



**UNIVERSIDAD MICHOACANA DE SAN
NICOLÁS DE HIDALGO
FACULTAD DE BIOLOGÍA**



**DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO
PROGRAMA INSTITUCIONAL DE MAESTRÍA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

ECOLOGÍA Y CONSERVACIÓN

**“USO Y SELECCIÓN DEL MICROHÁBITAT DE LA SALAMANDRA DE
MONTAÑA *Ambystoma ordinarium*”**

TESIS

**COMO REQUISITO PARA OBTENER EL GRADO
DE MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

**QUE PRESENTA:
CARLOS SOTO-ROJAS**

**DIRECTORA DE TESIS:
Dra. IRERI SUAZO ORTUÑO**

MORELIA, MICHOACÁN, MÉXICO, MARZO DEL 2012

ESTE TRABAJO FUE REALIZADO EN EL LABORATORIO DE ECOLOGÍA ANIMAL, CON EL APOYO DEL LABORATORIO DE CIENCIAS DE LA TIERRA Y ECOLOGÍA ACUÁTICA DEL INSTITUTO DE INVESTIGACIONES SOBRE LOS RECURSOS NATURALES DE LA UNIVERSIDAD MICHOACANA DE SAN NICOLAS DE HIDALGO, BAJO LA TUTORÍA DE LA DOCTORA IRERI SUAZO ORTUÑO.



TESIS APOYADA POR LA BECA CONACYT # 239254

**En mi mente existe la misma cantidad de pensamientos que estrellas en el cielo,
si los pudieras contar te darías cuenta que
nunca acabarías.**

**La vida está llena de cambios, lo que uno aprende y como
lo aprende tiene que cambiar,
el no hacerlo es negar que
la evolución existe.**

A mi hermoso hijo que fue el regalo mas hermoso que la vida me ha dado, le dedico todo mi amor, mis sueños y acciones, por que la vida educa con el ejemplo y no con las palabras. Te amo Ian Lituan.

A mi esposa Julie Eliene Hernández Salmerón, que gracias a ella y con ella logre el único sueño del cual siempre estuve seguro desde pequeño; el ser padre. Por tu apoyo, amor, comprensión y cariño y por todas esas cosas que te hacen ser quien eres gracias.

A Gabriel Gutiérrez Ospina y a Yvonne Herrerías Diego por ser grandes personas, maestros de la vida y la ciencia. Por esa gran visión y conciencia de nuestra realidad humana.

A Miguel Martínez Ramos, por su grandeza y sencillez. Gracias por ilustrarme que la soberbia no deja crecer a las personas.

A todos mis buenos amigos que con su apoyo de campo fue posible la realización de este trabajo: Gerardo, Carmen , Martin, Iris, Julie (Amor), Maria Esther (mi ma), Adriana (Sister), Octavio (Bro), Kalako, Roderick, Bere, Marco polo, Kuri, Charbel, Lalo, a Kutsi y a la poderosísima Bitola.

Al Dr. Alberto Gómez Tagle Chávez, a la M.C. Martha Beatriz Rendón y al M.C J. Javier Alvarado Díaz por que su apoyo fue fundamental para que este trabajo se llevara a cabo.

Al Dr. Eduardo Mendoza por sus buenos consejos y apoyo para la realización de los análisis estadísticos de este proyecto.

A mi gran madre María Esther Rojas Bolaños, a mi súper Hermana Adriana Soto Rojas y a mi tan especial hermano Octavio Soto Rojas, por ser mi gran familia y por brindarme todo su amor y apoyo.

A la vida por permitirme tratar siempre de ser yo mismo, por creer en lo que pienso y atreverme a equivocarme, por que los errores son enseñanzas y los problemas retos a superar y por que la valentía no es dejar de tener miedo sino hacer del miedo tu aliado.

Y por ultimo a la asesora mas chula del mundo; Ileri Suazo Ortuño, por que siempre he creído y creo que eres una persona de gran carácter, de pensamientos y hechos, de sueños y aspiraciones, de esas pocas que se atreven y luchan por hacer cambios. En hora buena Ileri, que dios te de mucha salud y dicha y que te bendiga siempre.

ÍNDICE GENERAL

I.	INTRODUCCIÓN GENERAL	1
1.1	Literatura citada	5
II.	CAPITULO I	9
2.1	Resumen	9
2.2	Introducción	10
2.3	Materiales y metodos	12
2.4	Resultados	15
2.5	Discusión	21
2.6	Literatura citada	27
III.	CAPITULO II	32
3.1	Resumen	32
3.2	Introducción	33
3.3	Materiales y métodos	34
3.4	Resultados	36
3.5	Discusión	42
3.6	Literatura citada	46
IV.	CAPITULO III	50
4.1	Discusión general	50
4.2	Literatura citada	54

I. INTRODUCCIÓN GENERAL

En la actualidad más de un tercio de las especies de anfibios se encuentran amenazadas o en peligro de extinción (Stuart et al. 2004). Los esfuerzos para entender este alarmante declive se han centrado principalmente en los anuros, mientras que comparativamente poca atención se ha puesto sobre las especies de salamandras (Rovito et al. 2009), quizá debido a que las especies de salamandras son más secretivas y difíciles de observar. En México se han registrado 128 especies de salamandras pertenecientes a 4 familias (Ambystomatidae, Plethodontidae, Salamandridae y Sirenidae) de las cuales 105 especies se encuentran en alguna categoría de riesgo en la NOM-059-2010. La familia Ambystomatidae se caracteriza por presentar tanto especies paedomórficas facultativas como paedomórficas estrictas y por habitar tanto en hábitats lénticos como lóticos. En Michoacán existen 7 especies de la Familia Ambystomatidae de las cuales dos especies son paedomórficas estrictas (*Ambystoma dumerilli* y *A. andersoni*) y cinco especies son paedomórficas facultativas (*A. amplycephalum*, *A. ordinarium*, *A. rivulare*, *A. tigrinum*, *A. velasci*). De las siete especies que habitan en Michoacán únicamente *A. ordinarium* y *A. rivulare* habitan en hábitats lóticos (arroyos de montaña). La salamandra de montaña (*A. ordinarium*) es una especie paedomórfica facultativa de hábitats lóticos que se distribuye casi en su totalidad en arroyos de montaña del estado de Michoacán. Esta especie se encuentra catalogada en la IUCN en peligro de extinción debido a que la extensión en la que ocurre es menor a 5000 km² y el área que ocupa es menor a 500 km², su distribución está severamente fragmentada y existe un continuo declive en la extensión y calidad del hábitat forestal en el Noreste de Michoacán (Shaffer et al. 2004). En particular, en varias zonas del área de distribución de ésta especie, existe un fuerte

impacto sobre los arroyos en que habita debido a presiones de urbanización; tal es el caso de la Microcuenca del Río Chiquito, la cual está sufriendo un fuerte proceso de urbanización. La urbanización de los ambientes terrestres afecta a los ecosistemas fluviales cercanos (Paul y Mayer 2001, Allan 2004). Durante la fase inicial, la urbanización puede adicionar sedimentos a los arroyos y producir cambios en su morfología, anchura y profundidad (Price et al. 2011). El aclareo de la vegetación de las zonas riparias puede disminuir la recarga de agua y la escorrentía de superficies erosionadas o impermeables puede resultar en cambios en la temperatura del agua en los arroyos (Nelson y Palmer 2007, Hickford y Schiel 2011). Con el avance de la urbanización los sistemas fluviales se convierten en tiraderos de aguas negras y en la mayoría de los casos terminan siendo entubados con la consecuente pérdida de la vida acuática. Dado el constante incremento de estresores por el uso de la tierra, especialmente el desarrollo urbano que amenaza a especies de salamandras de arroyo y por la condición decreciente en sus poblaciones, es urgente realizar estudios encaminados a reconocer de manera detallada los requerimientos de hábitat, así como la abundancia y situación de las especies en todo su rango de distribución (Olson 2009).

El uso del microhábitat en varias especies de salamandras acuáticas, así como los patrones de distribución y abundancia, están mediadas por numerosos factores como las variables ambientales, las características morfológicas de las especies, la competencia y la depredación (Crowford y Semlitsch 2008, Manentli et al. 2008, Welsh et al. 2010). El uso del microhábitat óptimo permite el acceso a recursos (e.g. alimentación, pareja, lugares para ovipositar), mientras que minimiza la exposición a la depredación y la competencia (Warketin 1992). Entender porque un animal utiliza un cierto hábitat es un

componente clave para entender su ecología y su respuesta a la perturbación del hábitat (Dodd 2010). Por ejemplo, se ha documentado que en algunas especies de salamandras existe una compleja relación entre la abundancia de los organismos y las condiciones de los arroyos, así como en la intensidad y el tipo de disturbio del hábitat, ya que ciertos tipos de disturbios del hábitat afectan las condiciones dentro de los arroyos a tal grado que los hacen inhabitables para las especies (Willson y Dorcas 2003). La degradación y alteración del hábitat son probablemente una de las causas de la reducción en la cantidad de microhábitats disponibles y obliga a algunas salamandras a elegir microhábitats subóptimos o a incrementar el riesgo de depredación al buscar hábitats más adecuados (Crowford y Semlitsch 2008). En los hábitats acuáticos las alteraciones antrópicas incluyen la pérdida y fragmentación del hábitat (Blaustein et al. 1994), la modificación de las características morfológicas por el cruce de vehículos, la creación de represas, la creación de caminos que atraviesan los cauces, así como la deforestación (Sagar et al. 2006). Estas actividades que se generan en los arroyos alteran fuertemente algunas de las variables fisicoquímicas relacionadas con la vida acuática como la temperatura, la cantidad de sedimentos y los niveles de flujo (Lowe y Bolger 2002, Olson y Davis 2007, Welsh y Hodgson 2008). Modelar el uso y selección del hábitat es una herramienta usada para entender la relación de una especie con su ambiente, así como para evaluar de que manera los cambios en el ambiente puede afectar a las especies (Welch y James 2005, Manentli et al. 2008). Asimismo, el conocimiento de la asociación de una especie con su hábitat es de primordial importancia sí ésta información se usa para mitigar la variedad de efectos negativos generados por el hombre (Pilliod y Wind 2008, Ficetola et al. 2011).

En el contexto anterior y por la importancia de *A. ordinarium*, tanto desde el punto de vista de la conservación, como por el acelerado ritmo al que se está destruyendo su hábitat, los objetivos de la presente tesis fueron evaluar el uso y selección del microhábitat de la salamandra de montaña (*A. ordinarium*) a lo largo de su ámbito de distribución, así como evaluar el efecto de la perturbación antrópica sobre el uso y selección de las variables ambientales y estructurales del microhábitat de *A. ordinarium*.

Para cumplir con estos objetivos se desarrollaron 3 capítulos que se describen a continuación.

En el capítulo I se explora el efecto de la perturbación del hábitat sobre el uso y la selección del microhábitat a una escala local. Se utiliza como modelo de estudio una población de *A. ordinarium* que se distribuye en una zona sujeta a una fuerte presión de urbanización. Por la importancia que representa la temperatura en el contexto del cambio climático, en particular se evalúa el uso y la selección del microhábitat térmico, además de otras variables del microhábitat como la concentración de oxígeno disuelto, la profundidad, la velocidad de la corriente, el porcentaje de sombra y la estructura física del microhábitat, medida a través del porcentaje de rocas, madera, hojarasca, etc. Los resultados muestran que independientemente del estado de conservación, ésta especie usa y selecciona sitios con menor temperatura de fondo, menor concentración de oxígeno disuelto, mayor porcentaje de sombra, mayor profundidad, menor velocidad de corriente y menor temperatura ambiental.

En el capítulo II se explora el uso y la selección del microhábitat de la salamandra de montaña en su ámbito de distribución geográfica. Se visitaron 32 localidades donde históricamente se ha reportado esta especie. En las localidades donde se registraron más

de tres individuos se midieron las variables del microhábitat. En todos los sitios evaluados los microhábitats ocupados por estos organismos se caracterizaron por presentar menor temperatura de fondo, menor velocidad de la corriente, menor concentración de oxígeno disuelto, menor temperatura ambiental, menor porcentaje de roca y mayor profundidad, mayor porcentaje de sombra, mayor porcentaje de cieno y mayor porcentaje de raíces que los micro hábitats vacíos. Estos resultados sugieren afinidad de esta especie por algunas variables del microhábitat.

Finalmente en el capítulo III se presenta una discusión general que integra los resultados de los estudios incluidos en la tesis.

1.1 LITERATURA CITADA

Allan, J. D. 2004. Landscape and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 35:257-284

Blaustein, A. R., D. B. Wake y W. P. Sousa. 1994. Amphibian declines: judging stability, persistence, and susceptibility of populations to local and global extinctions. *Conservation Biology* 8:60-71

Crowford, J. A. y R. D. Semlitsch. 2008. Abiotic factors influencing abundance and microhabitat use of stream salamanders in southern Appalachian forests. *Forest Ecology and Management* 255: 1841–1847

Diario Oficial de la Federación. 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL

Dodd Jr. C. K. 2010. Amphibian ecology and conservation: a handbook of techniques. Oxford University Press. 556 pp.- Dodd Jr. C. K. 2010. Amphibian ecology and conservation: a handbook of techniques. Oxford University Press. 556

pp.

- Ficetola, G. F., L. Marziali, B. Rossaro, F. De Bernardi y E. Padoa-Schioppa. 2011. Landscape-stream interactions and habitat conservation for amphibians. *Ecological Applications* 21(4): 1272-1282
- Hickford, M.J.H. y R.S. Daivid. 2011. Synergistic interactions within disturbed habitats between temperature, relative humidity and UVB radiation on egg survival in a *Diadromus* fish. *Plos ONE* 6(9) E24318. Doi:10.1371/journal.pone.0024318
- Lowe, W.H. y D.T. Bolguer. 2002. Local and landscape-scale predictors of salamander abundance in New Hampshire headwater streams. *Conservation Biology* 16(1): 183-193
- Manentli, R., G. F. Ficetola y F. De Bernardi. 2008. Water stream morphology and landscape: complex habitat determinants for the fire salamander *Salamandra salamandra*. *Amphibia- Reptilia* 30: 7-15
- Nelson, K. C. y M. A. Palmer. 2007. Stream temperature surges under urbanization and climate change: data, models, and responses. *Journal of the American Water Resources Association* 43:440-452
- Olson, D. H. y R. Davis. 2007. Conservation assesment for the foothill Yellow-legged frog (*Rana boylei*) in Oregon, versión 1.0. Portland, OR:USDA Forest service, Region 6, and Oregon BLM, special status species program. Available at: <http://www.fs.fed.us/r6/sfpnw/issssp/planning-documents/assesments.shtml> (accessed 23 April 2011)
- Olson, D.H. 2009. Herpetological conservation in northwestern north America. *Northwestern Naturalist* 90:61-96

- Paul, M. J. y J. L. Meyer. 2001. Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32:333-365
- Pilliod, D.S., E. Wind, Editors. 2008. Habitat management guidelines for amphibians and reptiles of the northwestern United States and western Canada. Birmingham, AL: partners in amphibian and reptile conservation, Technical publication HGM-4.139 p. Available at: http://www.parcplace.org/habitat_management_guide.html (accesed 30 april 2011)
- Price, J. S., K. K. Cecala, R. A. Browne y M. E. Dorcas. 2011. Effects of Urbanization on Occupancy of Stream Salamanders. *Conservation Biology* 25 (3): 547-555
- Rovito, S. M., G. Parra-Oleo, C. R. Vázquez-Almazán, T.J. Papenfuss y D. B. Wake. 2009. Dramatic decline in neotropical salamander populations are an important part of the global amphibian crisis. *PNAS* 109 (9):3231-3236
- Sagar, J., D. H. Olson y R. Schmitz. 2006. Survival and growth of larval coastal giant salamanders (*Dicamptodon tenebrous*) in streams in the Oregon coastal range. *Copeia* 2007: 123-130
- SEMARNAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio- Lista de especies en riesgo.
- Shaffer, B., O. Flores-Villela, G. Parra-Olea y D. Wake 2004. *Ambystoma ordinarium*. In: IUCN 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 21 March 2012
- Stuart S. N., *et al.* 2004. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science* 306:1783-1786

- Warkenti, K. M. 1992. Microhabitat use and feeding rate variation in green frog tadpoles (Rana clamintans). *Copeia* 1992:731-740
- Welch Jr, H. H. y G. R. Hodgson. 2008. Amphibians as metrics of critical biological thresholds in forested headwater streams of the pacific northwest, U.S.A. *Freshwater Biology* 53: 1470-1488
- Welch, N.E. y J. A. MacMAHON. 2005. Identifying habitat variables important to the rare Columbia Spotted frog in Utah (U.S.A): an information-theoretic approach. *Conservation Biology* 19(2): 473-481
- Welsh, H.H., Jr. G.R. Hodgson., J.J. Duda y J.M. Emlen. 2010. Faunal assemblages and multi-scale habitat patterns in headwater tributaries of the South Fork Trinity river- an unregulated river embedded within a multiple-use landscape. *Animal Biodiversity and Conservation* 33 (1): 63-87
- Willson, J.D. y M. E. Dorcas. 2003. Effects of habitat disturbance on stream salamanders: implications for buffer zones and watershed management. *Conservation Biology*. 17 (3): 763-771

II. Capítulo I

EFFECTO DE LA PERTURACIÓN DEL HÁBITAT EN EL USO Y SELECCIÓN DEL MICROHÁBITAT TÉRMICO DE LA SALAMANDRA DE MONTAÑA *AMBYSTOMA ORDINARIUM*

2.1 RESUMEN

Se evaluó el efecto de la perturbación del hábitat sobre el uso y selección del microhábitat térmico de *Ambystoma ordinarium*, una salamandra acuática casi endémica a Michoacán. Esta salamandra se encuentra enlistada en la NOM-059 como especie sujeta a Protección Especial y en la UICN como especie en Peligro de Extinción. En los meses cálidos (mayo-junio) del 2010 y fríos (enero-febrero) del 2011 se seleccionaron en la microcuenca del Río Chiquito (Morelia, Michoacán) tramos de arroyo de 50 m de longitud (4 en buen estado de conservación y 4 con niveles altos de perturbación) evaluados previamente mediante el Protocolo Rápido para Evaluar la Calidad Visual del Hábitat (PRECVH). En cada tramo de arroyo se hizo la búsqueda de individuos. En el punto exacto donde cada individuo fue localizado se registraron 6 variables ambientales (temperatura ambiental, humedad ambiental, temperatura de fondo, conductividad, pH, oxígeno disuelto) y 7 variables estructurales del microhábitat (algas, cieno, raíces, hojas, rocas, grava, arena), además se midieron la profundidad, la velocidad de la corriente, el ancho de la rivera y el porcentaje de sombra. Las mismas variables fueron registradas en 50 puntos distribuidos aleatoriamente en cada tramo para establecer el grado de selectividad de estas variables por *A. ordinarium*. Se registró información de 506 puntos ocupados por *A. ordinarium* y 780 puntos aleatorios. En los sitios perturbados el ancho

del río, la concentración de oxígeno disuelto y el pH fueron variables que variaron significativamente. Independientemente del estado de conservación se identificaron variables seleccionadas por esta especie; los microhábitats ocupados presentaron menor temperatura de fondo, menor concentración de oxígeno disuelto, mayor porcentaje de sombra, mayor profundidad, menor velocidad de corriente y menor temperatura ambiental. Estos resultados sugieren que, independientemente del estado de conservación, *A. ordinarium* selecciona temperaturas bajas (16.64 °C). Los valores de temperatura seleccionados son mayores que los valores promedio reportados para ambystomatidos de zonas templadas (14.5 °C) y son menores a los valores promedio reportados para ambystomatidos de zonas tropicales (19 °C).

Palabras clave: perturbación, uso, selección, microhábitat termal, salamandra de montaña

2.2 INTRODUCCIÓN

La temperatura ambiental es un factor crítico para la existencia y distribución de los seres vivos, influyendo sobre sus procesos fisiológicos y bioquímicos (Huey 1982). Siendo ectotermos, los anfibios dependen de la temperatura ambiental para la realización de sus funciones básicas como crecimiento y reproducción (Duellman y Trueb 1994). Frecuentemente, un microhábitat particular presenta características térmicas distintas a otros microhábitats, dependiendo de factores como la cobertura de dosel, la inercia térmica del sustrato, la estructura de la vegetación, la temperatura ambiental, la estacionalidad y el régimen térmico circadiano (Hertz et al. 1993). La perturbación del

hábitat puede modificar la calidad térmica de los hábitats y afectar de manera directa a las especies, particularmente a los animales ectotérmicos.

En hábitats acuáticos, la temperatura es un factor determinante en la distribución, comportamiento y funcionamiento de los organismos. Aunque algunas especies de anfibios acuáticos son termo-generalistas, capaces de adaptarse a un amplio rango de temperatura ambiental, la mayoría presenta preferencias a un estrecho rango de temperatura, desplazándose entre microhábitats en busca de temperaturas adecuadas (Duellman y Trueb 1994). La regulación termal por comportamiento ha sido ampliamente estudiada en el laboratorio y campo en muchos anfibios, especialmente en las salamandras de Norte América (Duellan y Trueb 1994); sin embargo, existe muy poca información sobre los requerimientos térmicos de anfibios acuáticos tropicales, así como del efecto de las alteraciones antropogénicas del hábitat sobre estos requerimientos.

Ambystoma ordinarium es un anfibio acuático que presenta paedomorfosis facultativa, casi endémico a Michoacán, listado en la NOM-059 como especie sujeta a Protección Especial y en la IUCN como especie en Peligro de Extinción (Shaffer et al. 2008).

La información publicada sobre *Ambystoma ordinarium* es escasa, limitándose a aspectos de descripción y distribución (Taylor 1940), descripción de algunas variables fisicoquímicas del hábitat acuático (Shaffer 1989, Anderson y Worthington 1971), aspectos poblacionales (García 2003), dieta general de la especie (Alvarado-Díaz et al. 2003) y amplitud de movimientos (Montes 2007). El presente trabajo evalúa el efecto de la perturbación del hábitat en el uso y selección del microhábitat térmico de *Ambystoma ordinarium* con el objeto de conocer cómo responde esta especie a las

alteraciones antrópicas y cuáles son los requerimientos ambientales de esta especie para así poder establecer estrategias de manejo y conservación.

2.3 MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio de estudio.- El estudio se realizó en un arroyo de montaña de la microcuenca del Río Chiquito, municipio de Morelia, Michoacán (Fig 1), en los meses cálidos (mayo-junio) del 2010 y fríos (enero-febrero) del 2011. A lo largo de 8.62 km del arroyo se seleccionaron 8 sitios con diferente grado de perturbación antropogénica entre los 1920 y 2220 msnm, evaluados previamente mediante el Protocolo Rápido para Evaluar la Calidad Visual del Hábitat (PRECVH) (Barbour et al. 1999). Este método considera cuatro categorías de calidad del hábitat a través de otorgarles un valor numérico: pobre (0-59 puntos), marginal (60-112 puntos), subóptimo (113-165 puntos) y óptimo (166-200 puntos). A partir de una evaluación preliminar de la calidad del hábitat de 15 tramos de arroyo se seleccionaron cuatro sitios con valores numéricos entre 0 a 59 puntos y cuatro sitios con valores numéricos entre 166 y 200 puntos. Los sitios con calidad del hábitat pobre se consideraron sitios perturbados y los sitios con calidad del hábitat óptima se consideraron como sitios conservados. En cada sitio se estableció un transecto de 50 metros de longitud a lo largo del cauce con una separación de cuando menos 200 m entre cada uno de los transectos para asegurar la independencia de las muestras. La separación entre los sitios se estableció en base a criterios biológicos, específicamente al potencial de movimiento de los individuos de ésta especie (0 a 1.36 m, $\bar{X} = 0.22 \pm 0.727$) (Montes, 2007) y a los movimientos máximos que se han registrado para algunas salamandras acuáticas 116m (Cecala et al.2009).



Fig 1. Mapa del área de estudio en la microcuenca del Río Chiquito (Morelia, Michoacán). En azul se muestra el arroyo en el cual se ubicaron los sitios muestreados para *A. ordinarium*.

Búsqueda de individuos.- Para evaluar el uso y selección del microhábitat térmico de *A. ordinarium*, en los meses cálidos y fríos, en cada transecto se realizó una búsqueda intensiva de los individuos mediante la técnica de Inspección por Encuentro Visual (VES) (Crump y Scott 1994). La búsqueda se realizó de 10:30 am a 4:30 pm. Para evitar capturar el mismo individuo más de una vez, los individuos capturados se colocaron en una cubeta con agua de su medio, liberándolos al final del muestreo.

Muestreo del microhábitat térmico.- En cada punto en el que fue registrado un ejemplar de *A. ordinarium*, se registró la temperatura de fondo y las variables físicas y químicas que tienen un efecto sobre la temperatura, o bien, que pueden ser afectados por las condiciones de temperatura del microhábitat (profundidad, pH, oxígeno disuelto, conductividad del agua, velocidad de la corriente, porcentaje de cobertura de sombra y la temperatura ambiental). Las variables físicoquímicas se midieron utilizando un Multiparamétrico marca YSI 85 y un PC 18; la velocidad de la corriente con un flujómetro de hélice Swoffer modelo 2100 y la cobertura de sombra mediante un aro de pvc de 50 cm de diámetro, relleno de arena para que permaneciera en el fondo del arroyo.

En el centro del aro se ubicó el punto donde se registró el ejemplar. Se estimó visualmente el porcentaje de sombra que cubrió la superficie total del área incluida por el aro. También se registró la cobertura (%) de hojas, rocas, arena, cieno, grava, raíces y algas que cubrieron dicha superficie. El ancho del arroyo y la humedad ambiental también fueron medidas.

Disponibilidad térmica del microhábitat.- Para evaluar la disponibilidad térmica del microhábitat de cada transecto de arroyo se ubicaron de manera aleatoria 50 puntos de muestreo (microhábitats vacíos). En cada punto de muestreo aleatorio se midieron las mismas variables fisicoquímicas y estructurales del microhábitat que fueron registradas en los puntos ocupados por un ejemplar.

Análisis estadísticos.-Para evaluar diferencias en la abundancia de *A. ordinarium* entre la temporada cálida y la temporada fría y entre los sitios conservados y perturbados se usaron análisis de varianza previa transformación de los datos utilizando el $\ln x+1$. Para caracterizar los sitios de muestreo se utilizaron los valores promedio incluyendo la temporada cálida y fría de las diferentes variables del microhábitat considerando los microhábitats ocupados y los microhábitats vacíos.

Para evaluar diferencias en el uso y selección del microhábitat térmico entre sitios conservados y perturbados, así como entre microhábitats ocupados o vacíos y entre las temporadas cálida y fría se llevaron a cabo análisis de varianza de tres vías utilizando el paquete estadístico Data Desk. Los datos se arreglaron utilizando tres factores; temporada con dos niveles (cálida-fría), tratamiento (conservado y perturbado) y condición (ocupado o vacío). Se utilizó la interacción entre el tratamiento y la condición como un indicador del uso diferencial de la variable del microhábitat termal. Cuando fue necesario, los datos

fueron transformados utilizando el logaritmo natural de $x+1$. Las variables del microhábitat que tuvieron un efecto sobre la temperatura o que fueron afectadas por ésta se incorporaron a un Análisis de Componentes Principales para establecer su grado de asociación con los sitios ocupados por *A. ordinarium*, para lo cual se utilizó el paquete estadístico PRIMER 5. Los análisis se realizaron sin diferenciar entre los estadios ontogenéticos de la especie.

2.4 RESULTADOS

Abundancia de *Ambystoma ordinarium*.-Incluyendo la temporada cálida y la temporada fría en total se registraron 506 individuos: 232 adultos, 31 juveniles y 243 larvas. Los análisis de varianza mostraron que no existen diferencias significativas en la abundancia de *A. ordinarium* entre la temporada cálida y fría ($F_{1,12}= 0.36$, $P= 0.55$), ni entre el estado de conservación (conservado y perturbado; $F_{1,12}= 0.53$, $P=0.47$), ni en la interacción temporada- estado de conservación ($F_{1,12}=1.49$, $P=0.24$).

Caracterización de los sitios conservados y perturbados.-Incluyendo las dos temporadas (cálida y fría) los sitios perturbados tendieron a presentar mayores valores promedio de arena, grava, cieno, hojas, rocas, ancho del río, velocidad de la corriente, oxígeno disuelto, iones de hidrógeno y temperatura ambiental (Tabla 1) mientras que los sitios conservados tendieron a presentar mayor humedad del ambiente, algas, raíces, sombra, profundidad y conductividad del agua (Tabla 1). Aunque la temperatura del agua tuvo un valor promedio más alto en los sitios conservados los valores del rango de temperaturas fueron más bajos en esta condición ($9.4^{\circ}\text{C} - 24.4^{\circ}\text{C}$) que en los sitios perturbados ($11.8^{\circ}\text{C}-26^{\circ}\text{C}$) (Tabla 1).

Tabla 1. Valores promedio y rango de las variables del hábitat en los sitios conservados y perturbados muestreados en la microcuenca del Río Chiquito Municipio de Morelia. Los valores promedio incluyen los muestreos tanto de la temporada cálida como la temporada fría del año.

Variable	Unidad de medida	Conservado		Perturbado	
		Promedio	Rango	Promedio	Rango
Humedad del ambiente	%	40.88	16.4-71.2	39.18	18.6-100
Algas	%	68.63	1.0-100	26.59	0.0-100
Arena	%	30.54	4.0-100	41.1	5.0-90
Cieno	%	39.08	1.0-100	41.41	2.0-100
Grava	%	22.76	2.0-95	39.56	2.0-100
Hojas	%	17.9	2.0-100	25.73	1.0-100
Raíces	%	29.03	2.0-100	25.73	1.0-100
Rocas	%	59.88	1.0-100	64.06	5.0-100
Sombra	%	43.57	0.0-100	40.42	0.0-100
Ancho del río	Metros	3.26	0.68-6.7	4.8	0.4-8.5
Conductividad del agua	µs	264.88	104.3-440	206.98	8.18-339.2
Flujo de la corriente	m/s	11.52	0.0-315	21.32	0.0-566.6
Oxígeno disuelto	Ppm	4.46	0.01-9.12	6.44	0.4-10.55
Iones de hidrógeno	Ph	8.06	7.11-9.87	8.56	7.46-10
Profundidad	Cm	31.98	1.0-100	24.49	1.0-160
T° ambiente	°C	26.52	2.5-36.2	29.47	3.2-39.3
T° fondo	°C	17.28	9.4-24.4	16.58	11.8-26

Uso y selección del microhábitat térmico.- Incluyendo las dos temporadas (cálida y fría) en total se caracterizaron 506 microhabitats ocupados por *A. ordinarium* y 780 microhábitats ubicados aleatoriamente. Los microhábitats ocupados se caracterizaron por presentar menor temperatura de fondo (16.64°C) que los microhábitat vacíos (17.21°C; $F_{1,24}=4.33$ $P=0.048$), también se encontraron diferencias significativa de la temperatura de fondo entre la temporada cálida (19.34°C) y fría (14.51°C; $F_{1,24}= 76.49$, $P=0.0001$). No se encontraron diferencias significativas en la temperatura del fondo entre los sitios conservados (17.28°C) y los sitios perturbados (16.58°C; $F_{1,24}= 0.004$, $P=0.94$) ni entre la interacción condición (ocupado-vacío)-estado de conservación (conservado-perturbado) ($F_{1,24}= 0.085$, $P=0.77$), aunque los microhábitats ocupados muestran una tendencia a presentar menor temperatura de fondo que los microhábitats vacíos en los sitios

perturbados (15.63°C ocupados vs 17.15°C vacíos) y en los sitios conservados (17.31 °C vs 17.27°C vacíos), así como en la temporada cálida y la temporada fría (Fig. 2).

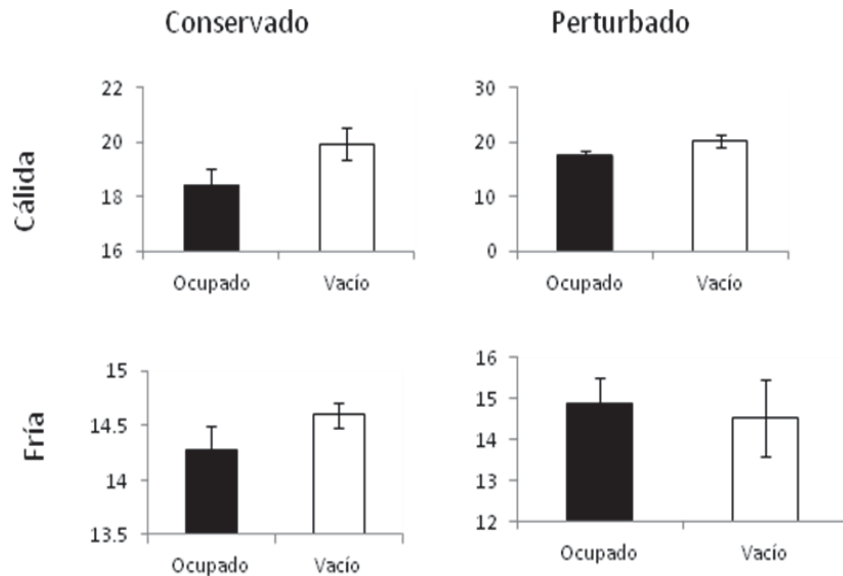


Fig 2. Promedio de temperatura de fondo disponible y usada por *A. ordinarium* en la microcuenca del Río Chiquito (Morelia, Michoacán) en las dos temporadas (cálida-fría) y en los sitios conservados y perturbados.

Uso y selección de las variables del microhábitat asociadas con el microhábitat térmico.- Incluyendo las dos temporadas los microhábitats ocupados se caracterizaron por presentar significativamente menor velocidad de la corriente ($F_{1,24}=7.28$ $P=0.01$, Tabla 2), menor concentración de oxígeno disuelto ($F_{1,24}=4.73$ $P=0.03$, Tabla 2) y mayor profundidad ($F_{1,24}=16.95$ $P=0.0004$, Tabla 2) que los microhábitats vacíos. La velocidad de la corriente varió significativamente entre temporadas (cálida-fría) ($F_{1,24}= 4.50$, $P=0.04$). Aunque los valores de las variables estructurales del microhábitat no presentaron diferencias significativas entre sitios ocupados y vacíos, los sitios ocupados tendieron a presentar mayor porcentaje de algas, arena, cieno, grava y raíces (Tabla 2,

Fig.3). La humedad del ambiente y la conductividad del agua también tendió a presentar mayores valores promedio en los sitios conservados (Tabla 2).

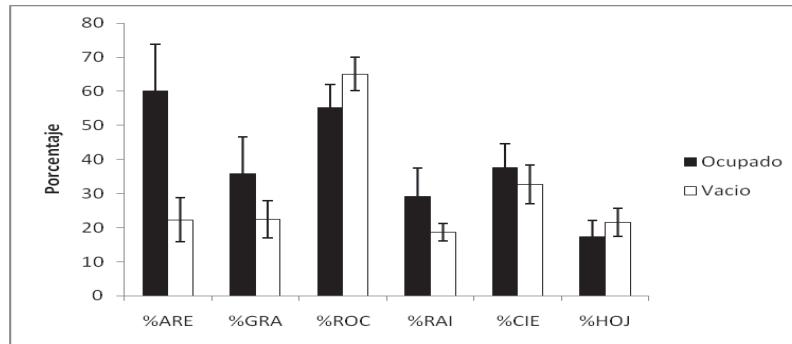


Fig. 3. Cobertura (%) de las variables estructurales de los microhábitats ocupados por *A. ordinarium* y los microhábitats vacíos en la microcuenca del Río Chiquito (Morelia, Michoacán) en las dos temporadas de muestreo. Se muestran los valores promedio de los ocho sitios de muestreo y el error estándar.

Tabla 2. Valores promedio y rango de las variables del microhábitat en los micrositios ocupados por *A. ordinarium* y muestreados al azar en la microcuenca del Río Chiquito Municipio de Morelia. Los valores promedio incluyen los muestreos tanto de la temporada cálida como la temporada fría del año.

Variable	Unidad de medida	Ocupado		Vacio	
		Promedio	Rango	Promedio	Rango
Humedad del ambiente	%	41.57	21.2-100	39.11	16.4-68.5
Algas	%	50.77	0.0-100	46.61	0.0-100
Arena	%	70	5.0-95	24.55	4.0-100
Cieno	%	43.89	2.0-100	36.77	1.0-100
Grava	%	61.25	5.0-90	27.88	2.0-100
Hojas	%	21.8	2.0-100	24.77	2.0-100
Raíces	%	33.64	2.5-100	19.37	1.0-80
Rocas	%	52.14	5.0-100	66.43	1.0-100
Sombra	%	52.93	0.0-100	35.03	0.0-100
Ancho del río	Metros	3.91	1.5-8.2	4.04	0.4-8.5
Conductividad del agua	µs	258.83	104.3-398.4	223.1	8.18-440.4
Flujo de la corriente	m/s	0.65	0-35.33	27.94	0-566.6
Oxígeno disuelto	Ppm	4.68	0.01-9.71	5.87	0.05-10.55
Iones de hidrógeno	Ph	8.28	7.12-9.8	8.31	7.11-10
Profundidad	Cm	41.3	4.0-100	20.07	1.0-160
T° ambiente	°C	27.32	20.39.3	28.36	2.5-38.6
T° fondo	°C	16.64	12.1-23.6	17.21	9.4-26

Los sitios conservados tendieron a presentar mayor porcentaje de sombra aunque no se encontraron diferencias significativas en la cobertura (%) de sombra entre sitios conservados y perturbados ($F_{1,24}=0.68$, $P=0.10$), de igual forma se encontró una tendencia a presentar mayor porcentaje de sombra en los sitios ocupados que en los sitios vacíos (Tabla 2). La profundidad no tuvo variación significativa entre sitios conservados y perturbados aunque en la temporada cálida se registraron diferencias significativas en la profundidad en los sitios conservados entre microhábitats ocupados y vacíos ($F_{1,24}=7.85$ $P=0.03$). Los valores de pH mostraron diferencias significativas entre sitios conservados y perturbados ($F_{1,24}= 25.00$, $P=0.0001$).

La concentración de oxígeno disuelto fue diferente entre los sitios conservados y perturbados ($F_{1,24}= 22.29$, $P=0.0001$) al igual que el ancho del río ($F_{1,24}= 15.51$, $P=0.0005$). Los microhábitats ocupados y vacíos en sitios conservados y perturbados estuvieron caracterizados por hojas, raíces, cieno, algas, arena, grava y rocas. Estas variables estructurales no presentaron diferencias significativas entre microhábitats ocupados y vacíos, ni entre sitios conservados y perturbados o en la interacción entre ambos (Fig. 4).

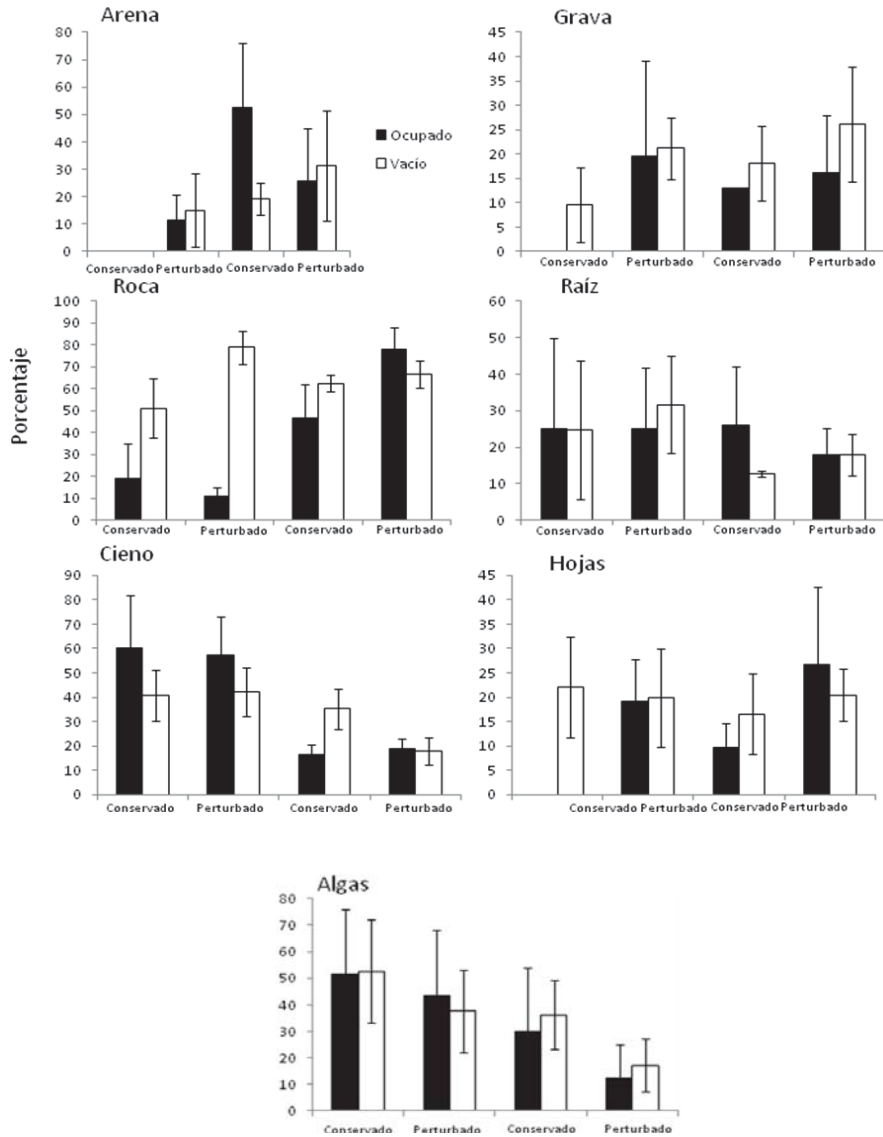


Fig. 4. Variables estructurales de los microhábitats ocupados por *A. ordinarium* y microhábitats vacíos en sitios conservados y perturbados de la microcuenca del Río Chiquito (Morelia, Michoacán) en las dos temporadas de muestreo. Se muestran los valores promedio y el error estándar.

El análisis de componentes Principales de los atributos del microhábitat diferenciaron los sitios ocupados de los sitios vacíos a lo largo del primer componente (PC1), el cual explicó el 41.9 % de la varianza total. El segundo componente principal PC2 explicó el 31% de la varianza total. Los microhábitats ocupados presentaron valores

mayores de sombra y profundidad, mientras que los microhábitats vacíos presentaron valores mayores de velocidad de corriente y temperatura (Fig. 5).

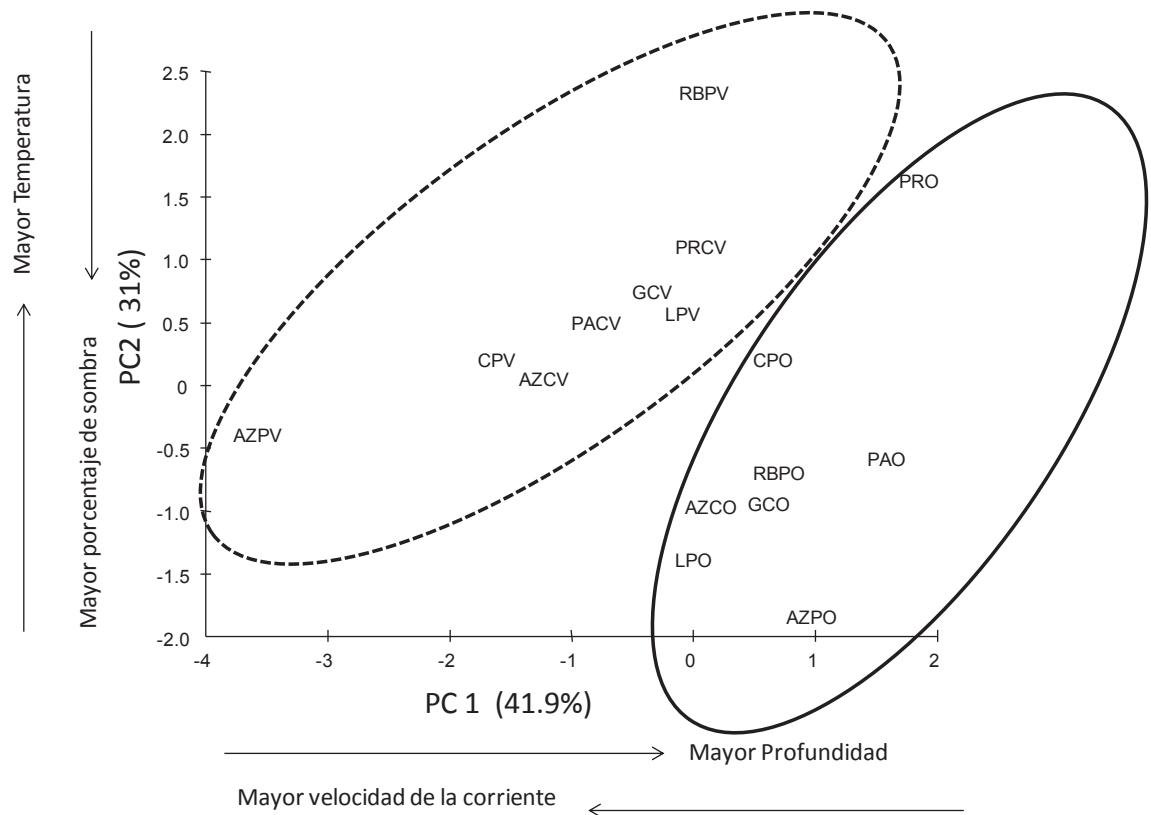


Fig 5. Análisis de Componentes Principales de los sitios ocupados: Piedra Redonda Conservado Ocupado (PRO), Campestre Perturbado Ocupado (CPO), Peñas Angustias Conservado Ocupado (PAO), Golondrinas Conservado Ocupado (GCO), Lienzo Perturbado Ocupado (LPO), Agua Zarca Perturbado Ocupado (AZPO), Río Bello Perturbado Ocupado (RBPO), Agua Zarca Conservado Ocupado (AZCO) y los sitios vacíos: Río Bello perturbado vacío (RBPV), Piedra Redonda Conservado Vacío (PRCV), Golondrinas Conservado Vacío (GCV), Lienzo Pertrubado Vacío (LPV), Piedras Angustias Conservado Vacío (PACV), Campestre Pertrubado Vacío (CPV), Agua Zarca Conservado Vacío (AZCV) y Agua Zarca Perturbado Vacío (AZPV). Las flechas indican correlación del PC1 y PC2 con los diferentes atributos del microhábitat.

2.5 DISCUSIÓN

En el presente trabajo se encontró que *A. ordinarium* tiende a presentar mayor abundancia en los sitios conservados aunque esta tendencia no es estadísticamente significativa. La menor abundancia registrada en los sitios perturbados probablemente es resultado de la modificación en algunas características fisicoquímicas y estructurales del

hábitat, lo que sugiere un efecto de la perturbación sobre ésta población (e.g. menor profundidad promedio de los arroyos y mayor velocidad de la corriente en los sitios perturbados). Las diferencias reportadas en las abundancias de las poblaciones de anfibios acuáticos como respuesta a la perturbación del hábitat (e.g. Wilson y Dorcas en 2003 reportan una baja correlación entre el porcentaje de disturbio y la abundancia de algunas salamandras, mientras que Peterman et al. en 2011 encuentran una mayor densidad de adultos y juveniles en áreas alteradas) quizá dependen del tipo y la magnitud del disturbio, pues existe una compleja relación entre la abundancia de los organismos y las condiciones de los arroyos producto de la intensidad y el tipo de disturbio del hábitat (Willson y Dorcas 2003). En el presente estudio se encontró que, además de la alteración antrópica del hábitat como resultado de las actividades humanas (e.g. actividades agrícolas, ganaderas y urbanización), existen otras amenazas como las que representan los criaderos de truchas que existen en las partes altas de la microcuenca de Río Chiquito. En el sitio conservado de Agua Zarca se encontró una baja abundancia de organismos de *A. ordinarium* y se observó la presencia de truchas, por lo que la baja abundancia de salamandras en este sitio pudiera deberse al efecto depredador de las truchas sobre *A. ordinarium*, ya que se ha documentado que los peces se alimentan de larvas de salamandras (Manentli et al. 2006, Olson 2009). En los sitios perturbados solo el ancho de la río, el pH y la concentración de oxígeno disuelto fueron variables que variaron significativamente, ninguna de las variables estructurales del microhábitat varió significativamente, aunque si se observó la tendencia en los sitios perturbados a presentar mayores valores promedio de arena, rocas, grava y menores valores promedio de profundidad, porcentaje de raíces y sombra. Se ha documentado que estas variables son

sensibles a las modificaciones del hábitat (Orsen y Shure 1972, Ficetola et al. 2011). Por ejemplo, las actividades antropogénicas como el sobrepastoreo o el cruce de vehículos destruyen las riberas de los arroyos aumentando el área de erosión, lo que genera, que el material de las laderas sea arrastrado y depositado en el fondo de los arroyos, disminuyendo la profundidad y reduciendo la disponibilidad de microhábitats (Peterman et al. 2008), además de incrementar la turbidez del agua (Sagar et al 2006, Welsh y Hodgson 2008). La baja profundidad hace que los cuerpos de agua se vuelvan más someros y por ende aumente la temperatura del agua (Ashton et al. 2006). Por otro lado, la reducción de la profundidad en los arroyos limita la disponibilidad de diferentes profundidades en un mismo hábitat acuático, las cuales proveen microhábitats que son seleccionados por los diferentes estadios de desarrollo de los individuos de la población, minimizando la competencia por los recursos (Stauffer et al. 1983). Los resultados de este estudio sugieren que *A. ordinarium* selecciona los lugares más profundos sin importar el estado de conservación (\bar{X} =41.30cm rango 4.0-100 cm), lo cual difiere con lo reportado por Huacuz (2008), quien reporta profundidades para *A. ordinarium* de 0.1 a 2.0 m. También se ha reportado que esta especie prefiere profundidades de 0.1 a 0.5 m para ovopositar (Anderson y Worthington, 1971; García 2003), aunque en el presente trabajo se observó que los huevos eran puestos bajo la superficie del agua en ramas que flotaban o en raíces. La exposición de las masas de huevos a la radiación UV está en parte determinada por la profundidad del agua en la cual los anfibios ovopositan (Blaustein y Belden 2003), por lo cual en los sitios perturbados existe una mayor incidencia de rayos UV debida a la poca cobertura arbórea (Hickford y Schiel 2011) y a la disminución de la profundidad producto del arrastre de material al fondo. Por lo que los huevos de *A.*

ordinarium pudieran ser más susceptibles de morir o sufrir mutaciones por el exceso de radiación UV (Sagar et al. 2006). La profundidad también ha sido asociada con la presencia y mantenimiento de paedomorfosis en varias especies de salamandras (Semlitsch 1987; Shaffer, 1989). En el presente trabajo de los 506 organismos de *A. ordinarium* solo se registró la presencia dentro del arroyo de 2 organismos metamorfoseados, los cuales se ubicaron en el sitio conservado de Las Golondrinas. Algunos autores mencionan que la metamorfosis se puede generar para disminuir la competencia (Denoël et al. 2007), ya que los organismos metamorfoseados pueden explorar los ambientes terrestres o moverse entre arroyos (Denoël et al. 2007) con lo cual amplían su capacidad de explorar nichos alimenticios. Sería interesante evaluar el origen de la metamorfosis, y si estos organismos pudieran haberse transformado en algún sitio perturbado y desplazado dentro de la corriente a estos sitios ya que existe evidencia de que las salamandras evacúan sus hábitats acuáticos después de ser fuertemente alterados emigrando a arroyos adyacentes (Peterman et al. 2011). En general, los sitios conservados tendieron a presentar mayor humedad del ambiente, mayor porcentaje de raíces, sombra y profundidad de los arroyos, lo que concuerda con la estructura vegetal densa de los márgenes de los arroyos, que mantienen zonas buffers con altos porcentajes de humedad e insignificante radiación UVB (Hickford y Schiel 2011), condiciones al parecer más adecuadas para la existencia de la especie. Algunas de estas variables presentes en los sitios conservados como las raíces, son importantes porque proveen refugio a los organismos, además de minimizar el efecto de la corriente del arroyo (Faccio 2003), o la sombra que provee la cobertura arbórea vegetal ya que algunas de las larvas de salamandras acuáticas han sido asociadas con arroyos sombreados y heterogéneos

(Manentli et al. 2006), esta misma asociación fue observada en *A. ordinarium* tanto en sitios conservados como perturbados. Madison (1999) encontró que las salamandras reducen su actividad durante las horas de altos niveles de luz para evitar el riesgo de ser depredados. De manera general, sin tomar en cuenta el estado de conservación, se identificaron variables de importancia para esta especie ya que los microhábitats ocupados por *A. ordinarium* presentaron significativamente mayor profundidad, menor temperatura de fondo, menor velocidad de la corriente y menor concentración de oxígeno disuelto. De estas variables la temperatura juega un papel muy importante en los anfibios ectotermos (Huey 1982) y se relaciona con variables como la profundidad, la concentración de oxígeno disuelto, la velocidad de la corriente y el pH, variables relacionadas con la estabilidad de los sistemas acuáticos. Aunque la temperatura no varió entre los estados de conservación, los organismos seleccionaron las temperaturas más bajas en ambos estados de conservación, a excepción del invierno donde estos organismos tendieron a ocupar los lugares más cálidos. La temperatura ambiente promedio registrada en sitios conservados fue de 26.52 °C, mientras que en sitios perturbados fue de 29.47 °C, mientras que la temperatura del fondo presentó valores promedio similares en ambos sitios (17.28°C conservado y 16.58 °C perturbados). A pesar de estas similitudes, *A. ordinarium* claramente mostró preferencias por ocupar los sitios más fríos en los sitios perturbados (15.63°C vs 17.15 °C de microhabitats al azar) y conservados (17.31°C vs 17.27 °C de microhabitats al azar), esta preferencia podría deberse a los requerimientos alimenticios ya que se a correlacionado negativamente la cantidad de artículos alimenticios en los estómagos de salamandras acuáticas con la temperatura del agua (Cecatela et al. 2007) ya que en aguas cálidas la actividad de forrajear y la cantidad de alimento podría

reducirse (Connette et al. 2011). Estos valores de temperatura son mayores que los valores promedio reportados por Duellman y Trueb (1994) para ambystomatidos de zonas templadas (14.5°C) y se encuentran por debajo de los valores promedio reportados por estos autores para ambystomátidos de zonas tropicales (19°C) (Spotila 1972, Cecatela et al. 2007). Una de las variables que se relaciona con la temperatura del agua es la velocidad de la corriente la cual puede ser alterada por el cruce de caminos (Welsh y Hodgson 2008), además de ser un mecanismo que forma o destruye las formas del fondo del arroyo por la deposición o remoción del material de fondo (Merritt et al. 2009) y que puede incrementar la mortalidad, modificar la disponibilidad de recursos e interrumpir interacciones entre especies (Bayley y Li 1992). Sería importante seguir evaluando periódicamente el efecto que tiene la perturbación antrópica sobre las variables del microhábitat que usa y selecciona esta especie y la respuesta de éstas a las alteraciones del hábitat, ya que la tendencia que se observó de encontrar menor número de organismos de *A. ordinarium* en sitios perturbados podría acentuarse a tal grado que la especie corra un inminente riesgo de ser extirpada en ésta área de su distribución. En los sitios perturbados se observaron señales alarmantes de daño sobre esta especie, ya que a algunos organismos les faltaba alguna extremidad, tenían cicatrices o heridas expuestas, lo cual podría causar mayor vulnerabilidad a infecciones por algún patógeno. Por último, es importante destacar que por primera vez se presenta información sobre las variables del microhábitat que son críticas para la permanencia de ésta especie, por lo que la información generada en este estudio servirá para generar planes de manejo y conservación para *A. ordinarium*.

2.6 LITERATURA CITADA

- Alvarado, J., P. García e I. Suazo. 2003. Food habits of a paedomorphic population of the Mexican salamander, *Ambystoma ordinarius* (Caudata: Ambystomatidae). *The Southwestern Naturalist* 48: 100-102
- Anderson, J. D. y R. D. Worthington. 1971. The life history of the Mexican salamander *Ambystoma ordinarius* Taylor *Herpetologica* 27: 165-176
- Ashton D. T., Marks S.B. y Welsh H. H. Jr. 2006. Evidence of continued effects from timber harvesting on lotic amphibians in redwood forests of northwestern California. *Forest Ecology and Management* 221: 183–193
- Barbour, M.T., J. Gerritsen, B.D. Snyder, y J. B. Stribling. 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish, Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.
- Bayley, P. B., y H. W. Li 1992. Riverine fishes. In the rivers handbook. P. Calow and G. E Petts, vol. 1 U. K. Blackwell Scientific Publications, Oxford, pp. 251 – 281
- Blaustein, A.R. y L.K. Belden. 2003. Amphibian defenses against UV-B radiation. *Evolution and Development* 5: 89-97
- Cecala, K.K., S. J. Price y M.E. Dorcas. 2007. Diet of larval Red Salamanders (*Pseudotriton ruber*) examined using a nonlethal technique. *Journal of Herpetology* 41: 741–745
- Connette, G.M., S. J. Price y M. E. Dorcas. 2011. Influence of abiotic factors on activity in a larval stream salamander assemblage. *Southeastern Naturalist* 10(1): 109-120

- Duellman, W. E. y L. Trueb. 1994. *Biology of amphibians*. The Johns Hopkins University Press. 670 pp.
- Faccio, S. D. 2003. Postbreeding emigration and habitat use by Jefferson and spotted salamanders in Vermont *Journal of Herpetology* 37:479–489
- Ficetola, G. F., L. Marziali, B. Rossaro, F. De Bernardi y E. Padoa-Schioppa. 2011. Landscape-stream interactions and habitat conservation for amphibians. *Ecological Applications* 21(4): 1272-1282
- García, P. 2003. Características de Hábitat y Atributos demográficos de *Ambystoma ordinarium* Taylor 1940 (Amphibia: Caudata) en Agua Zarca, Municipio de Morelia. México. Tesis de Maestría. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. 66 pp.
- Hertz, P. E., D. R. Huey y R. D. Stevenson. 1993. Evaluating temperatura regulation by field-active ectotherms: the fallacy of the inappropriate question. *The American Naturalist* 142: 796-818
- Hickford, M.J.H. y R.S. Daivid. 2011. Synergistic interactions within disturbed hábitats between temperatura, relative humidity and UVB radiation on egg survival in a *Diadromus* fish. *Plos ONE* 6(9) E24318. Doi:10.1371/journal.pone.0024318
- Huacuz-Elias, D. C. 2008. Manejo y conservación de las especies del género *Ambystoma* (Caudata: Abystomatidae) en Michoacán, México. Tesis de Grado. Universidad de Salamanca. 194 pp.
- Huey, R. B. 1982. Temperature, physiology, and the ecology of reptiles. In *Biology of the reptilian*, vol. 12. Ed. C. Gans y F. H. Pough, 25-91. New York Academic Press.

- Madison, D.M., J. C. Maerz y J.H. McDarby.1999. Optimization of predator avoidance by salamanders using chemical cues: Diet and diel effects. *Ethology* 105:1073–1086
- Manentli, R., G.F. Ficetola y F. De Bernardi. 2006. Water stream morphology and landscape: complex hábitat determinants for the fire salamander *Salamandra salamandra*. *Amphibia-Reptilia* 30: 7-15
- Montes, M. A. 2007. Crecimiento, movimientos y densidad en una población de la salamandra *Ambystoma ordinarium* (Caudata: Ambystomatidae) en Agua Zarca, Morelia, Michoacán. Tesis de Licenciatura. Facultad de Biología. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Morelia, Michoacán, México. 41 pp.
- Olson, D.H. 2009. Herpetological conservation in northwestern North America. *Northwestern Naturalist*. 90:61-96
- Orsen, P. N. y D.J. Shure.1972.Effects of urbanization on the salamander *Desmognathus fuscus fuscus*. *Ecology* 53:1148-1155
- Peterman, W.E., J. A.Crawford yR. D. Semlitsch. 2008. Productivity and significance of headwater streams: population structure and biomass of the black-bellied salamander (*Desmognathus quadramaculatus*). *Freshwater Biol* 53: 347–357
- Peterman, W.P., J. A. Crawford y R.D. Semlitsch. 2011. Effects of even-aged timber harvest on stream salamanders: Support for the evacuation hypothesis. *Forest Ecology and Management* 262 (12): 2344-2353

- Sagar, J., D. H. Olson y R. Schmitz. 2006. Survival and growth of larval coastal giant salamanders (*Dicamptodon tenebrosus*) in streams in the Oregon coastal range. *Copeia* 2007: 123-130
- Semlitsch, R.D. 1987. Paedomorphosis in *Ambystoma talpoideum*: effects of density, food, and pond drying. *Ecology* 68: 994-1002
- Shaffer, B., O. Flores-Villela, G. Parra-Olea, D. Wake. 2008. *Ambystoma ordinarium*. In: IUCN 2010. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.4. www.iucnredlist.org>. Downloaded on 13 April 2011.
- Shaffer, H. B. 1989. Natural History, Ecology and Evolution of the Mexican “Axolotls”. *Axolotl Newsletter* 18: 5-11
- Stauffer, J. R. Jr., E. Gates y W. L. Goodfellow. 1983. Preferred temperature of two Sympatric *Ambystoma* larvae: Approximate factor in Niche Segregation? U.S.A. *Copeia* 4: 1001 – 1005
- Spotila, J.R. 1972. Role of temperature and water in the ecology of lungless salamanders *Ecological Monographs* 42:95–125
- Taylor, E. H. 1940. *Ambystoma ordinarium*. *Herpetologica* 1: 171
- Welsh JR., H.H. y G.R. Hodgson. 2008. Amphibians as metrics of critical biological thresholds in forested headwater stream of the Pacific Northwest, U.S.A. *Freshwater Biology* 53:1470:1488
- Denoël M., H.H. Whiteman y S.A. Wissinger. 2007. Foraging tactics in alternative heterochronic salamander morphs: trophic quality of ponds matter more than water permanency. *Freshwater Biology* 52: 1667-1676
- Willson, J.D. y M. E. Dorcas. 2003. Effects of hábitat disturbance on stream salamanders:

implications for buffer zones and watershed management. *Conservation Biology*
17 (3): 763-771

III. Capítulo II

USO Y SELECCIÓN DEL MICROHABITAT DE LA SALAMANDRA DE MONTAÑA *Ambystoma ordinarium* EN SU ÁMBITO DE DISTRIBUCIÓN GEOGRÁFICA

3.1 RESUMEN

Se evaluó el uso y selección de las variables fisicoquímicas y estructurales del microhábitat de la salamandra de montaña *A. ordinarium* en su ámbito de distribución geográfica. Se visitaron 32 localidades donde históricamente se ha registrado esta especie durante dos temporadas: en los meses cálidos de mayo y junio del 2010, así como en los meses fríos: enero, febrero y principios de marzo del 2011; en cada localidad se establecieron transectos de búsqueda de 500 m río arriba, así como río abajo para verificar la presencia actual de esta especie. En las localidades donde se localizaron más de tres organismos se estableció un transecto de 50 metros de longitud a lo largo del cauce. Se registraron todos los ejemplares localizados en cada transecto. En el lugar donde se registró cada ejemplar se tomó información de 6 variables ambientales y 8 variables estructurales del microhábitat. Las mismas variables fueron registradas en 50 puntos distribuidos aleatoriamente en cada transecto. En total se registraron 160 organismos en 12 localidades de las 32 localidades históricas. Se caracterizaron 147 microhábitats ocupados por *A. ordinarium* y 530 microhábitats ubicados aleatoriamente. En general en todos los sitios los microhábitats ocupados por estos organismos se caracterizaron por presentar menor temperatura de fondo, menor velocidad de la corriente, menor concentración de oxígeno disuelto, menor porcentaje de rocas y mayor

profundidad, mayor porcentaje de sombra y mayor porcentaje de cieno de raíces que los microhábitats vacíos. Estos resultados sugieren afinidad de esta especie por algunas variables del microhábitat. La información que se presenta será relevante para planear acciones de conservación y manejo críticas para la persistencia de esta especie.

3.2 INTRODUCCIÓN

Los factores abióticos como las clinas térmicas, altitud y el paisaje afectan la distribución espacial de las especies de anfibios (Giordano et al. 2007). Algunos estudios han evaluado la asociación de las especies con su hábitat a través de comparar hábitats ocupados con hábitats vacíos disponibles, identificando variables críticas en la distribución de las especies (e.g. temperatura del agua, profundidad, vegetación emergente y conductividad; Welch y James 2005). La salamdra de montaña (*Ambystoma ordinarium*) es una especie con una distribución estrecha (menos de 500 km²; IUCN 2011) la cual está listada según la NOM-059 como especie sujeta a Protección Especial y en la IUCN como especie en peligro de extinción (Shaffer et al. 2008). La información publicada sobre *Ambystoma ordinarium* es escasa, limitándose a aspectos de descripción y distribución (Taylor 1940), descripción de algunas variables fisicoquímicas del hábitat acuático (Shaffer 1989, Anderson y Worthington 1971), aspectos poblacionales (García 2003) y dieta general de la especie (Alvarado-Díaz et al. 2003).

En este estudio se usó información de previa (Capítulo I) para generar hipótesis sobre la asociación entre *A. ordinarium* y variables fisicoquímicas y estructurales de su microhábitat en su ámbito de distribución geográfica. La hipótesis de este estudio plantea que esta especie selecciona los microhábitats de mayor profundidad, mayor porcentaje de sombra, así como los de menor temperatura de fondo, menor velocidad de la corriente y

menor concentración de oxígeno disuelto en los diferentes sitios que integran su ámbito de distribución. La información generada servirá para plantear estrategias de conservación, lo cual puede ser crucial para la persistencia de esta especie.

3.3 MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio.-El muestreo se llevó a cabo en arroyos de 32 localidades donde históricamente se ha registrado *A. ordinarium* dentro del estado de Michoacán, México (Anderson y Worthington 1971, Anderson 1975, Huacuz 2008, Weisrock 2006) (Tabla 1).

Tabla 1.Localidades históricas de *Ambystoma odinarium*

Número	Latitud N, longitud W	Altitud	Localidad	Municipio
1	19°38'55'', 101°00'43"	2200	Pino Real	Charo
2	19°40'30", 100°59'27"	2100	El Vaquerito	Charo
3	19°42'00", 100°56' y 101°01'20"	1980	Zurubeneo	Charo
4	19°34'18" y 19°39'20", 100°56'y 101°01'20"	2046	Parque Nacional José María Morelos Km 23	Charo
5	19°48', 100°36'	3400	Cerro San Andrés	Hidalgo
6	19°34'17", 100°36'47"	2400	Mata de Pinos	Hidalgo
7	19°32'13", 100°37'06"	2520	Agostitlán	Hidalgo
8	19°38'54", 100°47'13"	2480	Ojo de Agua	Hidalgo
9	19°42'39", 100°45'08"	2360	Cieneguillas	Hidalgo
10	19°38'10", 100°42'05"	2500	Presa Pucuat	Hidalgo
11	19°37'28", 100°46'22"	2500	Mil Cumbres	Hidalgo
12	19°39'30.54", 100°48'04"	2580	Pino Gordo	Hidalgo
13	19°39'56.6", 100°47'05.3"	2178	Los Sauces	Hidalgo
14	19°32'04", 100°45'09"	2180	San Antonio Villalongín	Hidalgo
15	19°38'45.2", 100°58'34.5"	2100	Puerto Madroño	Morelia
16	19° 44' 10", 101° 05' 46"	1880	El Saltrillo	Morelia
17	19°40'31.3'', 101°09'27.5''	1920	Los Filtros	Morelia
18	19°38'28.6'', 101°8'17.7''	2400	San Miguel del Monte	Morelia
19	19°36.52'6'', 101°7'30.3''	2500	Agua Zarca	Morelia
20	19° 38' 22.7'', 101° 24' 36.2''	2240	Iratzio	Morelia
21	19°40'57", 100°52'08"	2640	San José Lagunillas	Querendaro
22	19°41'07.5", 100°51'31.9"	2740	San José de la Cumbre	Querendaro
23	19°40'40.6", 100°49'13.8"	2874	Puerto Garnica	Querendaro

24	19°48'33.1", 100°53'02.5"	1887	Querendaro	Querendaro
25	19°24'05", 101°36'23"	2640	San Gregorio	Salvador Escalante
26	19°24'14", 101°31'45"	2728	San Gregorio I	Salvador Escalante
27	19°24'14", 101°31'48"	2734	Laguna de San Gregorio	Salvador Escalante
28	19°24'43", 101°36'18"	2240	Opopeo	Salvador Escalante
29	19°22'21", 101°34'57"	2500	El Tepetate	Salvador Escalante
30	19°19'29", 101°36'33"	2260	Paso del Muerto	Salvador Escalante
31	19°21'16", 101°03'41"	2440	Turiran	Salvador Escalante
32	19°21'50", 101°23'09"	2400	Cruz del plato	Tacámbaro

Se realizaron visitas a las localidades donde históricamente se ha registrado *A. ordinarium* para verificar su presencia. En cada localidad se buscaron a los organismos 500 metros en dirección de la corriente y contracorriente, el muestreo se homogenizó con el esfuerzo de búsqueda de cuatro personas. Las localidades donde no se encontraron organismos o que tuvieron menos de tres organismos fueron excluidas de los análisis estadísticos. En cada localidad se estableció un transecto de 50 metros de longitud a lo largo del cauce los cuales se muestrearon en los meses cálidos de mayo y junio del 2010, así como en los meses fríos: enero, febrero y principios de marzo del 2011.

Búsqueda de individuos.-En cada transecto se realizó una búsqueda intensiva de los individuos mediante la técnica de Inspección por Encuentro Visual (VES). La búsqueda se realizó de 10:30 am a 4:30 pm. Para evitar capturar el mismo individuo más de una vez, los individuos capturados se colocaron en una cubeta con agua de su medio, liberándolos al final del muestreo. En cada punto en el que fue registrado un ejemplar de *A. ordinarium*, se registraron distintas variables fisicoquímicas del microhabitat como; profundidad, pH, oxígeno disuelto, conductividad, velocidad de la corriente, porcentaje de cobertura de sombra, temperatura de fondo y temperatura ambiental. Las variables físicoquímicas se midieron utilizando un Multiparamétrico marca YSI 85 y un PC 18; la velocidad de la corriente se midió con un flujómetro de hélice Swoffer modelo 2100 y la cobertura de sombra mediante un aro de pvc de 50 cm de diámetro relleno de arena para

que permaneciera en el fondo del arroyo. En el centro del aro se ubicó el punto donde se registró el ejemplar. Se estimó visualmente el porcentaje de sombra que cubrió la superficie total del área incluida por el aro. También se registró la cobertura (%) de hojas, rocas, arena, cieno, grava, raíces y algas que cubrieron dicha superficie.

Disponibilidad de variables fisicoquímicas y estructurales del microhábitat.- Para evaluar la disponibilidad de las variables del microhábitat de cada transecto se ubicaron de manera aleatoria 50 puntos de muestreo (microhábitats vacíos). En cada punto de muestreo aleatorio se midieron las mismas variables fisicoquímicas y biológicas registradas en los puntos ocupados por un ejemplar.

Análisis estadísticos.- Para evaluar diferencias en la abundancia de *A. ordinarium* entre la temporada cálida y la temporada fría se utilizó una prueba de Mann-Whitney U test usando el paquete estadístico Data Desk. Para probar diferencias en el uso y la selección de las variables fisicoquímicas y estructurales del microhábitat (incluyendo las dos temporadas) se utilizaron pruebas de t test pareadas. También se utilizaron las pruebas de t test pareadas para probar diferencias en el uso y la selección del microhábitat entre las temporadas cálida y fría. Ambas pruebas se llevaron a cabo en el paquete estadístico Data Desk.

3.4 RESULTADOS

Distribución histórica.- De las 32 localidades en las que se había reportado la presencia de *A. ordinarium* solamente en 12 localidades se encontraron ejemplares de esta especie y solo 6 localidades fueron incluidas para los análisis estadísticos debido a que únicamente estas presentaron más de 3 individuos (Tabla 2).

Tabla 2.Registros históricos y presencia actual de *A. ordinarium*

Número	N. organismos	Presencia	Localidad	Municipio
1	0	No	Pino Real	Charo
2	12	Si	El Vaquerito	Charo
3	2	Si	Zurunbeneo	Charo
4	3	Si	Parque Nacional José María Morelos Km 23	Charo
5	0	No	Cerro San Andrés	Hidalgo
6	0	No	Mata de Pinos	Hidalgo
7	37	Si	Agostitlán	Hidalgo
8	0	No	Ojo de Agua	Hidalgo
9	0	No	Cieneguillas	Hidalgo
10	0	No	Presa Pucuat	Hidalgo
11	0	No	Mil Cumbres	Hidalgo
12	0	No	Pino Gordo	Hidalgo
13	3	Si	Los Sauces	Hidalgo
14	0	No	San Antonio Villalongin	Hidalgo
15	0	No	Puerto Madroño	Morelia
16	0	No	El Saltrillo	Morelia
17	59	Si	Los Filtros	Morelia
18	21	Si	San Miguel del Monte	Morelia
19	10	Si	Agua Zarca	Morelia
20	0	No	Iratzio	Morelia
21	0	No	San José Lagunillas	Querendaro
22	2	Si	San José de la Cumbre	Querendaro
23	0	No	Puerto Garnica	Querendaro
24	2	Si	Querendaro	Querendaro
25	0	No	San Gregorio	Salvador Escalante
26	0	No	San gregorio 1	Salvador Escalante
27	0	No	Laguna de San Gregorio	Salvador Escalante
28	0	No	Opopeo	Salvador Escalante
29	0	No	El Tepetate	Salvador Escalante
30	0	No	Paso del Muerto	Salvador Escalante
31	1	Si	Turiran	Salvador Escalante
32	8	Si	Cruz del plato	Tacámbaro

Abundancia de *A. ordinarium*.-Se registraron 160 organismos en 12 localidades, seis localidades presentaron igual o menos de tres ejemplares y seis localidades presentaron más de 3 individuos (en total 147 individuos; Tabla 2): 65 adultos, 18 juveniles y 64 larvas. Sí bien el análisis mediante la prueba de U test mostró que no existen diferencias

significativas en la abundancia total entre la temporada cálida y la temporada fría ($U=7$, $P=0.44$), si se observa un cambio en las abundancias de los estadios de desarrollo entre las temporadas.

Uso del microhábitat.- En total se caracterizaron 147 microhábitats ocupados por *A. ordinarium* y 530 microhábitats ubicados aleatoriamente. Considerando las dos temporadas los microhábitats ocupados se caracterizaron por presentar menor velocidad de la corriente ($t= 2.38$, $df 5$, $p= 0.03$, Tabla 3), menor concentración de oxígeno disuelto ($t= 2.05$, $df 5$, $p= 0.04$, Tabla 3), menor porcentaje de rocas ($t= 2.89$, $df 5$, $p= 0.01$, Tabla 3), mayor profundidad ($t= 4.63$, $df 5$, $p= 0.002$, Tabla 3), mayor porcentaje de cieno ($t= 2.11$, $df 5$, $p= 0.04$, Tabla 3) y aunque no fue significativo hubo una tendencia a presentar un mayor porcentaje de sombra ($t= 1.62$, $df 5$, $p= 0.08$, Tabla 3) que los microhábitats vacíos.

Tabla 3. Valores promedio y rango de las variables del microhábitat en los micrositios ocupados por *A. ordinarium* y muestreados al azar en la microcuenca a lo largo de su ámbito geográfico. Los valores promedio incluyen los muestreos tanto de la temporada cálida como la temporada fría del año.

Variable	Unidad de medida	Ocupado		Vacío	
		Promedio	Rango	Promedio	Rango
Humedad del ambiente	%	26.37	17.3-39.3	26.26	12.5-38.6
Algas	%	75.4	10-100	59.79	5.0-100
Arena	%	21.66	5.0-40	52.91	5.0-100
Cieno	%	45.55	5-100	50.19	3.0-100
Grava	%	70	0-70	46.21	3.0-100
Hojas	%	26.15	5.0-80	35.54	2.0-90
Raíces	%	37.29	5.0-90	20.18	1.0-70
Rocas	%	56.23	5.0-100	76.34	5.0-100
Sombra	%	43.61	0.0-100	39.08	0.0-100
Ancho del río	Metros	4.53	1.0-8.2	3.62	0.9-8.5
Conductividad del agua	µS	162.66	50-328.1	122.39	8.18-330
Flujo de la corriente	m/s	0.03	0.0-1.22	28.03	0.0-566.6
Oxígeno disuelto	Ppm	6.21	1.16-9.71	6.37	0.67-10.55
Iones de hidrógeno	Ph	8.0-	6.67-9.35	7.78-	5.7-9.76
Profundidad	Cm	31.68	5.0-78.1	12.69	1.0-160
T° ambiente	°C	26.37	17.3-39.3	26.26	12.5-38.6
T° fondo	°C	16.16	12.2-20.9	15.84	10-24.4

Diferencias en el uso y selección de las variables del microhábitat entre la temporada cálida y fría.- En la temporada cálida se caracterizaron 68 microhábitats ocupados por *A. ordinarium* y 280 microhábitats ubicados aleatoriamente, los microhábitats ocupados se caracterizaron por presentar menor temperatura de fondo ($t=2.13$, $df\ 5$, $p=0.04$), menor concentración de oxígeno disuelto ($t=2.09$, $df\ 5$, $p=0.04$), menor porcentaje de humedad ($t=3.44$, $df\ 5$, $p=0.009$), así como mayor profundidad ($t=3.96$, $df\ 5$, $p=0.005$) y mayor porcentaje de sombra ($t=2.77$, $df\ 5$, $p=0.01$). Aunque no hubo diferencias significativas, en ésta temporada hubo una tendencia de los microhábitats ocupados de presentar menor concentración de Ph ($t=1.77$, $df\ 5$, $p=0.06$) y menor velocidad de la corriente ($t=1.81$, $df\ 5$, $p=0.06$) que los microhábitats vacíos.

En la temporada fría se caracterizaron 79 microhábitats ocupados por *A. ordinarium* y 250 microhábitats ubicados aleatoriamente, solo la profundidad ($t= 3.43$ df 3, $p= 0.02$) mostró diferencias significativas entre los microhábitats ocupados por *A. ordinarium* y los microhábitats vacíos (Fig 1).

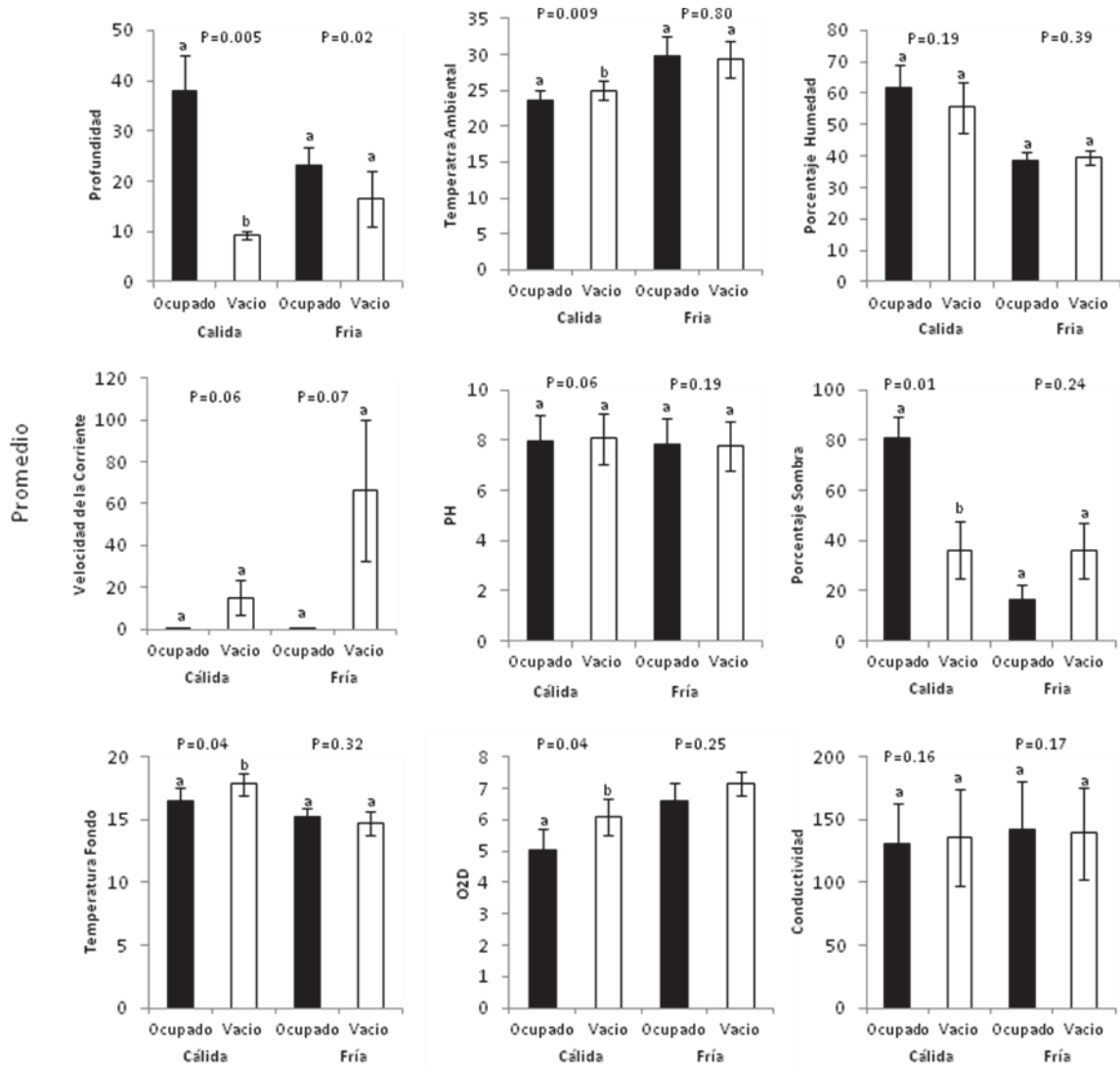


Fig. 1. Promedio de las variables fisicoquímicas del microhábitat ocupadas por *A. ordinarium* y microhábitats vacíos en las dos temporadas (cálida y fría) en su ámbito de distribución geográfica. Se muestran las diferencias significativas de acuerdo con las pruebas de t test pareadas entre los microhábitats ocupados y vacíos en la temporada cálida y la temporada fría.

En la temporada cálida los microhábitats ocupados por *A. ordinarium* presentaron menor porcentaje de roca ($t=2.12$, df 5, $p= 0.04$), mayor porcentaje de cieno ($t= 2.52$, df 5, $p= 0.09$) y mayor porcentaje de raíz ($t= 1.50$, df 5, $p= 0.09$) que los microhábitats vacíos. En la temporada fría las variables estructurales no presentaron diferencias significativas (Fig. 2).

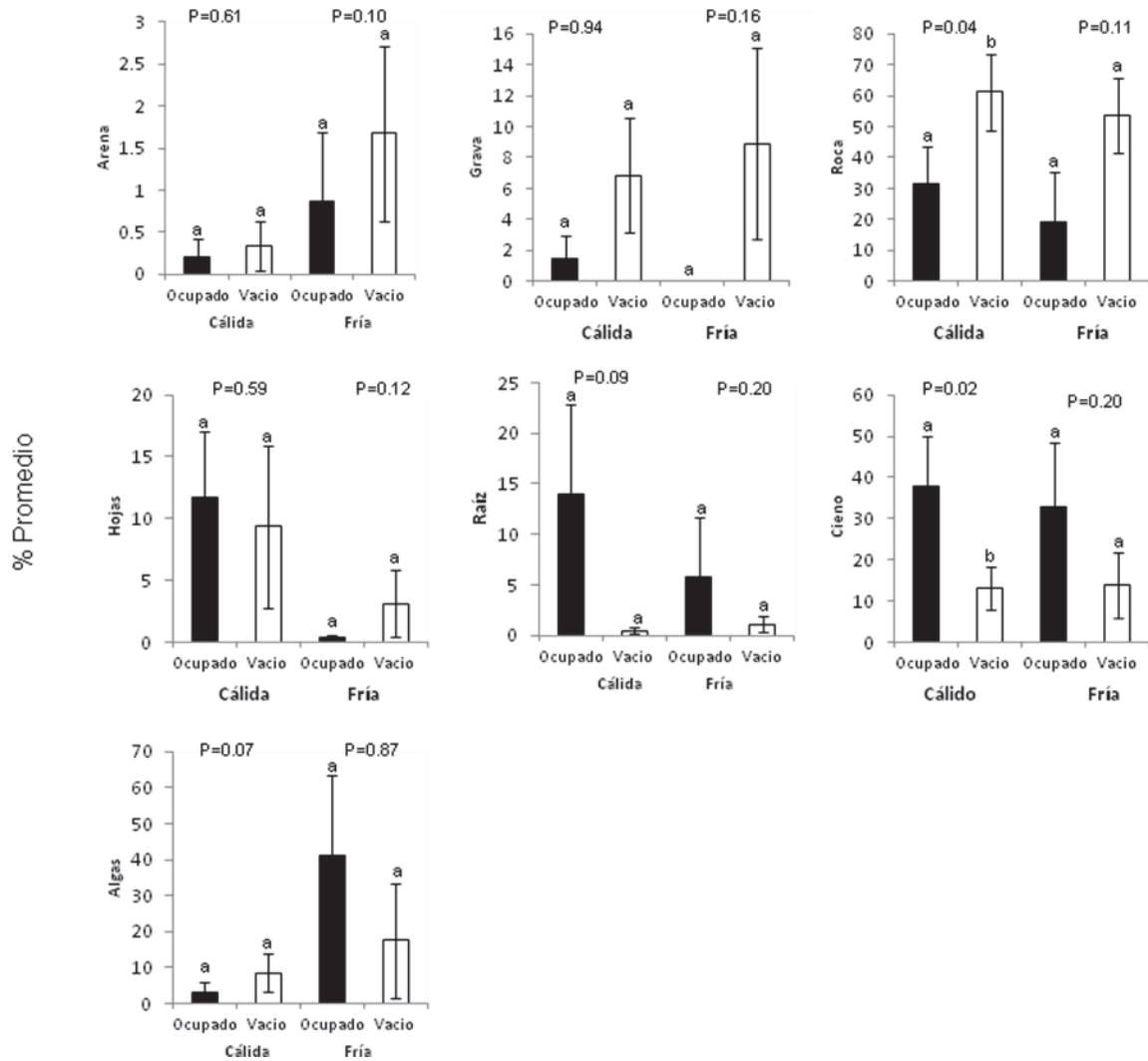


Fig. 2. Cobertura en porcentaje de las variables estructurales de los microhábitats ocupados por *A. ordinarium* y los microhábitats vacíos en las dos temporadas de muestreo (cálida y fría) en su ámbito de distribución geográfica.

3.5 DISCUSIÓN

Hasta la década de los 70's la salamandra de montaña (*A. ordinarium*) había sido reportada en 32 localidades (Anderson y Worthington 1971 y Anderson 1975). Los resultados de este estudio muestran que la especie únicamente se registra en 12 localidades, lo que significa, que en casi 40 de años la especie probablemente pudiera haberse extinguido en él 37.5% de su área de distribución. Estos resultados son alarmantes si se considera que ésta especie tiene un rango de distribución menor a 500 km² (IUCN 2011) y de confirmarse la extinción local, ésta especie podría estar extinta en muy pocos años. A pesar de esto, los resultados de este estudio no concuerdan con lo reportado por Huacuz en el 2008, ya que ella solo reporta la presencia de la especie en 4 de las 32 localidades históricas. En este estudio se localizaron ejemplares de *A. ordinarium* en 12 localidades: El Vaquerito, Zurumbeneo, Parque Nacional José María Morelos Km 23, Río Agostitlán, Los Suces , Los Filtros, San Miguel del Monte, Agua Zarca, San José de la Cumbre, Querendaro, Turiran y Cruz del Plato. Probablemente los resultados difieren debido a que Huacuz (2008) no hizo un muestreo homogéneo en las 32 localidades -en algunas localidades solo muestreó tramos de 100 m- y es muy probable que algunas poblaciones de *A. ordinarium* se hayan desplazado río abajo o río arriba, ya que se ha documentado que en algunas especies de Abystomatidos pueden desplazarse a lo largo del cauce de los arroyos hasta 15 km (Kraaijeveld-Smit et al. 2005, Lowe et al. 2006 , Brattsrom 1963) o moverse entre cuencas por medio de puentes formados entre escurrimientos en temporada de lluvias (Denoël et al. 2007). Por lo tanto es muy probable que en algunas localidades en las que no se encontraron ejemplares aun existan individuos pero será necesario hacer muestreos más extensivos y en diferentes

periodos del año. En el caso de localidades como el Tepetate donde el arroyo perdió su cauce al ser transformado en una noria de concreto para abastecer la demanda local de la comunidad, difícilmente pudieran encontrarse organismos, además, algunos pobladores mencionaron que cuando construyeron la noria muchos de estos organismos fueron sacrificados por la misma gente. Por otro lado, la dinámica poblacional juega un papel muy importante en la presencia y ausencia de las especies en algunas localidades, ya que muchas de las poblaciones de anfibios tienden a disminuir e incrementar a través de los años (Taylor et al. 2006), tal es el caso de la localidad Cruz del plato donde en la temporada cálida encontramos organismos mientras que en la temporada fría no se encontró ningún organismo. La abundancia de *A. ordinarium* no mostró una variación significativa entre temporadas, pero cabe destacar que sí se observó un recambio en las abundancias de los estadios de desarrollo entre las temporadas; en la temporada fría se encontró un mayor número de larvas mientras que en la temporada cálida la mayor abundancia fue de adultos. De acuerdo con algunos autores (Capítulo I y Huacuz 2008) ésta especie presenta un periodo reproductor desde principios de otoño hasta finales de invierno y tiene un ciclo anual con mayor actividad en los meses invernales (García 2003). Esta especie habita ríos de montaña donde las temperaturas son relativamente bajas, los individuos de ambientes fríos crecen o se desarrollan más rápido que sus con específicos de ambientes cálidos (Skelly 2004). Incluyendo la temporada cálida y la temporada fría en este estudio *A. ordinarium* claramente seleccionó sitios con menor velocidad de corriente, menor concentración de oxígeno disuelto, menor porcentaje de rocas, mayor profundidad, mayor porcentaje de cieno y hubo una tendencia para ocupar sitios con mayor porcentaje de sombra, mientras que en la temporada cálida seleccionó

sitios con menor temperatura de fondo, concentración de oxígeno disuelto, menor porcentaje de humedad ambiental, mayor profundidad y mayor porcentaje de sombra. La selección de *A. ordinarium* por las temperaturas más bajas disponibles en los arroyos en la época cálida puede indicar que en ésta época las condiciones son más adversas para el organismo dado el incremento en la temperatura de los arroyos, que puede afectar el crecimiento y alimentación de los organismos, por otro lado en el invierno la temperatura de fondo ocupada tendió a ser mayor que la temperatura de fondo disponible en los arroyos aunque en esta temporada la temperatura de fondo es menor a 15°C. En el caso de las localidades donde históricamente se ha registrado esta especie se observó un deterioro o ausencia de la estructura vegetal riparia a causa de actividades antrópicas, la carencia de estructuras arbóreas puede incrementar los niveles de luz como producto de las actividades del hombre (Skelly y Freidenburg 2000). La selección de microhábitats sombreados en la época cálida puede facilitar micrositos con menor radiación solar y con menor temperatura de fondo. Algunos estudios han observado el efecto que tiene la sombra en el desarrollo de anfibios, tal como el publicado por Skelly en 2004, quien estableció que los embriones de *Rana silvatica* colectados en humedales sombreados se desarrollan más rápido que embriones colectados en humedales sin sombra; en el caso de organismos de cuerpos efímeros, el incremento en el periodo de metamorfosis puede marcar la diferencia entre morir y vivir en humedales que se secan prematuramente; otra de las explicaciones por lo cual esta especie probablemente seleccione microhábitats sombreados y con el mayor porcentaje de cieno tiene que ver con la relación presa-depredador, ya que el color de esta especie puede confundirse con el color del fondo de los arroyos y así evitar ser depredada (Storfer 1999). Además, algunos experimentos en

campo y laboratorio han demostrado que la radiación UV-B causa mortalidad y deformación en anfibios (Corn 2005), por lo cual es probable que esta especie seleccione microhábitats donde la incidencia de la luz sea baja. Los microhábitats con mayor porcentaje de raíces pueden facilitar la presencia de refugios para la especie y lugares para oviposición. La velocidad de la corriente es una variable importante en los sistemas lóticos ya que está relacionada con el cambio de la estructura de los cauces así como en el establecimiento, aumento o disminución de colonias de macroinvertebrados acuáticos (Barbour et al. 1999, Oscoz et al. 2006) los cuales forman parte de la dieta de este organismo (Alvarado et al. 2003). La selección de sitios con menor porcentaje de roca es quizá resultado de la selección de los organismos por sitios más profundos con mayor cantidad de cieno, por otro lado los lugares más rocosos muchas veces se ubican en lugares con mayor velocidad de la corriente. Aunque resulta raro que la especie seleccione sitios con menor concentración de oxígeno disuelto es muy probable que el oxígeno que esta especie demande se obtenga más del aire que del agua ya que algunos *Ambystomas* en hábitats acuáticos suben a la superficie del agua para respirar y abastecer de aire sus pulmones (Simons 2000), lo cual ha sido observado para ésta especie durante éste estudio. En el río los bajos niveles de oxígeno disuelto dependerán de la cantidad de oxígeno usado por los distintos procesos químicos y biológicos, sí el flujo del agua cambia, la cantidad de oxígeno disuelto puede ser afectado por el incremento de la temperatura Georgia Adopt-A-Stream (2004www.riversalive.org/aas.htm). Los bajos niveles de pH ($8 <$) podrían inducir la presencia de materia orgánica suficientemente oxidada en el agua y la existencia de procesos de nitrificación (Winkler 1999), el origen de esta contaminación podría deberse a los vertederos de los poblados como San Miguel

del Monte y Jesús del Monte. Así también la variación del caudal puede afectar la comunidad de vertebrados. Las larvas de anfibios expuestas a bajos niveles de pH pueden experimentar un incremento en la mortalidad y reducción de las tasas de crecimiento (Kiesecker 1996). La selección por microhábitats con mayores profundidades disponibles en los arroyos quizá se deba a que estos microsítios presentan menor temperatura y menor velocidad de la corriente. La profundidad también ha sido asociada con la presencia y mantenimiento de paedomorfosis en varias especies de salamandras (Semilitsch 1987, Shaffer 1989), diferentes profundidades en un mismo hábitat acuático provee de microhábitats que son seleccionados por los diferentes estadios de desarrollo de los individuos de la población, minimizando la competencia por los recursos (Stauffer et al. 1983). Los resultados de este estudio concuerdan con los reportados para la cuenca del Río Chiquito (Capítulo I), ya que esta especie seleccionó las mismas variables del microhábitats tanto en la escala local como en todo su ámbito de distribución geográfica.

3.6 LITERATURA CITADA

- Alvarado, J., P. García e I. Suazo. 2003. Food habits of a paedomorphic population of the Mexican salamander, *Ambystoma ordinarium* (Caudata: Ambystomatidae). The Southwestern Naturalist 48: 100-102
- Anderson, J. D. y R. D. Worthington. 1971. The life history of the Mexican salamander *Ambystoma ordinarium* Taylor. Herpetologica 27: 165-176
- Anderson, J.D. 1975. *Ambystoma ordinarium*. Cat. Amer. Amph. And Rept.: 164
- Barbour, M.T., J. Gerritsen, B.D. Snyder, y J. B. Stribling. 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic

- macroinvertebrates and fish, Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.
- Brattstrom, B.H. 1963. A preliminary review of the thermal requirements of amphibians. *Ecology* 44:238-255
- Corn, P. S. 2005. Climate change and amphibians. *Animal Biodiversity and Conservation* 28:59-67
- Denoël M., H.H. Whiteman y S.A. Wissinger. 2007. Foraging tactics in alternative heterochronic salamander morphs: trophic quality of ponds matter more than water permanency. *Freshwater Biology* 52: 1667-1676
- García, P. 2003. Características de Hábitat y Atributos demográficos de *Ambystoma ordinarium* Taylor 1940 (Amphibia: Caudata) en Agua Zarca, Municipio de Morelia. México. Tesis de Maestría. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. 66 pp.
- Georgia Adopt-A-Stream. 2004. Manual de monitoreo biológico y químico en arroyos. Department of Natural Resources Environmental Protection Division. 64 pp.
- Giordano A.R., B.J. Ridenhour y A. Storfer. 2007. The influence of altitude and topography on genetic structure in the long-toed salamander (*Ambystoma macrodactylum*). 16(8):1625-1638
- Huacuz, D. 2001. Estado de Conservación del género *Ambystoma* en el estado de Michoacán, México. UNAM, UMSNH- SEMARNAT, México. ISBN 968-817-391-6

- Huacuz-Elias, D. C. 2008. Manejo y conservación de las especies del género *Ambystoma* (Caudata: Ambystomatidae) en Michoacán, México. Tesis de Grado. Universidad de Salamanca. 194 pp.
- Kiesecker, J. 1996. Ph-mediated predator-prey interactions between *Ambystoma tigrinum* and *Pseudacris triseriata*. *Ecological applications* 6:1325-1331
- Kraaijeveld-Smit F.J.L, B.T.J. Ceebee, R. A. Griffiths, R. D. Moore y L. Schley. 2005. Low gene flow but high genetic diversity in the threatened Mallorcan midwife toad *Alytes muletensis*. *Molecular Ecology* 14: 3307-3315
- Lowe W.H. G.E. Likens, M.A. McPeck y D.C. Buso. 2006. Linking direct and indirect data on dispersal: isolation by slope in headwater stream salamander. *Ecology* 87: 334-339
- Oscos, J. 2003. Estudio del río Larrauna (Navarra): Calidad de sus aguas y análisis de la comunidad piscícola. Tesis Doctoral, Universidad de Navarra.
- Oscos, J., F. Campos y M.C. Escala. 2006. Variación de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en relación con la calidad de las aguas. *Limnetica* 25: 683-692
- Semlitsch, R.D. 1987. Paedomorphosis in *Ambystoma talpoideum*: effects of density, food, and pond drying. *Ecology* 68: 994-1002
- Shaffer, H. B. 1989. Natural History, Ecology and Evolution of the Mexican "Axolotls". *Axolotl Newsletter* 18: 5-11
- Shaffer, B., O. Flores-Villela, G. Parra-Olea, D. Wake. 2008. *Ambystoma ordinarium*. In: IUCN 2010. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.4. www.iucnredlist.org. Downloaded on 13 April 2011.

- Simons, R. S., O. Wallace y E. Brainerd. 2000. Mechanics of lung ventilation in post-metamorphic salamander *Ambystoma tigrinum*. The Journal of Experimental Biology 203: 1081-1092
- Skelly, D.K. 2004. Microgeographic countgradient variation in the wood frog *Rana silvatica*. Evolution 58: 160-165
- Skelly, D.K., y L.K. Freidenburg. 2000. Effects of beaver on the thermal biology of an amphibian. Ecol. Lett 3: 483-486
- Stauffer, J. R. Jr., E. Gates y W. L. Goodfellow. 1983. Preferred temperature of two Sympatric *Ambystoma* larvae: Approximate factor in Niche Segregation? U.S.A. Copeia4: 1001 – 1005
- Storfer A., J. Cross, V. Rush y J. Caruso. 1999. Adaptive coloration and gene flow as a constrain to local adaptation in the streamside salamander *Ambystoma barbouri*. Evolution 53: 889-898
- Taylor B., D. Scott y J. Gibbons. 2006. Catastrophic reproductive failure. Terrestrial survival and persistence of the Marbled Salamander. Conservation Biol. 20: 792
- Taylor, E. H. 1940. *Ambystoma ordinarium*. Herpetologica 1: 171
- Weisrock D.W., H.B. Shaffer, B.L. Storz., S.R. Storz y S.R. Voss. 2006. Multi
- Welch N.E. y J.A. MacMahon. 2005. Identifying habitat variables important to the rare Columbia spotted frog in Uta (U.S.A.): an information-theoretic approach. Conservation biology 19: 473-481
- Winkler, M. A. 1999. Tratamiento biológico de las aguas de desecho. Ed. Limusa, Noriega Editores, Mexico, 338 pp.

IV. Capítulo III

4.1 DISCUSIÓN GENERAL

En el presente trabajo se exploró la relación de la salamandra de montaña *A. ordinarium* con su hábitat, comparando la información de microhábitats acuáticos ocupados por individuos de la especie y microhábitats disponibles (Welch y James 2005) y se evaluó la respuesta de este organismo a las modificaciones antrópicas de su hábitat en el uso y la selección del microhábitat, para lo cual se generó información a escala local y regional.

A escala local, el estudio se realizó en la microcuenca del Río Chiquito en áreas conservadas y perturbadas por actividades humanas (pastoreo, cruce de vehículos y desarrollo urbano). De acuerdo con muchos autores la perturbación antrópica puede ocasionar modificaciones morfológicas importantes en la estructura de los ríos como el ancho de la rivera, la profundidad y el porcentaje de sombra proporcionado por la vegetación ribereña (Orsen y Shure 1972, Sagar et al. 2006, Welsh y Hodgson 2008, Ficetola et al. 2011). Los sitios perturbados en la microcuenca del Río Chiquito se caracterizaron por presentar una fuerte actividad ganadera y un intenso cruce de vehículos. En estos sitios algunos organismos de *A. ordinarium* mostraron signos producto de estas actividades como extremidades heridas, cicatrices en el cuerpo o se encontraron muertos por atropellamiento, lo que no se observó en los sitios conservados.

Por otro lado, en el sitio conservado de Agua Zarca se observó la presencia de trucha la cual se ha documentado se alimenta de salamandras acuáticas en estados larvarios (Manentli et al. 2006, Olson 2009). Las actividades antrópicas que se desarrollan cerca de los sistemas fluviales pueden afectar a la biota acuática debido a que la erosión de las riberas puede incrementar el ancho de las riberas aumentando el arrastre

al fondo del arroyo, lo cual ocasiona que los arroyos pierdan profundidad y que las partículas finas se sedimenten y sea imposible que algunos invertebrados, que forman parte de la dieta de organismos como *A. ordinarium* se puedan establecer (Willson y Dorcas 2003, Alvarado-Díaz et al. 2003). Así mismo, la falta de cobertura vegetal arbórea en las laderas de los ríos, además de que favorece el depósito de material en los arroyos (Peterman et al. 2011) genera desestabilidad térmica por el aumento de la radiación UV (Corn 2005). En el caso de *A. ordinarium* la inestabilidad térmica de los arroyos puede poner en peligro el desarrollo y la supervivencia de los huevos, ya que se observó que los huevos son puestos a poca profundidad pegados a las raíces o en pequeñas ramas en las orillas de los arroyos. En los sitios perturbados se observaron características estructurales del microhábitat asociadas con modificaciones antropogénicas (e.g. arena, grava y rocas), pues si bien, no variaron significativamente en comparación con los sitios conservados sí presentaron mayor cobertura. En los sitios conservados la humedad del ambiente, el porcentaje de raíces y el porcentaje de sombra fueron mayores que en sitios perturbados lo cual se relaciona con la estabilidad que brinda la estructura vegetal arbórea de las laderas de los arroyos (Hickford y Schiel 2011). Al comparar las variables ambientales y estructurales del hábitat utilizadas por *A. ordinarium* en los dos estados de conservación se observó que en ambas condiciones se utilizaron indistintamente estas variables (raíces, sombra, nivel de profundidad, temperatura de fondo, concentración de oxígeno disuelto, velocidad de la corriente) lo que sugiere que estas variables juegan un papel muy importante en la biología de esta especie. La tendencia de encontrar menos organismo en los sitios perturbados fue clara, lo que sugiere un efecto negativo de la perturbación antrópica sobre *A. ordinarium* por lo que es primordial establecer un programa de

monitoreo permanentemente para evaluar la tendencia de la población a corto, mediano y largo plazo, también será importante explorar si los signos de daño que presentaron estos organismos en los sitios perturbados pueden facilitar el desarrollo o surgimiento de algún patógeno, que pongan en riesgo la viabilidad de esta especie. Aunque es difícil establecer la diferencia entre los cambios naturales en la dinámica poblacional de las especies, de los cambios asociados con la perturbación antrópica (Wiens 1996), la información generada a escala local permitió identificar variables que son importantes en la biología de *A. ordinarium* y que sirvieron para establecer la hipótesis de que la especie selecciona los microhábitats de mayor profundidad, mayor porcentaje de sombra; así como los de menor temperatura de fondo, velocidad de la corriente y concentración de oxígeno disuelto en los diferentes sitios que integran su ámbito de distribución. La información generada en el Capítulo II, mostró que *A. ordinarium* en su ámbito de distribución usa y selecciona las mismas variables del microhábitat que a escala local. Los resultados a escala regional acentuaron algunas de las tendencias observadas en el uso de las variables estructurales a escala local, de tal manera que *A. ordinarium* usa y selecciona significativamente mayor porcentaje de rocas, cieno y raíces de los que existen en los arroyos disponibles al azar. Hasta la década de los 70's la salamandra de montaña (*A. ordinarium*) había sido reportada en 32 localidades (Anderson y Worthington 1971 y Anderson 1975). Los resultados de este estudio muestran que la especie únicamente se registra en 12 localidades, lo que significa, que en menos de 40 años la especie se ha extinguido en un 37.5% de su área de distribución. Estos resultados difieren de los reportados por Huacuz (2008), ya que ella solo encontró organismos de esta especie en 4 localidades históricas. Aunque estos resultados pueden ser alarmantes, es necesario

establecer un monitoreo permanente a largo del año, ya que fluctuaciones en la dinámica poblacional o el desplazamiento de estos organismos dentro del hábitat o fuera de los arroyos pueden estar ocurriendo (Kraaijeveld-Smit et al. 2005, Lowe et al. 2006 , Brattstrom 1963). Por otro lado, también es importante considerar los cambios en la estructura de la población que ocurren de manera natural a lo largo del año, tal y como se documentó en este estudio, al observarse un recambio en las abundancias de los estadios de desarrollo entre las temporadas de muestreo. De verificarse la extinción de esta especie en alguna de sus localidades, la persistencia y viabilidad de esta especie pudiera ser crítica. Durante este estudio en la microcuenca de Río Chiquito se registraron 506 organismos a lo largo de 8.6 km, mientras que a nivel de su amplitud de distribución geográfica que es menor a 500 km² (IUCN 2011) se registraron únicamente 160 organismos, esta diferencia muestra la necesidad de verificar si efectivamente las poblaciones de esta especie se han extinguido o si sus abundancias están mermando diferencialmente por diversos efectos antrópicos, como los observados en los sitios perturbados de la microcuenca del Río Chiquito. Este estudio muestra claramente cómo las variables fisicoquímicas y estructurales del microhábitat dentro de los arroyos actúan conjuntamente para determinar la distribución de *A. ordinarium* dentro de los arroyos, y cómo la información generada a escala local puede utilizarse para hacer predicciones a escala regional. Los resultados de este estudio muestran que existen variables críticas del microhábitat para la permanencia de la especie y provee información clave que puede ser usada para su manejo y conservación, ya que en la actualidad esta especie experimenta múltiples factores que ponen en riesgo su viabilidad, en particular factores derivados de las actividades humanas como la urbanización, la pérdida y fragmentación del hábitat, la

contaminación orgánica e inorgánica de los cuerpos de agua, el calentamiento global, el surgimiento y proliferación de virus, bacterias y hongos, la introducción de especies no nativas como la trucha, la extracción para la acuariofilia, el encause de los arroyos por demanda humana, las alteraciones estructurales de los arroyos, aunado con la estrecha distribución de *A. ordinarium*. Finalmente, tal y como lo reportan Rovito et al. (2009) las salamandras son un grupo que también se está sumando al declive global de los anfibios y de no tomarse medidas de protección urgentes la salamandra de montaña *A. ordinarium* muy pronto será extirpada de la mayor parte de su rango de distribución.

4.2 LITERATURA CITADA

- Alvarado, D. J., P. G. García e I. O. Suazo. 2003. Food habits of a paedomorphic population of the Mexican salamander, *Ambystoma ordinarium* (Caudata:Ambystomatidae). *The Southwestern Naturalist* 48: 100-102
- Alvarado, D. J., P. G. García e I. O. Suazo. 2003. Food habits of a paedomorphic population of the Mexican salamander, *Ambystoma ordinarium* (Caudata:Ambystomatidae). *The Southwestern Naturalist* 48: 100-102
- Anderson, J. D. y R. D. Worthington. 1971. The life history of the Mexican salamander *Ambystoma ordinarium* Taylor. *Herpetologica* 27:165-176
- Anderson, J.D. 1975. *Ambystoma ordinarium*. *Cat. Amer. Amph. And Rept.*:164
- Brattstrom, B.H. 1963. A preliminary review of the thermal requirements of amphibians. *Ecology* 44:238-255
- Corn, P. S. 2005. Climate change and amphibians. *Animal Biodiversity and Conservation* 28:59-67

- Denoël M., H.H. Whiteman y S.A. Wissinger. 2007. Foraging tactics in alternative heterochronic salamander morphs: trophic quality of ponds matter more than water permanency. *Freshwater Biology* 52: 1667-1676
- Ficetola, G. F., L. Marziali., B. Rossaro., F. De Bernardi y E. Padoa-Schioppa. 2011. Landscape-stream interactions and habitat conservation for amphibians. *Ecological Applications* 21(4): 1272-1282
- Hickford, M.J.H. y D.R. Schiel. 2011. Synergistic interactions within disturbed habitats between temperatura, relative humidity and UVB radiation on egg survival in a *Diadromus* fish. *PLoS ONE* 6(9): e24318
- Huacuz-Elias, D. C. 2008. Manejo y conservación de las especies del género *Ambystoma* (Caudata: Abystomatidae) en Michoacán, México. Tesis de Grado. Universidad de Salamanca. 194 pp.
- Kraaijeveld-Smit F.J.L, B.T.J. Ceebee, R.A. Griffiths, R.D. Moore, L. Schley. 2005. Low gene flow but high genetic diversity in the threatened Mallorcan midwife toad *Alytes muletensis*. *Molecular Ecology* 14: 3307-3315
- Lowe W.H. G.E. Likens, M.A. McPeck, D.C. Buso. 2006. Linking direct and indirect data on dispersal: isolation by slope in headwater stream salamander. *Ecology* 87: 334-339
- Manentli, R., G.F. Ficetola y F. De Bernardi. 2006. Water stream morphology and landscape: complex habitat determinants for the fire salamander *Salamandra salamandra*. *Amphibia- Reptilia* 30: 7-15.
- Olson, D.H. 2009. Herpetological conservation in northwestern North America. *Northwestern Naturalist* 90:61-96

- Olson, D.H. y R. Davis. 2007. Conservation assessment for the foothill Yellow-legged frog (*Rana boylei*) in Oregon, versión 1.0. Portland, OR: USDA Forest service, Region 6, and Oregon BLM, special status species program. Available at: <http://www.fs.fed.us/r6/sfpnw/issssp/planning-documents/assessments.shtml> (accessed 23 April 2011).
- Orsen, P.N., y D.J. Shure. 1972. Effects of urbanization on the salamander *Desmognatus fuscus fuscus*. *Ecology* 53:1148-1155
- Peterman, W.P., J.A. Crawford, R.D. Semlitsch. 2011. Effects of even-aged timber harvest on stream salamanders: Support for the evacuation hypothesis. *Forest Ecology and Management*. :10.1016/j.foreco.2011.08.030.
- Rovito, S. M., G. Parra-Oleo, C. R. Vázquez-Almazán, T. J. Papenfuss y D. B. Wake. 2009. Dramatic decline in neotropical salamander populations are an important part of the global amphibian crisis. *PNAS* 109 (9):3231-3236.
- Sagar, J. D.H. Olson., R. Schmitz. 2006. Survival and growth of larval coastal giant salamanders (*Dicamptodon tenebrosus*) in streams in the Oregon coastal range. *Copeia* 2007: 123-130
- Welch, N.E. y MacMAHON J.A. 2005. Identifying habitat variables important to the rare Columbia Spotted frog in Utah (U.S.A): an information-theoretic approach. *Conservation Biology* 19(2): 473-481
- Welsh JR., H.H. y G.R. Hodgson. 2008. Amphibians as metrics of critical biological thresholds in forested headwater stream of the Pacific Northwest, U.S.A. *Freshwater Biology*. 53:1470:1488.

- Welsh, H.H., Jr. G.R. Hodgson., J.J. Duda y J.M. Emlen. 2010. Faunal assemblages and multi-scale hábitat patterns in headwater tributaries of the South Fork Trinity river- an unregulated river embedded within a multiple-use lanscape. *Animal Biodiversity and Conservation* 33 (1): 63-87
- Wiens, A.J. 1996. Oil, seabird, and science. *BioScience* 46:587-597
- Willson, J.D. y M. E. Dorcas. 2003. Effects of hábitat disturbance on stream salamanders: implications for buffer zones and watershed management. *Conservation Biology* 17 (3): 763-771

