ubicación de área de estudio y transectos

El Parque Nacional Cofre de Perote (PNCP) constituye una barrera para los vientos cálidos provenientes del Golfo de México, los que al chocar con la montaña suben rápidamente y se enfrían, proporcionando neblina o lluvia en la ladera este (Colegio Profesional de Biólogos del Estado de Veracruz A. C., 2000). El clima es semifrío húmedo Cb'(w2) con abundantes lluvias en verano, con intervalo anual entre 5°C y -2°C, y una precipitación media anual de 1,200 mm, con registro de más de 250 días al año de ciclos de hielo/deshielo; presenta suelo de tipo andosol el cual se caracteriza por su elevada susceptibilidad a la erosión (INEGI, 2010).

El tipo de vegetación que se encuentra es una comunidad mixta compuesta por *Pinus hartwegii*, también conocido como pino volcanero o pino negro que es la especie dominante, oyamel (*Abies religiosa*), enebro (*Juniperus monticola*), el palo amarillo (*Berberis alpina*), ilite (*Alnus jorullensis*), así como áreas con pastos amacollados *Festuca toluensis* y *Muhlenbergia macroura* (Salgado-Trujillo 2013).

Para el PNCP se reportan 179 especies de fauna, incluyendo 27 especies endémicas y 50 que se encuentran catalogadas en la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNT-2010 (CONANP, 2015). Las cuales se distribuyen de la siguiente manera: 14 anfibios, 25 reptiles, 89 aves y 51 de mamíferos (CONANP, 2015). Cabe destacar que dentro de las salamandras registradas para la parte alta (por encima de los 3500 m) del parque se distribuyen *Chiropterotriton chiropterus*, *Chiropterotriton perotensis*, *Pseudoeurycea leprosa*, *Pseudoeurycea melanomolga* y *Thorius munificus*. Estas especies además de ser endémicas y encontrarse en alguna categoría de riesgo por la NOM-059, una de ellas se encuentra catalogada como en peligro (*Pseudoeurycea melanomolga*) y tres en peligro crítico (*Chiropterotriton chiropterus*, *Chiropterotriton perotensis*, *Pseudoeurycea melanomolga* y *Thorius munificus*) por la lista roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN 2022).

Se realizaron obras de AMVM en 1050 ha del Parque Nacional Cofre de Perote (Figura 5) (CCMSS, 2013). El presente proyecto abarcó un polígono de alrededor de 89 ha situado al noreste de la peña (macizo rocoso central), y dentro del cual se estima se encuentran 89 km de AMVM.

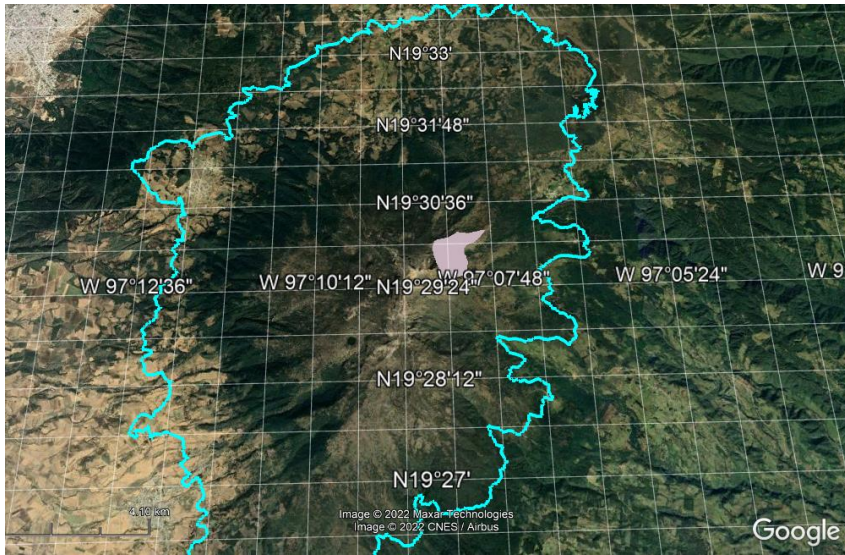


Figura 5. Ubicación del área de estudio dentro del PNCP.

7.2 Trabajo de campo

El trabajo para la colecta de datos, se realizó de marzo a noviembre de 2021, se realizaron 10 visitas al área de estudio (1 por mes y visita extra). Durante cada visita se hicieron dos cuadrantes, con un tiempo de colecta de seis horas, entre las 9:00 y 15:00 horas. Cada transecto fue recorrido por tres personas. Los muestreos se llevaron a cabo en un intervalo de elevación entre 3,600 y 3,800 msnm.

Durante cada visita al área de estudio se realizaron dos cuadrantes, el primero con cobertura vegetal y el segundo sin cobertura vegetal, los cuadrantes fueron de 20 x 20 m (Aguirre-León, 2011). Dentro de cada uno se seleccionó un acomodo, en el cual se ubicó un transecto de 10 x 2 m (figura 4), en cada transecto se realizó una búsqueda intensiva de organismos, lo que requirió una exploración minuciosa, removiendo el material vegetal y abriendo troncos (figura 6).



Figura 5. Ejemplo de cuadrante para búsqueda de ejemplares.



Figura 6. Búsqueda de ejemplares.

7.2 Registro de condiciones ambientales

El registro de la humedad y temperatura fue tomado a través de data loggers (Elitech RC-51H). Dos equipos fueron dispuestos por cuadrante (4 en total), ubicando uno dentro de un AMVM y otro en la zona de bosque abierto y ambos equipos se ubicaron a una altura de 20 centímetros, esto para obtener un registro de la comparación en cuanto a condiciones de humedad y temperatura dentro y fuera de los acomodados. Los data loggers se programaron para tomar un registro cada 30 minutos durante 15 días.

7.2 Medición de acomodados de material vegetal muerto

Con ayuda de un GPS se tomaron los puntos de inicio y final de cada transecto y en diferentes transectos se registró la medida de su grosor. El esfuerzo de muestreo se calculó a partir de la longitud de los transectos y el grosor de los acomodados, para estimar el total de metros cuadrados muestreados (figura 7).



Figura 7. Medición de grosor de acomodados.

7.3 Colecta y medición de ejemplares

La colecta de ejemplares se llevó a cabo de forma manual utilizando guantes de látex al momento del manejo de los individuos, los ejemplares fueron medidos (longitud de la cola, longitud hocico-cloaca) y pesados (báscula digital). Para la medición de ejemplares se usó el software ImageJ (versión 1.53e), en el cual se estableció una medida de referencia (escala de papel milimétrico) y posteriormente se calculó la longitud del organismo (figura 7). Cabe resaltar que los ejemplares fueron manejados bajo las normas éticas estipuladas por las directrices para el uso de anfibios vivos y reptiles en campo y de laboratorio para investigación (American Society of Ichthyologists and Herpetologists, 2004). Una vez finalizadas las mediciones todos los individuos fueron liberados en el mismo sitio de captura.

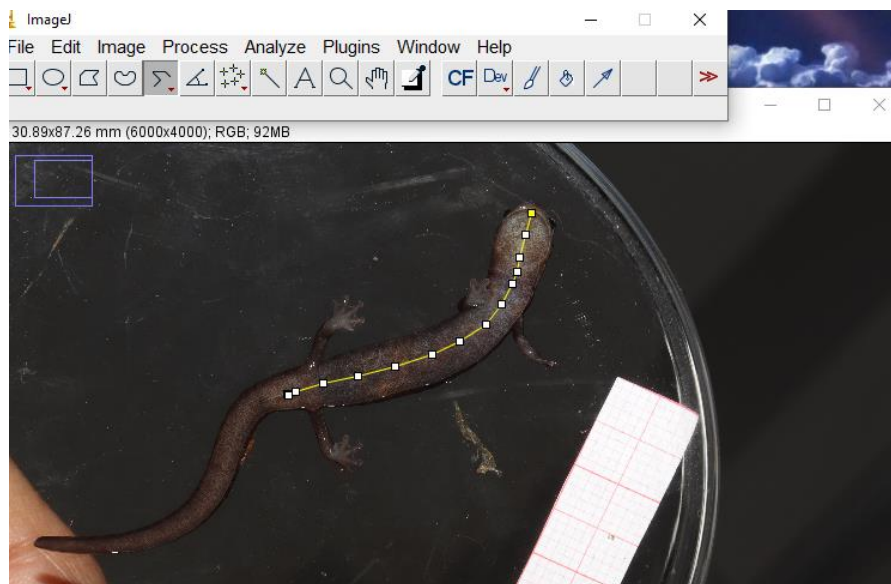


Figura 8. Medición de la longitud hocico-cloaca (LHC) de ejemplar utilizando una medida de referencia (papel milimétrico) en el software ImageJ.

7.3 Identificación de ejemplares

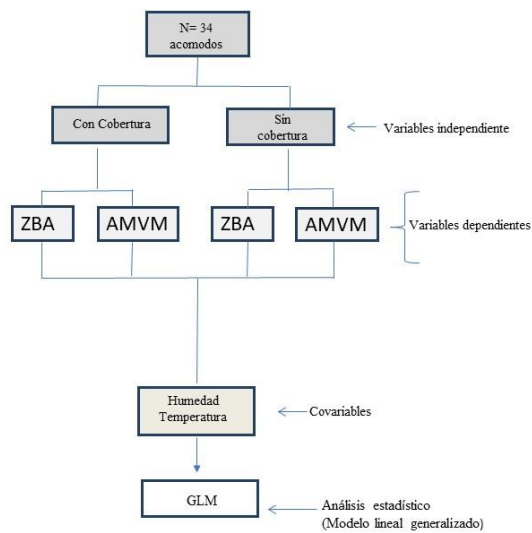
La determinación taxonómica de ejemplares se realizó mediante las claves de Smith y Taylor (1950), Casas-Andreu y McJoy (1987), Flores-Villela *et al.* (1995). Asimismo, en

dado caso de no poder identificar alguno de los individuos en campo, estos fueron trasladados al Laboratorio de Zoología del Instituto de Investigaciones Biológicas de la Universidad Veracruzana donde fueron revisados minuciosamente para su determinación taxonómica. Todos los ejemplares fueron liberados posterior a su identificación.

7.7 Análisis de datos

Los datos fueron almacenados en una hoja de cálculo en Excel. Para conocer diferencias en la diversidad y biomasa de salamandras (variables respuesta) entre zona de acomodados en comparación con la zona de bosque abierto, así como la estacionalidad, se utilizó un modelo lineal generalizado, asimismo, dentro del modelo se incluyeron las covariables temperatura y humedad. Dentro del modelo se probaron los efectos principales, así como sus interacciones (figura 9). Todos los análisis se consideraron a un nivel de confianza del 95%. Las pruebas fueron realizadas en el programa R (R Core Team, 2020).

Comentado [DELA1]: Análisis estadístico



GLM = (Riqueza ~ Edad + Temporada + Temperatura + Humedad
 Efectos principales + interacciones)
 ZBA = Zona de bosque abierto
 AMVM = Acomodo de material vegetal muerto

Figura 8. Diseño observacional para análisis de datos. GLM = (Riqueza ~ Temperatura + Humedad + Cobertura vegetal) Efectos principales + interacciones

8. Resultados

8.1 Temperatura y humedad en AMVM

Se obtuvo un registro de 217 días de monitoreo ambiental, con un total de 37,488 registros de temperatura y humedad relativa, repartidos entre cuatro puntos ambientales: con cobertura en acomodo de material vegetal muerto (CC_{AMVM}), con cobertura en zona de bosque abierto (CC_{ZBA}), sin cobertura en acomodo de material vegetal muerto (SC_{AMVM}) y sin cobertura en zona de bosque abierto (SC_{ZBA}). Un data logger presentó un daño y se perdió información para el punto ambiental (SC_{AMVM}) por un total de 87 días, por lo que con base en la media y desviación estándar de los datos obtenidos se obtuvieron los valores para los días faltantes.

El registro de la temperatura mostró diferencias significativas entre la cobertura vegetal ($X^2=17330.4; p < 0.001$), siendo mayor en el área sin cobertura ($X = 8.03 \pm 6.61^\circ\text{C}$) en comparación con el sitio con cobertura ($X = 6.02 \pm 4.19^\circ\text{C}$). Asimismo, fueron observadas diferencias en el tipo de ambiente ($X^2=19102.4; p < 0.001$), siendo mayor la temperatura en zonas de bosque abierto ($X = 7.99 \pm 6.38^\circ\text{C}$) en comparación con los AMVM ($X = 5.56 \pm 3.68$). Al comparar la interacción entre la cobertura vegetal y el ambiente, fueron observadas diferencias ($X^2 = 166.2; p = 0.014$) las cuales fueron estadísticamente diferentes entre todos los tratamientos (Tabla 2, Figura 9).

Tabla 2. Estadística descriptiva del mosaico de condiciones ambientales (humedad y temperatura): CC_{ZBA} (Con cobertura en zona de vegetación abierta), CC_{AMVM} (Con cobertura en acomodo de material vegetal muerto), SC_{ZBA} (Sin cobertura en zona de vegetación abierta), SC_{AMVM} (Sin cobertura en acomodo de material vegetal muerto). La temperatura se expresa en grados centígrados, mientras que la humedad relativa en porcentaje.

	CC _{ZBA} (Temperatura / humedad relativa)	CC _{AMVM} (Temperatura / humedad relativa)	SC _{ZBA} (Temperatura / humedad relativa)	SC _{AMVM} (Temperatura / humedad relativa)
Min	-4.25°C / 13.3%	-2.95°C / 31%	-5.0°C / 6.3%	-2.6°C / 14.8%
Max	32.65°C / 100%	16.35°C / 100%	38.4°C / 100%	25.6°C / 100%
Rango	36.9°C / 86.7%	19.3°C / 68.2%	43.4°C / 93.7%	28.2°C / 85.2%
Mediana	5.85°C / 88.65%	5.1°C / 99.3%	6.2°C / 87.3%	6.05°C / 95.75%
Media	7.24°C / 81.32%	4.93°C / 92.5%	8.69°C / 78.23%	6.79°C / 84.39%
DE	5.09°C / 19.35%	2.78°C / 12.27%	7.31°C / 23.73	4.77°C / 20.59%

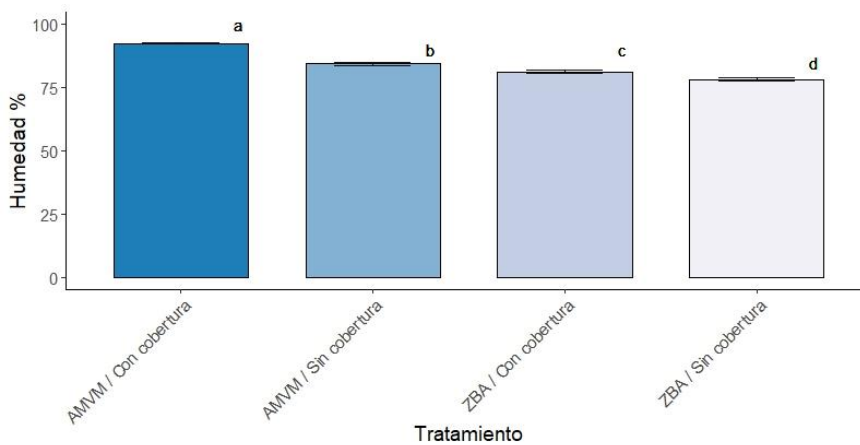


Figura 9. Variación de humedad entre tratamientos

Con respecto a la humedad relativa se observaron diferencias en los efectos principales: entre la cobertura vegetal ($X^2 = 202269$; $p < 0.001$), siendo mayor la humedad relativa en el sitio con cobertura ($X = 87.25 \pm 16.94\%$) en contraste con el sitio sin cobertura ($X = 80.37 \pm 22.87\%$). También, fueron observadas diferencias entre el tipo de ambiente ($X^2 = 345439$; $p < 0.001$), siendo mayor la humedad relativa en los AMVM ($X = 89.78 \pm 16.3\%$) en comparación con las zonas de bosque abierto ($X = 79.72 \pm 21.78\%$). Al comparar la interacción entre la cobertura vegetal y el ambiente, fueron observadas diferencias ($X^2 = 25468$; $p < 0.01$) las cuales fueron estadísticamente diferentes entre todos los tratamientos (Tabla 2, Figura 10).

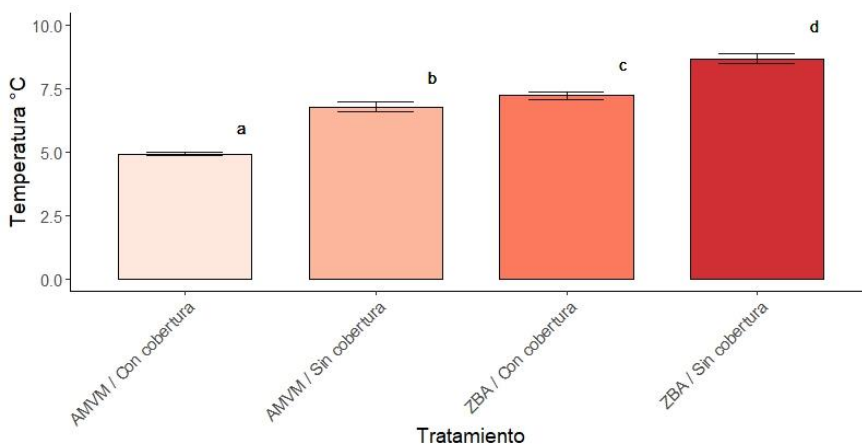


Figura 9. Variación de temperatura entre tratamientos

8.1 Estimación de densidad y biomasa

Se registraron 36 individuos pertenecientes a tres especies en un total de 556.8 metros lineales de acomodos de material vegetal muerto, de los cuales el 55.56% (20 individuos)

se encontraron en el ambiente con cobertura vegetal mientras que el 44.44% (16 individuos) se pudo encontrar en la zona sin cobertura vegetal (tabla 3). En cuanto a los registros por estación, para la estación seca se registraron 6 individuos, de los cuales el 66% se encontró en cobertura vegetal y el 33% en la zona de bosque abierto; para la estación de lluvias se registraron 30 individuos repartidos en 53% para el ambiente con cobertura vegetal y 47% para la zona de bosque abierto. Durante los primeros dos meses de monitoreo (marzo y abril) no se registraron individuos, esto probablemente se deba a las condiciones elevadas de temperatura y limitada humedad. Se estimó una densidad de población de 550.14 ind/ha y una biomasa de 255.44g/ha para 654.37 m² de acomodos de material vegetal muestreados.

Tabla 3. Relación de individuos encontrados por ambiente.

Especie	Mes	Ambiente		No. De individuos
		Con cobertura	Sin cobertura	
<i>Chiropterotriton perotensis</i>	mayo	X		2
<i>Chiropterotriton chiropterus</i>	mayo	X		1
<i>Chiropterotriton sp.</i>	mayo	X		1
<i>Chiropterotriton perotensis</i>	junio		x	2
<i>Chiropterotriton perotensis</i>	julio	X		1

<i>Chiropterotriton perotensis</i>	agosto	X		1
<i>Chiropterotriton perotensis</i>	agosto		X	1
<i>Chiropterotriton sp.</i>	septiembre		X	2
<i>Chiropterotriton perotensis</i>	septiembre		X	4
<i>Chiropterotriton chiropterus</i>	septiembre		X	1
<i>Chiropterotriton chiropterus</i>	octubre		X	1
<i>Chiropterotriton perotensis</i>	octubre		X	5
<i>Chiropterotriton perotensis</i>	octubre	X		4
<i>Chiropterotriton sp.</i>	noviembre	X		2
<i>Chiropterotriton perotensis</i>	noviembre	X		8

No fueron observadas diferencias en el número de salamandras registradas entre ambientes ($X^2 = 0.165$; $p = 0.684$); y entre los meses de registro ($X^2 = 8.845$; $p = 0.182$); En el tamaño (LHC) de salamandras registradas entre ambientes ($X^2 = 4.080$; $p = 0.713$); entre meses ($X^2 = 273.13$; $p = 0.170$); o la interacción ambiente/mes ($X^2 = 0.007$; $p = 0.987$).

De igual manera no fueron observadas diferencias en el peso de salamandras registradas entre ambientes ($X^2 = 0.0009$; $p = 0.89$); entre meses ($X^2 = 0.318$; $p = 0.384$); o la interacción ambiente/mes ($X^2 = 0.003$; $p = 0.805$).

9. Discusión

Los bosques antiguos poseen una menor temperatura media general en suelo, aire y una mayor estabilidad microlimática estacional y diaria en comparación con bosque jóvenes. (Harris 1984; Dupius *et al.*, (1995). Esta estabilidad resulta importante para las

salamandras si tomamos en cuenta los requerimientos de humedad y temperatura que estas necesitan para su supervivencia (Spotila, 1972; Wells, 2007; Cruz *et al.*, 2016).

Los datos obtenidos en este proyecto muestran una marcada diferencia entre la temperatura y humedad relativa registrada entre la superficie con cobertura en zona de bosque abierto (CCZBA) y sin cobertura en zona de bosque abierto (SCZBA). Con base en lo anterior los resultados concuerdan con lo observado por Duval y Campo (2016) quienes demostraron la influencia del bosque en los parámetros climáticos, proponiendo que dentro y debajo de una cubierta forestal el microclima varía con respecto a zonas exteriores a ella. Estas variaciones en zonas desprovistas de cubierta forestal podrían limitar la dispersión de salamandras las cuales necesitan condiciones microambientales estables para su establecimiento (Feder, 1983). Nuestros resultados son similares a los encontrados en zonas como bosque de roble (Harpole y Haas, 1999) donde la clara influencia de la cobertura vegetal regula estos parámetros ambientales al amortiguar sus valores, permitiendo establecer condiciones microambientales más estables al interior del bosque.

El microclima que se crea debajo de las cubiertas forestales desempeña un papel importante en el desarrollo y estabilidad de estas, en estos ambientes, las acciones de gestión forestal cambian el equilibrio previamente establecido; la temperatura y humedad generada en zonas desprovistas de cobertura vegetal como consecuencia de la gestión forestal pueden presentar diferencias en comparación con zonas con cobertura vegetal no intervenidas (Gómez-Sanz, 2004). Con base en ello, coincidimos con lo observado por

Chen *et al.*, (1993), quienes registraron una temperatura menor y una humedad mayor en zonas de tala rasa en comparación con zonas de bosque. Destacando que la tala rasa y el aprovechamiento forestal alteran las cualidades térmicas del suelo del bosque y su flujo de energía a causa del retiro de la cobertura vegetal y materiales en el suelo. Por lo anterior, el manejo forestal se encontraría ligado a las condiciones microambientales que se presenten en el bosque, mismo que determina la presencia de salamandras. Como referencia podemos tomar lo registrado por García-Vázquez *et al.*, (2006) quienes observaron que *P. leprosa* (especie presente en el Parque Nacional Cofre de Perote) se le puede encontrar en microambientes en un rango de temperatura de entre 13°C y 17°C y humedades de entre 50% y 70%.

Después de la tala en el bosque se producen cambios acelerados en su entorno (erosión, menor retención de humedad) mismos que tienen amplios efectos en la estructura de la comunidad biótica, por ejemplo, sobre la diversidad de especies y desencadenan efectos negativos sobre un gran número de organismos de manera directa o indirecta (Bruce y Boyce, 1984; Ash, 1988).

Cabe destacar que Pough *et al.*, (1987) sugieren que la alteración a pequeña escala de los ambientes forestales tiene un efecto negativo reducido sobre las poblaciones de salamandras, las cuales se mantienen resistentes a algunas prácticas de manejo forestal. Principalmente cambios a pequeña escala, los cuales producen ligeros cambios en el tamaño poblacional y periodos de actividad.

De acuerdo a lo observado en nuestra investigación, la ausencia de cobertura vegetal tiene un papel determinante en las condiciones del microambiente que puede ser potencialmente usado por los pletodóntidos. Esto es similar a lo reportado por Dupius *et al.*, (1995), quienes registraron una mayor abundancia de salamandras en bosques primarios en comparación con bosques talados ya sea jóvenes o maduros, destacando que la tala en bosques disminuye el número de anfibios al limitar la disponibilidad de alimento, el tiempo de cortejo y la disponibilidad de microambientes húmedos; al limitar estas

condiciones probablemente la tala indiscriminada reduce la cantidad de anfibios terrestres (Dupius *et al.*, 1995). Resultados similares obtuvo Ash, (1988), al comparar la abundancia de una especie de salamandra entre zonas de tala con zonas de bosque registrando un mayor número de ejemplares en las áreas boscosas, atribuyendo esta diferencia a los efectos que produce la tala en el ambiente de las salamandras. Por lo cual la tala y las acciones de manejo forestal tendrían influencia en las poblaciones de salamandras al limitar las condiciones de los microambientes disponibles.

Las zonas de gestión forestal se distinguen por presentar un número mayor de variaciones en cuanto a la temperatura del suelo y el aire, la velocidad del viento, la cantidad de luz y la humedad relativa (Geiger, 1971; Pough *et al.*, 1987). Estas alteraciones al ambiente tendrían especial importancia dado que al reducir las actividades y abundancia de pletozóntidos, también se disminuyen los recursos para otros organismos en niveles superiores de la cadena trófica como aves y pequeños mamíferos (Pough *et al.*, 1987). De esta manera, las salamandras al verse afectadas por los cambios producidos en su entorno derivado de acciones como manejo forestal, tala y remoción del dosel, podrían ser usadas como indicadores para evaluar las condiciones ambientales durante el proceso de regeneración de un bosque (Ash, 1988).

Nuestro trabajo concuerda con lo observado por Peele y Nix (2017), quienes registraron una relación positiva entre salamandras, material leñoso caído y la cobertura del dosel relacionando esta interacción a la dependencia de requisitos específicos de su

microambiente los cuales por acciones de apertura del dosel resultantes del manejo forestal se ven alterados (Zheng *et al.*, 2000, Bailey *et al.*, 2004; Peele y Nix (2017).

Las estructuras de material vegetal muerto o caído son preferentemente usadas por salamandras, las condiciones microclimáticas de los AMVM registradas en este trabajo podrían favorecer su uso, similar a lo observado por Aubry *et al.*, (1988). Estos autores distinguen el uso de restos leñosos como cobertura por salamandras, principalmente asociados a troncos y con un nivel de descomposición moderado, sugiriendo que la abundancia de estos organismos dependerá de la disponibilidad de material vegetal por encima de la edad del bosque.

De manera específica, en el PNCP se observó que los AMVM tienen una estrecha relación con salamandras al ser ocupados como refugio, lo cual coincide con lo reportado por López-Altamirano (2015), quien destaca el efecto positivo que proveen los AMVM en la diversidad y abundancia de anfibios y reptiles en comparación con zonas de bosque abierto. Butts y McComb (2000) de manera similar registran asociaciones positivas entre salamandras y el volumen de material vegetal muerto, y puntualizan que los requerimientos de retención mínima de escombros leñosos gruesos en Oregón y a nivel federal en Estados Unidos los escombros deben ser de 1.5 m³/ha y 37 m³/ha respectivamente (Oregon Department of Forestry 1996; (US Forest Service and US Bureau Land Management 1994). Además, proponen un rango de 100-300 m³/ha de material vegetal muerto para el adecuado establecimiento de salamandras terrestres (Butts y McComb 2000). Esta recomendación cobra sentido al compararla con lo descrito por Spies *et al.*, (1988) quienes registran en bosques de coníferas promedios de material vegetal muerto de entre 148 a 313m³/ha para rodales jóvenes (<80 años), rodales maduros (80-120 años) y rodales viejos (400-500 años) respectivamente.

Es por ello que las estructuras como los AMVM y su permanencia en ecosistemas forestales resultan importantes para diferentes grupos de organismos. Aunado a lo anterior, los AMVM podrían ser usados como una alternativa al realizar acciones de

manejo forestal, al poder proporcionar condiciones favorables para el establecimiento de salamandras en sitios intervenidos.

Asimismo, al contrastar la temperatura y humedad microambiental se observaron diferencias entre AMVM dispuestos en zonas de bosque con cobertura y sin cobertura vegetal, pero esta diferencia no se presenta en la densidad y biomasa de organismos en AMVM en zonas de bosque abierto y zonas con cobertura vegetal. Por lo que, a pesar de la diferencia de condiciones entre ambientes, los AMVM al parecer están amortiguando la variación en las condiciones ambientales y proveen una estabilidad microclimática que pudiera proveer condiciones similares a las brindadas por la cobertura vegetal.

Las salamandras hacen uso de coberturas en su búsqueda de refugio en estructuras artificiales (MacNeil y Williams, 2013) y naturales (Aubry *et al.*, 1988). Rocas, troncos, tocones y corteza, brindan condiciones microambientales estables ante cambios de humedad y temperatura (Aubry *et al.*, 1988). Esta estabilidad puede ser proporcionada con el uso de AMVM los cuales mantienen condiciones de mayor humedad, menor temperatura y en ambos parámetros las condiciones mantienen un mayor equilibrio en comparación con las zonas de bosque abierto, de acuerdo a lo observado por esta investigación, por lo que podrían aportar condiciones estables para el desarrollo de diferentes grupos biológicos (aves, mamíferos y reptiles).

Con respecto a lo observado no se presentaron diferencias en la densidad y biomasa de organismos en AMVM entre zonas con cobertura vegetal y zonas de bosque abierto. Diferentes autores han estimado poblaciones cada vez mayores de estos

organismos (Spight, 1967; Burton y Likens, 1975; Dupius *et al.*, 1995; Petranka y Murray, 2001; Peterman *et al.*, 2007; Semlitsch *et al.*, 2014), entre ellos resulta importante el trabajo de Burton y Linkens (1975) en el cual la biomasa calculada es 2.6 mayor que la biomasa de aves durante el pico de la temporada reproductiva. Por encima de ese cálculo Petranka y Murray (2001) para su área de estudio estimaron densidad de población entre 7 y 14 mayor respecto a la reportada por Burton y Likens (1975).

Estos resultados consideran que generalmente durante los muestreos los hábitos subterráneos de las salamandras terrestres y su actividad mayormente nocturna interfieren en la detección de estos organismos (Bailey *et al.* 2004; Semlitsch *et al.*, 2014). Se considera que entre el 2-32% del total de una población de salamandras se encuentran en el estrato superficial del bosque y el resto de los individuos se encuentran debajo de la superficie (Taub, 1959; 1961; Semlitsch *et al.*, (2014), con esto se ha podido inferir la magnitud y valor de las poblaciones de salamandras en ambientes forestales, aunado a que recientemente, las poblaciones de anfibios han registrado un fuerte declive principalmente a causa de la destrucción de su hábitat (Parra-Olea *et al.*, 1999; García-Vázquez *et al.*, (2006). Es por ello que, resulta importante conocer la estructura de las poblaciones de estos organismos y el papel que desempeñan en ambientes forestales. Así como considerar el nivel de impacto que pueden producir las prácticas de gestión forestal sobre las poblaciones de salamandras, ya que al existir diferencias entre el manejo también se producirían diferencias en sus efectos.

En el Parque Nacional Cofre de Perote se encuentran alrededor de 1050 ha de acomodados (CCMSS, 2017), de las mismas se estima 1 kilómetro de acomodo por ha, esto tomando en cuenta la disposición y distancia entre acomodados. Con la obtención de la medición del grosor y longitud de transectos de acomodados tomados durante los muestreos, se abarcó un resultante de 654.37 m² de acomodo para el cual se estimó una densidad de 550.14 ind/ha y una biomasa de 255.44 g/ha. Con base en estos resultados y con la suma total de ejemplares encontrados, de manera conservadora se puede predecir que en las respectivas 1050 ha de acomodo del Parque Nacional Cofre de Perote se calcula que

pueden encontrarse alrededor de 57, 000 salamandras y una biomasa de 17.55 kg, esta estimación se obtuvo tomando como referencia trabajos que estiman de igual manera la densidad de salamandras (Burton y Likens, 1975).

Knapp *et al.*, (2003) compararon los efectos de la tala rasa con prácticas de manejo silvícola alternativas sobre la abundancia de salamandras y concluyeron que los efectos pueden minimizarse cuando el aprovechamiento de madera intenso se concentra en zonas reducidas a diferencia de cuando el aprovechamiento de baja intensidad se da en zonas de mayor extensión, esto al ocupar mayor terreno para producir la misma cantidad de madera.

Otros autores proponen que las prácticas silvícolas que tienen un bajo impacto en la reducción del dosel pueden proporcionar lugares habitables para las salamandras en un tiempo más corto después de la tala en comparación al desbroce; esta propuesta se basa en la retención inicial de una porción del dosel y el efecto acumulativo de la regeneración de los árboles jóvenes (Harpole y Haas, 1999). Sin embargo, esta premisa sólo resulta efectiva en rodales con manejo de madera no intensivo, debido a que las poblaciones de salamandras desaparecen completamente de los rodales dentro de los 2 años siguientes a la tala (Ash, 1988).

Por lo tanto, para implementar una cantidad moderada de material vegetal en bosques con manejo forestal será preciso modificar las prácticas silvícolas actuales (Harmon *et al.* 1986; Aubry *et al.*, 1988). Ejemplo cercano de cómo estas prácticas resultan importantes en el restablecimiento de las condiciones microambientales en bosques incendiados podrían ser parte del programa de restauración forestal y de suelos

realizado en el Parque Nacional Cofre de Perote (CCMSS, 2013), en el cual, además de realizar obras de conservación se generaron empleos temporales para los habitantes de comunidades cercanas a la ANP, promoviendo así en las personas el cuidado del bosque.

Otro punto importante a considerar es el aprovechamiento que se le puede dar a la biomasa forestal, uno de ellos es el uso de material vegetal no comercial resultante de la gestión forestal para su utilización como bioenergía celulósica, dejando en el rodal solo la hojarasca (Peele y Nix, 2017). Dado que la cosecha intensiva de este recurso podría alterar drásticamente la ecología de especies sensibles (Riffel *et al.*, 2011; Otto *et al.*, 2013; Peele y Nix, 2017) y a que en algunas regiones de Estados Unidos existen instrucciones en cuanto al aprovechamiento de biomasa para reducir la pérdida neta de material leñoso después de la gestión forestal intensiva (Evans *et al.*, 2010; Berger *et al.*, 2013; Peele y Nix, 2017), proponemos evitar esta práctica y optar por el uso de acomodos de material vegetal muerto para promover el proceso de refaunación en zonas con pérdida de cobertura vegetal.

Por lo anterior, resulta importante impulsar los AMVM como una práctica común a realizar después de un aprovechamiento forestal ocupando el material vegetal de desecho, implementarlo también en rodales de tala donde los árboles por debajo de cierto diámetro no tienen uso comercial.

Con base en lo generado por esta investigación proponemos a los acomodos de material vegetal muerto como una técnica necesaria a implementar en zonas de bosque que presentan una pérdida de cobertura vegetal, bien sea por acciones de aprovechamiento forestal, manejo forestal o por incendios forestales. Estas estructuras presentan cualidades microambientales que proveen condiciones de abrigo térmico y elevada humedad para animales como las salamandras, ayudando a estos organismos a ampliar su distribución y acelerar su dispersión en el bosque, permitiendo que sus poblaciones aumenten, generando de manera indirecta alimento para otros organismos en niveles superiores de la cadena

trófica y propiciando a su vez procesos de refaunación para pequeñas especies dependientes de condiciones microambientales estables.

10. Conclusiones

En AMVM se presentó una densidad y biomasa de salamandras ligeramente mayor que en zonas de bosque abierto.

Se estimó una densidad de población de 550.14 ind/ha y una biomasa de 255.44g/ha para 654.37 m² de acomodos de material vegetal muerto muestreados, la cual se considera alta para especies tropicales.

Se observaron diferencias en los registros de humedad y temperatura entre zonas de AMVM y zonas de bosque abierto, los AMVM proporcionan mayor humedad, mayor temperatura y una estabilidad superior en ambos parámetros para las salamandras presentes en el Parque Nacional Cofre de Perote.

No se observaron diferencias en los registros de humedad y temperatura entre zonas de acomodos.

La temperatura y humedad registrada en zonas de bosque abierto con cobertura vegetal es similar a la registrada en zonas de AMVM sin cobertura vegetal, por lo cual los acomodos estarían brindando condiciones microambientales parecidas a las de un bosque,

es por ello que podrían tener un efecto positivo en la dispersión de estos organismos por el bosque, permitiendo la colonización de zonas de mayor estrés hídrico y térmico para su establecimiento.

Se propone la implementación de AMVM para acelerar los procesos de refaunación en zonas que han sufrido pérdida de cobertura vegetal por efecto de incendios o manejo forestal intensivo.

Referencias

- Çolak, A. H., Tokcan M. y S. Kirca, (2019). Cap I. Dead Wood and Its Role in Nature Conservation and Forestry. En Çolak A. H., Tokcan M. and S. Kirca. Deadwood (Unseen Life on Dead) (pp. 28). Istanbul: The Western Blacksea Forestry Research Institute-Bolu Ministry of Environment and Forestry-Turkey.
- Adolph, E. R. (1932). The vapor tension relations of frogs. Biol. Bull. 62:112-125 pp.
- Aguirre-León, G. (2011). Métodos de estimación, captura y contención de anfibios y reptiles. En Gallina, S. y C. López-González (editor). Manual de técnicas para el estudio de la fauna. Volumen I. Universidad Autónoma de Querétaro-Instituto de Ecología A.C. Querétaro, México 377 pp.
- AmphibiaWeb. (2022). <<https://amphibiaweb.org>> University of California, Berkeley, CA, USA. Accessed 12 Dec 2022.
- Aubry, K. B., Jones L. L. C., y Hall P. A. (1988). Use of woody debris by plethodontid salamanders in Douglas-fir in Washington. 32-37 pp. in R. C. Szaro, K. E. Severson, and D. R. Patton, technical coordinators. Management of amphibians, reptiles and small mammals in North America. General technical report RM-166. U.S. Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fort Collins, Colorado.
- American Society of Ichthyologists and Herpetologists, (2004). Guidelines for use of live amphibians and reptiles in field and laboratory research Second edition.
- Ash, A. N. (1988). Disappearance of salamanders from clearcut plots. Journal of the Elisha Mitchell Scientific Society 104:116-122 pp.

- Bailey, L. L. 2004. Evaluating Elastomer Marking and photo Identification Methods for terrestrial Salamanders: Marking Effects and Observer bias, *Herpetological Review*, 35: 38-41 pp.
- Bailey, L. L., Simons, T. R. y Pollock, K. H. (2004). Spatial and temporal variation in detection probability of Plethodon salamanders using the robust capture-recapture desing. *Journal of Wildlife Management* 68 (1), 14-24. (1 January 2004).
- Berger, A. L., Palik, B., D'amato, A. W., Fraver, S., Bradford, J. B., Nislow, K., King, D. y Brooks R. T. (2013). Ecological impacts of energy-wood harvests: Lessons from whole-tree harvesting and natural disturbance. *J. For.*, 111:139–153 pp.
- Brattstrom, B. H. (1963). A preliminary review of the thermal requirements of amphibians. *Ecology* 44:238-255 pp.
- Brennan, L. A., Engstrom, R.T. y Palmer, W.E. (1998). Whither wildlife without fire. Transactions of the 63rd North American Wildlife and Natural Resources conference; 1998 March 20-25; Orlando, FL. Washington, DC: Wildlife Management Institute: 402-414 pp.
- Bruce, R. C. y Boyce S. G. (1984). Measurements of diversity on the Nantahala National 71-85 in J. L. Cooley and J. H. Cooley (eds.), Proceedings, Workshop on Natural Forest Ecosystems. Institute of Ecology, University.
- Burton, T. M., y Likens, G. E. (1975). Salamander populations and biomass in the Hubbard Brook Experimental Forest, New Hampshire. *Copeia* 1975: 541-546 pp.
- Burton, T. M., (1976). An Analysis of the Feeding Ecology of the Salamanders (Amphibia, Urodela) of the Hubbard Brook Experimental Forest, New Hampshire. *Journal of Herpetology*, 10(3), 187–204 pp. <https://doi.org/10.2307/1562980>
- Bull, E. L., Parks C. G. y Torgersen T. R. (1997). Trees and Logs Important to Wildlife in the Interior Columbia River Basin. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-391. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 55 pp.
- Bury, R. B., y P. S. (1988). Douglas-fir forests in the Oregon and Washington Cascades: Relation of the herpetofauna to stand age and moisture. 11-22 pp. in R. Szaro, K. Severson, and D. Patton, editors. Management of amphibians, reptiles and small

mammals in North America. U.S. Forest Service, Pacific Northwest Region, Flagstaff, Arizona.

- Butts, S. R. y McComb W. C. (2000). Associations of Forest-Floor Vertebrates with Coarse Woody Debris in Managed Forests of Western Oregon. *The Journal of Wildlife Management*, 64(1), 95–104. <https://doi.org/10.2307/3802978>
- Casas-Andreu, G. y McJoy C. J. (1987). Anfibios y reptiles de México. Claves ilustradas para su identificación, Editorial Limusa, México D. F.
- Castro, J., Marañón-Jiménez, S., Sánchez-Miranda Moreno, A. y Lorite, J. (2010). Efecto del manejo de la madera quemada sobre la regeneración forestal post-incendio: desarrollo de técnicas blandas de restauración ecológica.
- Chen, J., Franklin, J.F. y Spies, T.A. (1993). Contrasting microclimates among clearcut, edge, and interior of old-growth Douglas-fir Forest Agric. For. Meteorol., 63 (1993), pp. 219-237, [10.1016/0168-1923\(93\)90061-L](https://doi.org/10.1016/0168-1923(93)90061-L)
- Cochrane, M. A. (2003). Fire science for rainforest. *Nature* 421; 913-919 pp. doi: 10.1038/nature01437.
- Comisión Nacional Forestal, (CONAFOR) (2006). Protección, restauración y conservación de suelos forestales. Manual de obras prácticas. Segunda edición: 2006, 11, 283-286 pp.
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, (CONANP) (2015). Programa de Manejo Parque Nacional Cofre de Perote o Nauhcampatépetl.
- Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible A. C., (CCMSS) (2013). Programa de educación ambiental y restauración forestal en áreas naturales protegidas del Golfo de México. Subregión montaña.

- Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible A. C., (CCMSS) (2017). Restauración Forestal Integral en el Área Natural Protegida denominada Parque Nacional Cofre de Perote “ANPCP” 2009 – 2017. Veracruz. México.
- Colegio de Biólogos del estado de Veracruz, A. C., (2000). Programa de manejo para el Parque Nacional Cofre de Perote o Nauhcampatépetl.
- Conant, R., y Collins, J.T. (1998). A Field Guide to Reptiles and Amphibians of Eastern/ Central North America, 3rd edition. Houghton Mifflin Co., Boston, MA.
- Cruz, E. X., Galindo C. A. y Bernal M. H. (2016). Dependencia térmica de la salamandra endémica de Colombia *Bolitoglossa ramosi* (Caudata, Plethodontidae). *Iheringia Serie Zoologia*, 106.
- Davis, J. C., Castleberry, S. B. y Kilgo, J. C. (2010). Influence of coarse woody debris on herpetofaunal communities in upland pine stands of the southeastern Coastal Plain. *Forest Ecology and Management*. 259. 1111-1117. 10.1016/j.foreco.2009.12.024.
- Delgado, L., y Pedraza, R. A. (2002). La madera muerta de los ecosistemas forestales. *Foresta Veracruzana*, 4(2),59-66. [fecha de Consulta 21 de Octubre de 2022]. ISSN: 1405-7247. Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=49740209>
- De las Heras, J., Martínez, J., J. y Herranz, J. M. (1991). Impacto ecológico de los incendios forestales. *Al-Basit. Revista de estudios albacetenses* Núm. 29 105-117 pp.
- Duellman, W. E., y L. Trueb. (1986). *Biology of amphibians*. McGraw-Hill, New York.
- Duellman, W. E. y Trueb, L. (1994). *Biology of amphibians*. Baltimore, Maryland, McGraw-Hill Book Company. 553 pp.
- Dupius, L., A., Smith J., N., y Bunnell F., (1995). Relation of Terrestrial-Breeding Amphibian Abundance to Tree-Stand Age. *Conservation Biology*, p 645-653 Volume 9, No. 3. doi:10.1046/j.1523-1739.1995.09030645.x.
- Duval, V. S., y Campo A. M. (2016). Variaciones microclimáticas en el interior y exterior del bosque de caldén (*Prosopis caldenia*), Argentina. *Cuadernos de Geografía: Revista Colombiana de Geografía* 26 (1): 37-49 pp. doi: 10.15446/rcdg.v26n1.42372.
- Evans, A. M., Perschel, R. T. y Kittler, B. A. (2010). Revised assessment of biomass harvesting and retention guidelines. For. Guild.

- Feder, M. E. y Lynch, J. F., (1982). Effects of latitude, season, elevation, and microhabitat on field body temperatures of neotropical and temperate zone salamanders. *Ecology* 63:1657-1664 pp.
- Feder, M. E. (1983). Integrating the ecology and physiology of plethodontid salamanders. *Herpetologica* Vol. 39, No. 3 (Sep., 1983), 291-310 pp.
- Fernández, I., Morales N., Olivares L., Salvatierra J., Gómez M. y Montenegro G. (2010). Restauración ecológica para ecosistemas nativos afectados por incendios forestales. Gráfica Lom. Santiago, Chile. 10.13140/RG.2.1.3191.0887.
- Flores-Villela, O. A. (1993). Herpetofauna Mexicana. Special Publication of Carnegie Museum of Natural History 17:1-73 pp.
- Flores-Villela, O.A., Quijano M. F. y Porter M. G. (1995). Recopilación de claves para la determinación de anfibios y reptiles de México.
- Flores-Villela, O. A. y Canseco-Márquez, L. (2004). Nuevas especies y cambios taxonómicos para la herpetofauna de México. *Acta Zoológica Mexicana* (n. s.) 20:115-144 pp.
- García-Vázquez, U. O., Gutiérrez-Mayén, M. G., Hernández-Jiménez, C. A. y Auriol-López V. (2006). Estudio de la densidad poblacional y algunos aspectos ecológicos de *Pseudoeurycea leprosa* en el Parque Nacional La Malinche, Tlaxcala, México. *Boletín de la Sociedad Herpetológica Mexicana* Vol. 14 (1): 10-17 2006.
- Gatz, R. N., Crawford, E. C., y Piiper, J. (1974). Metabolic and heart rate response of the plethodontid salamander *Desmognathus fuscus* to hypoxia. *Respir. Physiol.* 20:43-49 pp.

- Gatz, R. N., Crawford, E. C., y Piiper, J. (1975). Kinetics of inert gas equilibration in an exclusively skin-breathing salamander, *Desmognathus fuscus*. *Respir. Physiol.* 24:15-29 pp.
- Gatz, R. N., Crawford, E. C., y Piiper, J. (1976). Gas transport characteristics in an exclusively skin-breathing salamander, *Desmognathus fuscus*. Pp. 339-356. In G. M. Hughes (Ed.), *Respiration of Amphibious Vertebrates*. Academic Press, New York.
- Geiger, R. (1971). *The climate near the ground*. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts.
- Gibbons, P. y Lindenmayer, D.B. (2002). *Tree Hollows and Wildlife Conservation in Australia*. Melbourne: CSIRO Publishing.
- Gómez-Sanz, V. (2004). Cubiertas forestales y respuesta microlimática. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales* 13 (1): 84-100. doi: 10.5424/srf/200413S1-00857.
- Graham, S.A., 1925. The felled tree trunk as an ecological unit. *Ecology* 6, 397–411 pp.
- Harmon, M. E., J. F. Franklin, F. J. Swanson, P. Sollins, S. V. Gregory, J. D. Lattin, N. H. Anderson, S. P. Cline, N. G. Aurnen, J. R. Sedell, G. W. Lienkaemper, K. Cromack, Jr., y K. W. Cummins. 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *In* A. MacFadyen and E. D. Ford, eds. *Advances in Ecological Research* 15:133-302.
- Harpole, D. N. y Haas C.A. (1999). Effects of seven silvicultural treatments on terrestrial salamanders. *Forest, Ecology and Management*, 114 (2-3) (1999), 349-356 pp.
- Harris, L. D. (1984). *The fragmented forest island biogeography history and the preservation of historic diversity*. The University of Chicago Press, Chicago, 211 pp.
- Heuveldop, J., Pardo-Tasies, J., Quirós-Conejo, S. y Espinoza-Prieto, L. (1986). *Agroclimatología tropical*. San José: Universidad Estatal a Distancia.
- Holmes, R. T., y Sturges, F. W. (1973). Annual energy expenditure by the avifauna of a northern hardwoods forest. *Oikos* 24:24-29.
- Homyack, J. A., y Andrew J. K., (2014). Slow Lives in the Fast Landscape: Conservation and Management of Plethodontid Salamanders in Production Forests of the United States. *Forests* 2014, 5, 2750-2772; doi:10.3390/f5112750.

- Hunter, M. L. Jr. (1990). Wildlife, forest, and forestry. Principles of managing forests for biological diversity. Prentice Hall, New Jersey. 370 pp.
- Hutchison, V. H. (1961). Critical thermal maxima in salamanders. *Physiological Zoology* 34:92-125 pp.
- INEGI, (2010). Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos, Xico, Veracruz de Ignacio de la Llave.
- International Union for Conservation of Nature (IUCN), (2022). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2022-1. <https://www.iucnredlist.org>. Accessed on 22/09/2022.
- Knapp, S. M., Haas, C. A., Harpole, D. N., y Kirkpatrick, R. L. (2003). Initial Effects of Clearcutting and Alternative Silvicultural Practices on Terrestrial Salamander Abundance. *Conservation Biology*, 17(3), 752–762. <http://www.jstor.org/stable/3095233>
- Koenigs, E., Shea, P. J., Borys R., y Haverty, M. I., (2002). An investigation of the insect fauna associated with coarse woody debris of *Pinus ponderosa* and *Abies concolor* in Northeastern California. Proceedings of the Symposium on the Ecology and Management of Dead Wood in Western Forests, November 2-4, 1999, Reno, NV. USDA Forest Service, Pacific Southwest Research Station, Albany, CA. General Technical Report PSW-GTR-181: 97-110.
- Laurance, W. F. y Yensen E. (1991). Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biological Conservation* 55; 77-92.
- Laurance, W. F., Laurance S. G., Ferreira L. V., Rankin-de Merona J. M., Gascon C. y Lovejoy T. E., (1997). Biomass collapse in amazonian forest fragments. *Science* 278; 1117-1118 pp.

- Littleford, R. A., Keller, W. F., y Phillips, N. E. (1947). Studies on the vital limits of water loss in the Plethodont salamanders. *Ecology* 28:440-447 pp.
- López-Altamirano, D. E. (2015). Efecto de acomodos de material vegetal muerto en la composición de la comunidad herpetológica del parque nacional cofre de Perote, Veracruz, México. Tesis de licenciatura, Universidad Veracruzana.
- López-Altamirano, D. E. (2017). Listado de fauna de la comunidad de La Toma, municipio de Ayahualulco, Veracruz. Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible A. C.
- Macneil, J. E. y Williams, R. N. (2013). Effectiveness of two artificial cover objects in sampling terrestrial salamanders. *Herpetological Conservation and Biology*. 8. 552-560.
- Maser, C., Anderson R. G., Cromack K. J., Williams J. T. y Martin R. E. (1979). Dead and down woody material. In: Ward J. T., tech. ed. *Wildlife habitats in managed forests: the Blue Mountains of Oregon and Washington*. Agric. Handb. 553. Washington, DC: U.S. Department of Agriculture; 1979: 76-95. In cooperation with: Wildlife Management Institute and the U.S. Department of the Interior, Bureau of Land Mangement.
- Maser, C., Trappe, J. M. (1984). The seen and unseen world of the fallen tree. Technical report U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Forest and Range Experiment Station. 56 pp.
- McComb, W. y Lindenmayer, D.B. 1999. Dying, dead, and down trees. In: Hunter, M.J.J. (ed.) *Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems*. Cambridge: Cambridge University Press, 335–372 pp.
- Mínguez, D. E., Belliure J., Castellano A., Santos X., Laguna E., Ferrer-Gallego P. P., Belliure B. y Pausas J. G. (2014). Regeneración de la biodiversidad tras los grandes incendios del 2012 en Valencia.
- Morais, S., Palau A., y Silva P. (2009). Aplicação de métodos físicos, químicos e biológicos na avaliação da qualidade das águas em áreas de aproveitamento hidrelétrico da bacia do rio São Tomás, município de Rio Verde Goiás. En: *Sociedade & Natureza*, Uberlândia. Vol.; 21. No 3. p. 392-412 pp.

- Morales, N. E. (2011). ¿Qué es un bioindicador? Aprendiendo a partir del ciclo de indagación guiada con macroinvertebrados bentónicos. Propuesta Metodológica. Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Ciencias. Leticia, Colombia 2011.
- Salgado-Trujillo, S. (2013). Efectividad de la reforestación y la apertura de tinas ciegas en Tembladeras, municipio de Xico, Veracruz. Tesis de licenciatura. Universidad Veracruzana.
- Smith, H. B. y Taylor E. H. (1950). Herpetology of Mexico. Annotated Checklists and Keys to the Amphibian and Reptiles. Smithsonian Institution United States National Museum Bulletin. A list of subsequent taxonomic innovations. Eric Lundberg, Maryland.
- Oregon Department of Forestry, (1996). Oregon Department of Forestry: Oregon Forest Practices Act. Oregon Department of Forestry, Salem, Oregon, USA.
- Otto, C. R. V, Kroll, A. J. y Mckenny, H. C. (2013). Amphibian response to downed wood retention in managed forests: A prospectus for future biomass harvest in North America. *Forest Ecology Management* 304:275–285 pp.
- Parra-Olea, G., García-Paris, M. y D. B. Wake. 1999. Status of some populations of Mexican salamanders (Amphibia: Plethodontidae). *Revista de Biología Tropical* 47: 217-223.
- Peele, J., Nix, C., Ruhl, P., Chapman, R., Zollner, P. y Saunders, M. R. (2017). Effects of Woody Biomass Harvests on a Population of Plethodontid Salamanders in Southeast Indiana. *The American Midland Naturalist*, 178(1):132-143. University of Notre Dame.
- Peterman, W. E., Crawford, J. A. y Semlitsch, R. D. (2008). Productivity and significance of headwater streams: Population structure and biomass of the black-bellied salamander

- (*Desmognathus quadramaculatus*). *Freshwater Biology*. 53. 347 - 357. 10.1111/j.1365-2427.2007.01900.x.
- Petranka, J. W., y Murray, S. S. (2001). Effectiveness of Removal Sampling for Determining Salamander Density and Biomass: A Case Study in an Appalachian Streamside Community. *Journal of Herpetology*, 35(1), 36–44. <https://doi.org/10.2307/1566020>
- Primack, R., Rozzi R., Feinsinger P. y Massardo F., (2001). Destrucción y degradación del hábitat, pp. 183-223 en R., Primak editores. *Fundamentos de conservación biológica: perspectivas latinoamericanas*, Fondo de Cultura Económica, México.
- Pough, F. H. (1983). Amphibians and reptiles as low energy systems. in W. P. Aspey and S. I. Lustick, editors. *Behavioral energetics the cost of survival in vertebrates*. Ohio State University Press, Columbus. 141-188 pp.
- Pough, F.H., Smith, E.M., Rhodes, D.H. y Collazo A. (1987). The Abundance of Salamanders in Forest Stands with Different Histories Disturbance Forest Ecology and Management. 20. 1-9. 10.1016/0378-1127(87)90146-0
- Riffel, S., Verschuyl, J., Miller, D. y Wigley, T. B. (2011). Biofuel harvests, coarse woody debris, and biodiversity – a meta-analysis. *Forest Ecology Management* 261:878–887 pp.
- Semlitsch, R.D., O'Donnell, K.M. y Thompson III, F.R. (2014). Abundance, biomass production, nutrient content, and the possible role of terrestrial salamanders in Missouri Ozark forest ecosystems. *Canadian Journal of Zoology*. 92: 997-1004 pp.
- Solano-Zavaleta, I., García-Vázquez, U. O., y Mendoza-Hernández, A. A. (2009). Notas sobre la distribución geográfica de las salamandras *Pseudoeurycea gadovii* y *Pseudoeurycea melanomolga* (Caudata: Plethodontidae). *Revista mexicana de biodiversidad*, 80(2), 575-577.
- Spight, T. M. (1967). Population Structure and Biomass Production by a Stream Salamander. *The American Midland Naturalist*, 78(2), 437–447. <https://doi.org/10.2307/2485241>
- Spight, T. M. (1968). The water economy of salamanders: evaporative water loss. *Physiological Zoology* 1968 41:2, 195-203 pp.
- Spies, T. A., y Cline, S. P. (1988). Coarse woody debris in forests and plantations of coastal Oregon. Pages 5-23 in C. Maser, R. F. Tarrant, J. M. Trappe, and J. F. Franklin, editors.

From the forest to the sea: a story of fallen trees. U.S. Forest Service General Technical Report PNW- 229 pp.

- Spotila, J. R. (1972). Role of Temperature and Water in the Ecology of Lungless Salamanders. *Ecological Monographs*, Vol. 42, No. 1, 95-125 pp. <https://doi.org/10.2307/1942232>
- Spotila, J. R., y Berman E.N., (1976). Determination of skin resistance and the role of the skin in controlling water loss in amphibians and reptiles. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology*, Volume 55, Issue 4, 1976, Pages 407-411 pp.
- Stokland, J. N., Siitonen, J. y Bengt, G. J. (2012). *Ecology, Biodiversity and Conservation: Biodiversity in Deadwood*. United Kingdom: Cambridge University Press. 42, 69, 70 pp.
- Thorson, T. B. (1955). The Relationship of Water Economy to Terrestrialism in Amphibians. *Ecology*, 36(1), 100–116. <https://doi.org/10.2307/1931435>
- Torres, J.A. (1994). Wood decomposition of *Cyrilla racemiflora* in a tropical montane forest. *Biotropica*. 26(2):124-140 pp.
- Tracy, C. R., Christian, K. A., O'Connor, M. P. y Tracy, C. R. (1993). Behavioral thermoregulation by *Bufo americanus*: the importance of the hydric environment. *Herpetologica* 49(3):375-382 pp.
- Uribe-Peña, Z., Ramírez-Bautista, A. y Casas-Andreu, G. (1999). *Anfibios y reptiles de las Serranías del D.F., México*. Instituto de Biología, UNAM. México, D.F.
- Vega-López, A. A. y Álvarez S. T. (1992). La herpetofauna de los volcanes Popocatepetl e Iztaccíhuatl. *Acta Zoológica Mexicana (N.S.)*, (51), 1–128. <https://doi.org/10.21829/azm.1992.49511950>

- Vitt, L. J. y Caldwell J. P. (2009). *Herpetology, an introductory biology of amphibians and reptiles*. 3rd Ed. Academic Press, Amsterdam. pp 172, 184,
- Wells, K. D. (2007). *The ecology and behavior of amphibians*. Chicago, The University of Chicago Press. 855 pp.
- Welsh, H. H. Jr., y Droegue, S., (2001). A case for using plethodonting salamanders for monitoring biodiversity and ecosystem of North American forests. *Conservation Biology* 15(3):558-569.
- Whiles, M.R. y Grubaugh, J.W., (1996). Importance of coarse woody debris to southern forest herpetofauna. In: McMinn, J.W., Crossley, Jr., D.A. (Eds.), *Biodiversity and Coarse Woody Debris in Southern Forests. Proceedings of the Workshop on Coarse Woody Debris in Southern Forests: Effects on Biodiversity*. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. SE-94, pp. 94–100 pp.
- Zheng, D., Chen J., Song B., Xu M., Sneed P., y Jensen R. (2000). Effects of silvicultural treatments on summer forest microclimate in southeastern Missouri Ozarks. *Clim. Res.*, 15:45–45 pp.
- Zug, G. R., L. J. Vitt y J. P. Caldwell. (2001). *Herpetology. An introductory biology of amphibians and reptiles*. 2a. Edition Academic Press Limited. United Kingdom. 1-630.



"Lis de Veracruz: Arte, Ciencia, Luz"

www.uv.mx

