

## ARTÍCULOS DE REVISIÓN

## USO DE LA BIODIVERSIDAD

# Introducción de la rana toro *Lithobates catesbeiana*: Implicaciones para la biodiversidad ecuatoriana

Katiusca Valarezo Aguilar<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Coordinadora del Departamento de Zoología, Universidad Nacional de Loja (LOUNAZ). Docente Investigadora del Centro de Estudios y Desarrollo para la Amazonía (CEDAMAZ). Correo electrónico: dirlounaz@unl.edu.ec

## Introducción

La diversidad de los anfibios en el mundo se ha visto seriamente amenazada en las tres últimas décadas. Entre las hipótesis sobre los factores causales están la pérdida del hábitat, sobreexplotación de recursos naturales, contaminación ambiental, incremento de la radiación ultra violeta, cambio climático, depredadores introducidos y enfermedades emergentes (Young et al. 2001; Collins y Storfer 2003). De éstas, la introducción de especies exóticas es la segunda causa de la pérdida de diversidad biológica, después de la destrucción del hábitat (Vitousek et al. 1997). En este sentido, las especies introducidas han sido relacionadas con la declinación de anfibios a nivel global, ya que perjudican a los anfibios nativos debido a la competencia por alimento, propagando enfermedades o depredándolos (Gillespie 2001, Kats y Ferrer 2003, Vredenburg 2004). Aunque los mecanismos por los cuales las especies invasoras causan las declinaciones han sido bien reportados, todavía el problema no ha sido remediado: parece ser imposible erradicar a las especies invasoras una vez que éstas se han establecido.

En muchas zonas los anfibios alóctonos (Lannoo et al. 1994; Fisher y Shafler 1996; Hercnar y M'Closkey, 1997a) depredan las larvas y adultos de especies autóctonas de anfibios provocando extinciones poblacionales. Además, compiten con las especies nativas y endémicas, perturbando la estructura de las comunidades (Kupferberg 1997; Kiesecker y Blaustein 1997). Una de las especies introducidas más nefastas es *Lithobates catesbeiana* (Shaw), que fue catalogada por la UICN como una de las 100 peores especies exóticas invasoras a nivel mundial (UICN 2003).

## Rana toro *Lithobates catesbeiana* en el mundo

La rana toro, siendo nativa del este de América del Norte, ha sido introducida y ha invadido diferentes localidades alrededor del mundo. Con el propósito de producir alimento para los seres humanos, esta especie fue introducida en muchas localidades del oeste de Estados Unidos y con distintas poblaciones y grado de asentamiento en los siguientes países: México, Cuba, Isla de la Juventud, Jamaica, Puerto Rico, Antillas,

Bermudas, Honduras, Guatemala, Salvador, Panamá, Hawái, China, Taiwán, Japón, Italia, Francia, Bélgica, Holanda, Reino Unido y España (Lannoo 1995). Sudamérica no queda exenta de estas introducciones y como resultado de un creciente e intensivo comercio internacional de rana toro, se han producido múltiples introducciones de esta especie en las pasadas décadas en Colombia, Ecuador, Paraguay, Chile (Lannoo 1995), Venezuela (Hanselmann et al. 2004), Uruguay (Mazzoni et al. 2003), Argentina (Sanabria et al. 2005) y Brasil (Batista 2002).

## Introducción de rana toro en Ecuador

Datos históricos indican que la primera introducción de la rana toro en territorio ecuatoriano se dio en 1988 (Casares 1992), hacia la provincia del Guayas y posterior a ello fue introducida en cinco provincias más: Los Ríos, Napo, Pastaza, Morona Santiago y Zamora Chinchipe (Cooperación Proexant 2002). Esta introducción responde a la demanda creciente de ancas de rana alrededor del mundo; es decir, Ecuador no es un país consumidor de ancas de ranas, sino que las exporta hacia Estados Unidos y Francia, principalmente. El precio de ancas de rana para exportación rodea los 10 dólares, convirtiéndose en una actividad atractiva para los inversionistas ecuatorianos (Villacís y Zurita 2002). En este contexto, la provincia de Zamora Chinchipe es la localidad amazónica, donde existen más ranarios que ninguna otra provincia ecuatoriana (16 de los 31 que existen en el país) (Villacís y Zurita 2002), en los cuales Ortega (2007) evidenció el escape de individuos jóvenes y adultos hacia los ecosistemas adyacentes.

Morejón (2009) modeló la distribución potencial de *Lithobates catesbeiana* para Ecuador basándose, principalmente, en la distribución nativa de ésta, para lo que conformó una base de datos de presencia, disponible en el Global Biodiversity Information Facility. Esta base de datos cuenta con 4897 registros de presencia, incluyendo ocurrencias en México, Estados Unidos y Canadá; estos registros fueron tomados

y depurados por Morejón (2009), generando un modelo de la distribución original de *Lithobates catesbeiana* para Norteamérica y luego proyectándola para Ecuador. Cabe indicar que el investigador no realizó ninguna comprobación en el campo sobre el mapa generado.

Cisneros-Heredia (2004) reporta una población de rana toro aparentemente establecida en Ecuador. *Lithobates catesbeiana* fue registrada en una localidad de la provincia de Napo; además menciona observaciones adicionales de ranas toro escapadas en la provincia de Manabí. De igual forma, Valarezo-Aguilar y Cisneros-Heredia (en prensa) reportan la segunda población feral<sup>1</sup> de rana toro en Ecuador, el espécimen fue colectado en el bosque siempre verde de la Amazonía baja de la provincia de Zamora Chinchipe. Sin embargo, a casi 25 años de la introducción de rana toro en Ecuador, todavía la información existente es casi nula, haciéndose urgente investigaciones que permitan conocer los impactos que esta introducción ha provocado en la batracofauna ecuatoriana y en los ecosistemas donde ésta se distribuye.

## Efectos de la rana toro al ambiente

*Lithobates catesbeiana* forma densas poblaciones con una alta capacidad adaptativa (Zeiner et al. 1990), los huevos y larvas no poseen depredadores ya que presentan una serie de sustancias que hacen que éstos tengan un sabor amargo y desagradable. Esta especie puede vivir en cualquier tipo de ambiente (p.ej., lagunas, ríos, estanques, barrancos) con altos niveles de contaminación (Zeiner et al. 1990); además su tolerancia a temperaturas extremas se extiende más allá que las de cualquier anfibio y poseen gran longevidad (7 y 9 años), lo que le brinda grandes ventajas adaptativas en cualquier medio (Rodríguez y Linares 2001). Se adapta a una variedad de condiciones ambientales y pueden metamorfosearse en seis o siete meses permitiéndoles sobrevivir la estación seca (Cohen y Howard 1958), la metamorfosis usualmente le toma alrededor de dos años. Las ranas toro también se han adaptado a las condiciones frías de altas elevaciones (Wright y Wright 1949).

<sup>1</sup> Se refiere a especies exóticas que fueron introducidas y que se han establecido en el medio silvestre, pero que forzosamente derivaron de una condición doméstica.

El problema de las introducciones y cultivo de la rana toro radica en su dieta voraz y su capacidad para propagar enfermedades sin sufrir las consecuencias, por lo que se la considera como una de las causas principales para la declinación de los anfibios alrededor del mundo (Young et al. 2004, Daszak et al. 2004).

### Depredación y competencia

En particular, se conoce que los adultos de rana toro se alimentan frecuentemente de presas acuáticas como la langosta de río, insectos y otros invertebrados (Isopoda, Oligochaeta, Arachnida, Anisoptera, Zygoptera, Chilopoda, Hymenoptera, Hemiptera, Corixidae, Dystiscidae, Hydrophilidae, y Notonectidae) (Tyler y Hoestenbach 1979; Clarkson y DeVos 1986; Werner et al. 1995; Hirai 2004; Wu et al. 2005); mientras que los jóvenes se alimentan de diversos artrópodos terrestres y voladores (Decapoda, Coleoptera, Cypriniformes, Odonata, Orthoptera, Hymenoptera, larvas de Lepidoptera, Mesogastropoda y Raniformes) (Hirai 2004) y, los renacuajos son voraces herbívoros que generalmente desequilibran los ambientes dulce-acuáticos (Medina 2002).

La rana toro ha sido involucrada como agente causal de la declinación de anfibios o extinciones locales de algunos anfibios nativos debido a la depredación y competencia. Moyle (1973) observó la desaparición de la rana patas rojas *Rana aurora* y la reducción del rango de la rana patas amarillas *Rana boylei* después de la introducción de la rana toro en el Valle San Joaquín y en las estribaciones de Sierra Nevada, California. Los individuos de *Lithobates catesbeiana* fueron registrados con más frecuencia, con un 72 % de los 95 sitios de muestreo, encontrados mayoritariamente en riachuelos intermitentes, localizados en altitudes mayores, con poca profundidad y sin sombra, donde la temperatura del agua alcanza 30-35°C. Dichas localidades fueron las más alteradas por actividades humanas (p.ej., sobrepastoreo, erosión de los suelos, construcción de carreteras y ampliación de la frontera agrícola). Además, el agua en estas áreas es dominada por especies de peces introducidas como el pez verde *Lepomis cyanellus* y el pez mosquito *Gambusia affinis* (Moyle 1973).

La competencia con la rana toro ha contribuido al declive de *Rana muscosa* al oeste de los Estados Unidos (Hayes y Jennings 1986). McAlpine y Dirworth (1989) estudiaron la dieta y el uso del hábitat y mencionan que la rana toro es un depredador antes que un competidor de la rana verde *Rana pipiens* y que las poblaciones de rana verde se verían comprometidas donde ellas co-ocurren con la rana toro. Werner et al. (1995) estudiaron la composición de la dieta en rana verde *Rana pipiens* y rana toro y, mencionan que los adultos de rana toro depredan a los jóvenes de rana verde. Posterior a ello, Hercnar y M'Closkey (1997b) observaron el aumento de *Rana pipiens* y *Rana clamitans* después de la extinción de rana toro en Canadá.

En Nevada, Estados Unidos, de casi todos los estómagos examinados, la mayoría de ellos (86 % M y 100 % F) contenían artículos alimenticios o masas irreconocibles, sin encontrarse diferencias significativas entre el total del peso húmedo de artículos ingeridos y el tamaño-peso de la rana para ambos sexos. No obstante, las hembras más pequeñas tuvieron una alta diversidad de artículos alimenticios (Cross y Gerstenberg 2002).

En otro estudio sobre la depredación que la rana introducida (rana toro) estaba haciendo sobre el ofidio endémico acuático *Thamnophis gigas*, en California (Carpenter et al., 2002) se diseccionaron 15 ranas toro capturadas en períodos sincronizados con el desove del ofidio y se encontraron los restos de tres culebras recién nacidas en los estómagos de dos ranas. Estas ranas estuvieron entre las más pequeñas (270-300 g), sugiriendo que un mayor tamaño de *Lithobates catesbeiana* serían capaces de comer un joven de un año de *T. gigas*. Mientras que King et al. (2002) reportaron a la culebra sonoran *Pituophis cateniferaffinis* (peso 13,9 g y longitud de la tibia 365 mm) en el estómago de una hembra (peso 441 g y longitud rostro-cloaca 159 mm), además de langostas, pequeñas ranas toro y ocho especies de culebras como parte de la dieta de la rana toro.

La dieta de rana toro en la isla Daishan, China (Wu et al., 2005), es similar a las registradas en otras

áreas (p.ej., Clarkson y DeVos 1986; Werner et al. 1995; Hirai 2004). Muchos estudios demuestran que otras ranas, particularmente ranidos, son componentes muy importantes en la dieta de la rana toro y en este sentido, el tamaño de la presa y el volumen de la dieta se incrementan con el tamaño corporal del depredador (Werner et al. 1995).

La correlación positiva entre el porcentaje de volumen de anuros nativos dentro de la dieta de rana toro y el tamaño corporal indica que las ranas toro más grandes depredan mayoritariamente a anuros nativos que las rana toro pequeñas (Wu et al. 2005). Debido a las diferencias en la superposición de la dieta y a las evidencias de la depredación directa sobre los anuros nativos, las ranas toro jóvenes pueden afectar a las nativas por competencia y los machos pueden afectarlas por depredación, mientras que las hembras pueden afectar a las nativas por ambos mecanismos. La diferencia en la dieta entre los grupos de rana toro parece ser atribuible a la diferencia del tamaño corporal y selección del microhábitat (Wu et al. 2005).

En la localidad "Cerrado" en Alexania, Brazil (Batista 2002), las especies más abundante eran los hilidos (*Hyla minuta* y *Scinax fuscovarius*) y los leptodactilos (*Leptodactylus ocellatus* y *L. labyrinthicus*), pero después de la introducción de la rana toro, ambos leptodactílicos desaparecieron. Por otro lado, Sanabria et al. (2005) reportaron que *Lithobates catesbeiana* produjo un gran impacto sobre los anuros nativos: *Bufo arenarum* y *Leptodactylus ocellatus*, en San Juan, Argentina, debido a que no se encuentran adultos de estas especies en la zona.

La variedad de presas consumidas, además de vegetales y rocas, apoyan la noción de que las ranas toro tienen un apetito voraz (Cross y Gerstenberg 2002). Las ranas toro jóvenes no pueden depredar a las ranas nativas, pero los machos y las hembras tienen tamaño corporal similar y un porcentaje volumétrico similar a las ranas nativas, por lo que el tamaño corporal está relacionado con la superposición de la dieta. La superposición de la dieta de las ranas nativas con

las ranas toro depende del grupo de rana toro y generalmente coincide con las preferencias del microhábitat: especies o grupos ocupando microhábitats similares tienen similares dietas (Wu et al. 2005). En muchos de los ejemplos citados, el alimento no era un recurso limitante debido a que las especies nativas reportadas en esas investigaciones correspondían a especies generalistas y por otro lado el alimento era localmente abundante. Estos estudios proveen evidencias de la amplia competencia que *Lithobates catesbeiana* puede ejercer sobre otras especies.

### Enfermedad micótica, quitridiomycosis

Recientemente se ha propuesto a las especies introducidas (p.ej., *Lithobates catesbeiana*, *Bufo marinus* y *Xenopus laevis*) como vectores potenciales del hongo quitrido (Daszak et al. 2004, Weldon et al. 2004), debido a que estas especies de anfibios pueden portar la enfermedad sin morir y debido a que se están introduciendo hacia muchas regiones alrededor del mundo, razón que puede ser explicada por la propagación tan rápida de la enfermedad en poblaciones de anfibios nativos en varias partes del mundo. Además, las ranas infectadas también han sido exportadas internacionalmente como parte del comercio entre zoológicos (Pessier et al. 1999) y como animales de laboratorio (Parker et al. 2002).

La quitridiomycosis ha sido reportada como la causa de la muerte en masa y la declinación de las poblaciones de anfibios en Norte América (Muths et al. 2003), Europa (Bosch et al. 2001) y otras parte del mundo (Waldman et al. 2001), y como la causa de al menos una, y posiblemente varias, extinciones de anfibios (Daszak et al. 2003; Cunningham et al. 2003). En América del Sur, se ha reportado en anfibios nativos en Ecuador (Ron y Merino 2000), Venezuela (Bonaccorso et al. 2003) y en criaderos de rana toro comercializadas en Uruguay (Mazzoni et al. 2003).

Por ejemplo, se tienen reportes de *B. dendrobatidis* en ranas toro silvestres de Québec, Canadá y California (Carey et al. 2003) y en cautivas en Idaho (Daszak et al. 2003). Además, Daszak et

al. (2004) realizaron una serie de infecciones experimentales de rana toro *Lithobates catesbeiana* con *B. dendrobatidis*. Los datos sugieren que *Lithobates catesbeiana* es susceptible a la infección del *B. dendrobatidis*, pero resistente a los efectos clínicos de la quitridiomycosis, con ninguna evidencia de lesiones severas que son típicas de esa enfermedad, ninguna evidencia de cambios comportamentales asociados con la enfermedad y no hay mortalidad seguida a la infección. En todos los casos, las infecciones por *B. dendrobatidis* causan lesiones focales con pequeña hiperqueratosis, sin signos clínicos y ninguna evidencia de mortalidad o declinación de las poblaciones debido al hongo.

Se ha detectado quitridiomycosis en poblaciones de rana toro americana *Lithobates catesbeiana* que ha sido transportada para su comercialización en Uruguay (Cunningham et al. 2003; Mazzoni et al. 2003). Además, los resultados de *B. dendrobatidis* en un anfibio nativo venezolano colectado en 1986 (Bonaccorso et al. 2003) sugieren que la presencia de la quitridiomycosis en Venezuela pudo haber derivado de la introducción de rana toro a ese país. Sin embargo, los individuos de rana toro colectados en el mismo país no mostraron signos clínicos de quitridiomycosis cuando fueron colectadas (Hanselmann 2004). *Batrachochytrium dendrobatidis* fue registrado en 96 % (46/48) de los individuos de rana toro y la mayoría de éstos (96 %, 44/46) tuvieron solamente lesiones focales, con menos de 40 % del epitelio de sus células infectadas por *B. dendrobatidis*. Los animales silvestres y aquellos infectados experimentalmente de quitridiomycosis que murieron, mostraron una hiperqueratosis extensiva, y un rango de signos clínicos (Berger et al. 1998; Pessier et al. 1999; Nichols et al. 2001).

Contrario a esto, mortalidad del 100 % ocurrió durante explosiones naturales en cautividad y en experimentos de transmisión en ranas cautivas de especies susceptibles (Berger et al. 1998; Longcore et al. 1999; Berger, 2001; Nichols et al. 2001). De cualquier forma, las infecciones no son fatales en todas las especies de anfibios (Mazzoni 2000; Mazzoni et al. 2003).

*Batrachochytrium dendrobatidis* podría causar muy pocas o ninguna muerte en las poblaciones de rana toro y la mayoría de los individuos crece y desova normalmente, a pesar de la inoculación de hasta 10 millones de zoosporas diariamente por más de cuatro semanas (Daszak et al. 2004), lo que contrasta con las infecciones experimentales de especies susceptibles como la rana australiana *Myxophyes fasciolatus*, pues los individuos mueren a los 35 días después de una única inoculación de 100 zoosporas (Daszak et al. 2004). Los datos son apoyados por reportes similares de bajas infecciones en rana toro de criaderos (Mazzoni et al. 2003), ferales (Hanselmann et al. 2004) y silvestres (Daszak et al. 2003).

Daszak et al. (2004) sugieren que la rana toro pueden ser reservorios eficientes u hospederos alternativos de este patógeno porque son capaces de protegerse del hongo; siguiendo la estrategia de parasitar-mediador la competencia, la misma que ocurre cuando dos hospederos simpátricos comparten un parásito en común y el hospedero menos susceptible usa el impacto diferenciado del parásito como un borde competitivo. En algunos casos, los parásitos-mediadores de competencia permiten al hospedero menos susceptible llevar a la extinción al hospedero más susceptible. La competencia aparente mediada por la quitridiomycosis puede ser un resultado interesante en áreas donde los anfibios endémicos susceptibles ocurren simpátricamente con *Lithobates catesbeiana* positivas a *B. dendrobatidis*.

La habilidad de *Lithobates catesbeiana* para infectarse de *B. dendrobatidis*, sin sufrir signos clínicos aparentes, sugiere que los individuos introducidos pueden actuar como portadores eficientes del patógeno. El potencial de *Lithobates catesbeiana* para actuar como un portador eficiente de quitridiomycosis se suma a su capacidad invasora y pone en riesgo a las poblaciones de anfibios autóctonos (Kats y Ferrer 2003). La transmisión de la quitridiomycosis globalmente puede involucrar transmisiones adicionales hacia otros países a lo largo de las diferentes rutas del comercio internacional como

vectores que se mueven en grandes números y se establecen e interaccionan con las ranas silvestres, lo que hace que estas poblaciones se conviertan en ferales. La propagación de la rana toro enferma o contagiada entre las poblaciones nativas de anfibios pudo haber hecho que el *Batrachochytrium dendrobatidis* entre en las especies nativas, enfermándolas y matándolas.

Hasta el momento estudios evidencian que la introducción de la rana toro *Lithobates catesbeiana* causa la disminución de las poblaciones de anuros nativos en ecosistemas naturales, ya sea por la depredación, por competencia alimentaria y/o transmisión de la quitridiomycosis ocasionada por el hongo quitrido. Las introducciones de rana toro se han dado hacia muchas regiones alrededor del mundo, coincidiendo con cambios estructurales en las poblaciones de los anfibios nativos y algunas veces con la declinación en las poblaciones de anfibios nativos en dichas localidades. No obstante, ninguno de los estudios compara, las interacciones negativas reportadas entre rana toro y anuros nativos, ya que cada estudio es aislado. Tampoco se ha investigado sobre la disponibilidad de las presas, ni se sabe si las infecciones leves de *B. dendrobatidis* en rana toro son suficientes para ser transmitidas hacia los anuros nativos.

### Recomendaciones para generar conocimiento y mejorar la gestión de la biodiversidad ecuatoriana

Debido a que la rana toro se ha introducido en cuatro, de las seis, provincias amazónicas, se considera pertinente y todavía oportuno: 1) realizar un inventario de los ranarios legal e ilegalmente establecidos; 2) muestrear las localidades donde ha sido introducida esta especie, para evidenciar escapes desde los ranarios; 3) investigar sobre las poblaciones establecidas fuera de los ranarios, dónde se ubican, de qué se alimentan, qué enfermedades tienen; 4) investigar sobre los efectos de la especie sobre los anuros nativos, en lo que respecta a disponibilidad de alimento y superposición de nichos con otras especies; 5) elaborar los protocolos de bioseguridad que deben tener los ranarios y exigir su fiel cumplimiento

para evitar el escape de estos individuos; 6) llevar a cabo auditorías semestrales en los ranarios ya establecidos para corroborar el cumplimiento de las normas de bioseguridad dentro de los ranarios; 7) promover leyes o reglamentos que prohíban el establecimiento de nuevos ranarios en el país; 8) investigar sobre posibles alternativas al cultivo de rana toro (p.ej., otras especies de Ranidae o Strabomantidae nativos), sin dejar de lado que se requiere información básica sobre dónde y cuándo se reproducen, cantidad de desoves, huevos por desove, períodos de desarrollo, nacimiento, éxito reproductivo, alimentación, entre otras; 9) elaborar una base de datos sobre especies invasoras en Ecuador, así como las localidades donde han sido introducidas; y 10) modelar la distribución potencial de la rana toro basándose en datos de presencia para predecir las futuras invasiones y poder tomar medidas precautorias en las localidades que aún no han sido invadidas y que presentan alta probabilidad de serlo.

### Literatura citada

- Batista C. G. 2002. *Rana catesbeiana* (American Bullfrog) Diet. *Herpetological Review* 33:131.
- Berger L., R. Speare, P. Daszak, D. E. Green, A. A. Cunningham, C. L. Goggin. 1998. Chytridiomycosis causes amphibian mortality associated with population declines in the rainforests of Australia and Central America. *Proc Natl Acad Sci U S A* 95:9031–6.
- Berger L., R. Speare, A. Kent. 2001. Diagnosis of chytridiomycosis in amphibians by histologic examination. En: Speare, R., Steering Committee of Getting the Jump on Amphibian Disease (Ed.). Developing management strategies to control amphibian diseases: Decreasing the risks due to communicable diseases. Townsville, Australia: School of Public Health and Tropical Medicine, James Cook University. p. 83–93. Disponible en <http://www.jcu.edu.au/school/phtm/PHTM/frogs/histo/chhisto.htm> (Consultado: 9 de febrero de 2010)

- Bonaccorso E., J.M. Guayasamin, D. Méndez, R. Speare. 2003. Chytridiomycosis in a Venezuelan amphibian (Bufonidae: *Atelopuscruciger*). *Herpetol Rev.* 34:331–4.
- Bosch J., I. Martínez-Solano, M. García-París. 2001. Evidence of chytrid fungus infection in the decline of the common midwife toad (*Alytesobstetricans*) in protected areas of central Spain. *Biological Conservation* 97:331–337.
- Carey C., D.F. Bradford, J.L. Brunner, J.P. Collins, E.W. Davidson, J.E. Longcore. 2003. En: Linder, G., S.K. Krest, D.W. Sparling (Ed.). Amphibian decline: an integrated analysis of multiple stressor effects. Pensacola (FL): Society of Environmental Toxicology and Chemistry. p. 153–208.
- Carpenter N.M., M.L. Casazza, G.D. Wylie. 2002. *Rana catesbeiana* (American Bullfrog) Diet. *Herpetological Review* 33:130.
- Casares P. 1992. Informe sobre el desarrollo del Forum "Análisis de la ranicultura en el Ecuador". Fundación Herpetológica del Gustavo Orcés. Quito, Ecuador.
- Cisneros-Heredia D.F. 2004. *Rana catesbeiana* (Bullfrog). Ecuador. *Herpetological Review* 35(4): 406; 2004
- Clarkson R.W., J.M. Devos. 1986. The bullfrog, *Rana catesbeiana* Shaw, in the lower Colorado River, Arizona-California. *Journal of Herpetology* 20: 42–49.
- Cohen N.W., W.E. Howard. 1958. Bullfrog food and growth at the San Joaquín Experimental Range, California. *Copeia* 223–225.
- Collins J.P., y A. Storfer. 2003. Global amphibian declines: sorting the hypotheses. *Diversity and Distributions* 9:89–98.
- Corporación Proexant. 2002. Rana toro. Disponible en línea: <http://www.proexant.org.ec/Hojas%20técnicas.html>. (Consultado: 6 junio de 2009)
- Cross C.L. y S.L. Gerstenberger. 2002. *Ranacatesbeiana* (American Bullfrog) Diet. *Herpetological Review* 33:129–130.
- Cunningham A.A., P. Daszak, J.P. Rodriguez. 2003. Pathogen pollution: defining a parasitological threat to biodiversity conservation. *J. Parasitol.* 89(Suppl.):S78–S83.
- Daszak P., A.A. Cunningham, A.D. Hyatt. 2003. Infectious disease and amphibian population declines. *Diversity and Distributions* 9:141–50.
- Daszak P., A. Strieby, A.A. Cunningham, J.E. Longcore, C.C. Brown, D. Porter. 2004. Experimental evidence that the bullfrog (*Ranacatesbeiana*) is a potential carrier of chytridiomycosis, an emerging fungal disease of amphibians. *Herpetological Journal* 14:201–207.
- Fisher R.N., H.B. Shaffer. 1996. The decline of amphibians in California's great Central Valley. *Conservation Biology* 10:1387–1397.
- Gillespie G.R. 2001. The role of introduced trout in the decline of the spotted tree frog (*Litoriaspenceri*) in south-eastern Australia. *Biological Conservation* 100:187–198.
- Hanselmann R., A. Rodríguez, M. Lampo, L. Fajardo-Ramos, A.A. Aguirre, A.M. Kilpatrick, J.P. Rodríguez, y P. Daszak. 2004. Presence of an emerging pathogen in introduced bullfrogs *Rana catesbeiana* in Venezuela. *Biological Conservation* 120:115–119.
- Hayes M.P. y M.R. Jennings. 1986. Decline of ranid frog species in western North America: Are bullfrogs (*Ranacatesbeiana*) responsible? *Journal of Herpetology* 20: 490–509.
- Hercnar S.J. y R.T. M'Closkey. 1997a. Changes in the composition of a ranid frog community following bullfrog extinction. *American Midland Naturalist* 137: 145–150.
- Hercnar S.J., y R.T. M'Closkey. 1997b. The effects of predatory fish on amphibian species richness and distribution. *Biological Conservation* 79:123–131.
- Hirai R. 2004. Diet composition of introduced bullfrog, *Rana catesbeiana*, in the Mizorogaike Pond of Kyoto, Japan. *Ecological Research* 19: 375–380.
- Kats L.B., R.P. Ferrer. 2003. Alien predators and amphibian declines: review of two decades of science and the transition to conservation. *Diversity and Distributions* 9:99–110.
- Kiesecker J.M. y A.R. Blaustein. 1997. Population differences in responses of red-legged frogs (*Rana aurora*) to introduced bullfrogs (*Rana catesbeiana*). *Ecology* 78:1752–1760.
- King K.A., J.C. Rorabauch, J.A. Humphrey. 2002. *Rana catesbeiana* (American Bullfrog) Diet. *Herpetological Review* 33:130–131.
- Kupferberg S. J. 1997. Bullfrog (*Rana catesbeiana*) invasion of a California river: the role of larval competition. *Ecology* 78:1736–1751.
- Lannoo M. J., K. Lang, T. Waltz, G.S. Phillips. 1994. An altered amphibian assemblage: Dickinson country, Iowa, 70 years after Frank Blanchard's survey. *American Midland Naturalist* 131: 311–319.
- Lannoo M. 1995. Invasive Species Specialist Group and Bullfrogs. *Froglog* 13: 1.
- Longcore J.E., A.P. Pessier, D.K. Nichols. 1999. *Batrachochytrium dendrobatidis* sp. nov., a chytrid pathogenic to amphibians. *Mycologia* 91:219–27.
- Mazzoni R. 2000. Diseases in farmed American bullfrogs (*Rana catesbeiana* Shaw 1802) in Uruguay. En: Getting the jump on amphibian disease. Conference and workshop compendium. 26–30 August 2000, Cairns. Rainforest CRC. 37.
- Mazzoni, R., A.C. Cunningham, P. Daszak, A. Apolo, E. Perdomo, G. Speranza. 2003. Emerging pathogen of wild amphibians in frogs (*Ranacatesbeiana*) farmed for international trade. *Emerging Infectious Diseases* 9:995–8.
- McAlpine D.F., T.G. Dilworth. 1989. Microhabitat and prey size among three species of *Rana* (Anura: Ranidae) sympatric in eastern Canada. *Canadian Journal of Zoology* 67: 2244–2252.
- Medina O. 2002. Contra la Rana Toro, Boletín electrónico de la Novel Fundación Bullfrog.
- Morejón F. 2009. Predicción de la distribución geográfica potencial de la especie invasora Rana Toro Americana (*Lithobates catesbeianus*) en Ecuador. Universidad Técnica Particular de Loja. Tesis previa a la obtención de Ingeniero Ambiental.
- Moyle P.B. 1973. Effects of introduced bullfrogs, *Rana catesbeiana*, on the native frogs of the San Joaquin Valley, California. *Copeia* 1973: 18–22.
- Muths E., P.S. Corn, A.P. Pessier, D.E. Green. 2003. Evidence for disease-related amphibian decline in Colorado. *Biological Conservation* 110: 357–365.
- Nichols D.K., E.W. Lamirande, A.P. Pessier, J.E. Longcore. 2001. Experimental transmission of cutaneous chytridiomycosis in dendrobatid frogs. *J. Wild Dis* 37:1–11.
- Ortega S. 2007. Diagnóstico del Estado Actual de los Ranarios y Cultivos de Tilapia en la Provincia de Zamora Chinchipe. Universidad Técnica Particular de Loja. Tesis previa a la obtención de Ingeniero Ambiental.
- Parker J.M., I. Mikaelian, N. Hahn, H.E. Diggs. 2002. Clinical diagnosis and treatment of epidermal chytridiomycosis in African clawed frogs (*Xenopus tropicalis*). *Comp Med* 52:265–8.

- Pessier A.P., D.K. Nichols, J.E. Longcore, M.S. Fuller. 1999. Cutaneous chytridiomycosis in poison dart frogs (*Dendrobates* spp.) and White's tree frogs (*Litoria caerulea*). *J VetDiagnInvest* 11:194–9.
- Rodríguez J.A. y M.J. Linares. 2001. Rana Toro y Sapó Marino: La Amenaza que Viene, los Controles Aduaneros que se Realizan en Canarias son insuficientes. Medio Ambiente CANARIAS. Revista de la Consejería de Política Territorial y Medio Ambiente, Gobierno de Canarias, No. 21.
- Ron S.R. y A. Merino. 2000. Amphibian declines in Ecuador: overview and first report of chytridiomycosis from South America. *Froglog* 42:2–3.
- Sanabria E.A., L. B. Quiroga, J.C. Acosta. 2005. Introducción de *Rana catesbeiana* Shaw (Rana toro) en Ambientes Pre-Cordilleranos de la Provincia de San Juan, Argentina. *Multequina* 14:67–70.
- Tyler J.D. y R.D. Hoestenbach Jr. 1979. Differences in foods of bullfrogs (*Rana catesbeiana*) from pond and stream habitats in southwestern Oklahoma. *Southwestern Naturalist* 24: 33–38.
- IUCN (International Union for Conservation of Nature). 2003. 100 of the World's Worst Invasive Alien Species. The Invasive Species Specialist Group, Auckland, New Zealand.
- Villacis S. y J.C. Zurita. 2002. La ranicultura como fuente de divisas para Ecuador. Proyecto previo a la obtención del título de Economista en Gestión Empresarial. Escuela Superior Politécnica del Litoral (ESPOL). Guayaquil, Ecuador.
- Vitousek P.M., H.A. Mooney, J. Lubchenco, J.M. Melillo. 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science* 277:494–499.
- Vredenburg V.T. 2004. Reversing introduced species effects: experimental removal of introduced fish leads to rapid recovery of a declining frog. *Proceedings of the National Academy of Science, USA* 101:7646–7650.
- Waldman B., K.E. van de Wolfshaar, J.D. Klena, V. Andjic, P.J. Bishop, R.J.deB. Norman. 2001. Chytridiomycosis in New Zealand frogs. *Surveillance* 28:9–11.
- Weldon C., L.H. du Preez, R. Muller, A.D. Hyatt, R. Speare. 2004. Origin of the amphibian chytrid fungus. *Emerging Infectious Diseases* 10:2100–2105.
- Werner E.E., G.A. Wellborn, M.A. McPeck. 1995. Diet composition in post-metamorphic bullfrogs and green frogs: implications for interspecific predation and competition. *Journal of Herpetology* 29: 600–607.
- Wright A. H., A. A. Wright. 1949. Handbook of frogs and toads of the United States and Canada. Cornell Univ. Press, New York. 640pp.
- Wu Z.J., Y.M. Li, Y.P. Wang, M.J. Adams. 2005. Diet of introduced bullfrogs (*Rana catesbeiana*): predation on and diet overlap with native frogs on Daishan Island, China. *Journal of Herpetology* 39: 668–674.
- Young B.E., K.R. Lips, J.K. Reaser, R. Ibañez, A.W. Salas, J.R. Cedeño, L.A. Coloma, S. Ron, E. LaMarca, J.R. Meyer, A. Muñoz, F. Bolaños, G. Chaves, D. Romo. 2001. Population declines and priorities for amphibian conservation in Latin America. *Conservation Biology* 15:1213–1223.
- Young B. E., S. N. Stuart, J. S. Chanson, N. A. Cox, and T. M. Boucher. 2004. Disappearing Jewels: The Status of NewWorld Amphibians. NatureServe, Arlington, Virginia.
- Zeiner D.C., W.F. Laudenslayer, Jr., K.E. Mayer, and M. White, eds. 1988–1990. California's Wildlife. Vol. I–III. California Department of Fish and Game, Sacramento, California.

## MITIGACIÓN DEL CAMBIO CLIMÁTICO

# Los bosques como aliados a la mitigación del cambio climático en el contexto de REDD+ en el Ecuador

Tatiana Ojeda<sup>1</sup> y Nikolay Aguirre<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Profesora-Investigadora del Centro de Estudios y Desarrollo de la Amazonia (CEDAMAZ)

<sup>2</sup> Profesor Investigador del Centro de Estudios y Desarrollo de la Amazonia (CEDAMAZ)

\* Autor para correspondencia

### Introducción

El mecanismo Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación (REDD+), es uno de los mecanismos aprobados recientemente como instrumento para la reducción de gases de efecto invernadero en los países en desarrollo (COP 17). Este ofrece una oportunidad para mantener los bosques y con ellos la biodiversidad y los servicios ecosistémicos. REDD+ al tiempo que es una estrategia de mitigación al cambio climático, también ofrece beneficios derivados de la conservación de los ecosistemas y su biodiversidad, ya que este mecanismo solo es efectivo si se reduce la deforestación y si se demuestra una reducción de emisiones de gases de efecto invernadero por esa reducción de la tasa de deforestación.

En las décadas de 1980, ya existían propuestas para compensar la conservación de las selvas tropicales, pero no fue sino hasta la segunda mitad de los noventa que la idea adquirió mayor valor en el escenario internacional. Durante el año 2005 el concepto de la deforestación evitada resurgió en el panorama internacional gracias a la conformación de la Coalición de Naciones

de la Selva Tropical. Dos años de negociaciones y avances técnicos culminaron con el Plan de Acción de Bali en diciembre de 2007, donde se establecieron las bases para instrumentar políticas e incentivos positivos sobre los temas relacionados con la reducción de emisiones producidas por la deforestación y la degradación forestal en los países en desarrollo (REDD) y, sobre el papel de la conservación, el manejo sustentable de los bosques y el mejoramiento del almacenamiento de carbono en esas naciones. Siendo en la última Cumbre desarrollada en Cancún, México en diciembre del 2010 donde se aprobó definitivamente este mecanismo llamado REDD+.

La presente revisión presenta una síntesis del papel que están jugando los bosques como estrategia para la mitigación a los impactos del cambio climático. Donde se aborda desde una perspectiva general el mecanismo REDD+ y como este mecanismo puede ayudar a detener la deforestación, así mismo se presenta algunos datos relacionados con el fenómeno de la deforestación y como el país está afrontando el reto de disminuirla en los próximos años.