

**Informe de dos nuevas  
poblaciones invasoras de  
Rana Toro en Uruguay.**

**Proyecto Invasiones Acuáticas en  
Uruguay.  
PDT 71/10**

**Lic. Gabriel Laufer  
Dr. Matías Arim  
Dr. Marcelo Loureiro**

**Sección Zoología de Vertebrados  
Facultad de Ciencias  
Universidad de la República.**

## Contenido del presente documento.

1. Resumen del Informe.
2. Proyecto Invasiones Acuáticas en Uruguay.
3. La rana toro como organismo invasor.
4. Antecedentes en Uruguay.
5. Nuevos hallazgos.
6. Recomendaciones.
7. Referencias bibliográficas.

## 1. RESUMEN

En el presente documento se reporta la existencia de dos nuevas poblaciones silvestres de rana toro (*Lithobates catesbeianus* = *Rana catesbeiana*) en Uruguay, Aceguá, Cerro Largo y Paraje Bizcocho, Soriano. Además se provee información adicional referente a esta problemática ambiental, así como recomendaciones para su manejo.

La rana toro es una especie exótica catalogada a nivel mundial como una de las peores invasoras. Fue introducida en Uruguay con fines comerciales en las décadas de los 80 y 90. Su cría en granjas tuvo un rápido crecimiento, llegando a existir 18 establecimientos dedicados a su producción, pero luego, por problemas comerciales y zootécnicos, tuvo un colapso. Así se cerraron la mayor parte de los ranarios, quedando en la actualidad únicamente un criadero de rana toro en actividad.

Desde los principios de la producción hasta el presente, se ha prestado poca atención a los riesgos ambientales que esta especie implica. Llama especialmente la atención este aspecto debido a la fuerte evidencia científica que existe al respecto desde principio de la década de los 70. Recientemente hemos reportado la presencia de la especie en Uruguay, para Rincón de Pando, Canelones, en una zona donde existió un ranario. Esta invasión tiene muchos riesgos por los efectos ecológicos de la rana toro como depredador y competidor de nuestras especies nativas, así como por el riesgo comprobado de la introducción de enfermedades.

Los dos nuevos focos de invasión reportados en el presente informe, Aceguá y Bizcocho, se encuentran en zonas de alto riesgo, tanto por la biodiversidad existente como por la geografía que podría facilitar la expansión de estas ranas. Además se encuentran en regiones fronterizas, por los que el riesgo es importante también para los países vecinos.

Se recomienda la difusión de la problemática a los diferentes agentes involucrados, la implementación de planes de control y monitoreo, así como la toma de políticas y prácticas preventivas ante la introducción y cría de especies exóticas en Uruguay.

## **2. Proyecto Invasiones Acuáticas**

Desde el año 2007 se está implementando el proyecto titulado "Bioinvasiones en sistemas dulceacuícolas del Uruguay: análisis de determinantes, consecuencias ambientales y efectos futuros", en la Sección Zoología de Vertebrados de Facultad de Ciencias, liderado por Matías Arim. El mismo se centra en el relevamiento del estado de dos de las invasiones de mayor riesgo para la conservación y explotación de los de los sistemas dulceacuícolas de Uruguay, el mejillón dorado (*Limnoperna fortunei*) y la rana toro (*Lithobates catesbeianus*). Este proyecto tiene como objetivo el análisis del estado actual de estas invasiones, las condiciones ambientales a las que se asocian y el efecto que ocasionan en el ambiente invadido. Con esta información, se generarán modelos predictivos que permitirán estimar el avance de las invasiones en la próxima década, sus consecuencias económico-ambientales, así como evaluar medidas de control y mitigación. De esta forma, apuntamos a sentar bases científicas para manejar las bioinvasiones en Uruguay y sus consecuencias económico-ambientales.

Este proyecto se encuentra en fase de implementación y ya está arrojando resultados importantes. En lo referente a rana toro en el marco de este proyecto se han muestreado casi la totalidad de los sitios donde estuvieron (o están) localizados los criaderos. Estos muestreos tienen como objetivo diagnosticar en que sitios existen poblaciones asilvestradas de esta especie en Uruguay. El presente informe presenta un aspecto importante de este proyecto, como la detección de nuevos focos de invasión de rana toro en Uruguay. Dada la urgencia de esta problemática, creemos pertinente elevar este informe a las correspondientes autoridades, aun antes de finalizar nuestro proyecto.

A continuación se detalla el resumen ejecutivo del proyecto financiado por el Programa de Desarrollo Tecnológico (PDT 71/10).

*El cambio global representa uno de los principales problemas para la conservación de la biodiversidad, pero también involucra riesgos económicos y sanitarios. Las invasiones de especies exóticas, bioinvasiones, son un componente central de este cambio. En Uruguay se han registrado varias especies invasoras, en ambientes terrestres, marinos y límnicos. En ecosistemas límnicos se destacan, por su reconocido peligro para el ambiente y la economía, el mejillón dorado (Limnoperna fortunei) y la rana toro (Rana catesbeiana). Estas dos bioinvasiones pueden identificarse como el principal peligro para la conservación y explotación de los ecosistemas de agua dulce del Uruguay en la próxima década. La estimación más conservadora del costo económico de la invasión del mejillón dorado es de 70 mil dólares al año. Para la rana toro no existe una estimación disponible, pero su efecto en otras regiones sugiere importantes implicancias económicas. Con el avance de las invasiones los costos van aumentando de forma no lineal. La presente propuesta analizará el estado actual de estas invasiones, las condiciones ambientales a las que se asocian y el efecto que ocasionan en el ambiente invadido. Con esta información, se generarán modelos de simulación estocástica que permitirán predecir el avance de las invasiones en la próxima década, sus consecuencias económico-ambientales, así como evaluar medidas de control y mitigación. Este modelo se basará en el control y erradicación del brote de aftosa del Reino Unido en 2001. De esta forma, apuntamos a sentar bases científicas para manejar las bioinvasiones en Uruguay y sus consecuencias económico-ambientales.*

### **3. La rana toro como organismo invasor.**

#### **3.1 Invasiones Biológicas**

La introducción de especies exóticas es uno de las mayores amenazas a la conservación de la diversidad biológica y de los ambientes naturales en todo el planeta. Estas especies, introducidas de forma accidental o deliberada, una vez instaladas en ambientes nuevos (fuera de su rango de distribución original) tienen la capacidad de convertirse en "especies invasoras". Las mismas se detectan *a posteriori* por los daños que provocan sobre la biodiversidad y sus efectos en las funciones ecosistémicas, lo que puede causar importantes pérdidas económicas (Lockwood *et al.* 2007).

El problema de las invasiones biológicas sin duda ha tomado una escala de interés global en los últimos años. Existen varios programas internacionales que tienen como fin la lucha contra estas especies invasoras, lo que incluye desde su control, o erradicación, hasta la prevención de nuevos puntos de invasión. Entre estos programas, cabe destacar el Grupo de Especialistas en Especies Invasoras (ISSG) de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), el Global Invasive Species Team (GIST) de The Nature Conservancy (TNC), el Invasives Information Network (I3N) de la Red Interamericana de Información sobre Biodiversidad (IABIN) y el Global Invasive Species Programme (GISP).

La ecología de las invasiones biológicas es un tema relativamente nuevo en la arena académica. Existe un fuerte interés en la dinámica y efectos de invasiones biológicas en la actualidad (e.g. Chase & Knight 2006; Arim *et al.* 2006). Si bien se han analizado diferentes factores que facilitan la ocurrencia de una invasión, no se han determinado predictores fuertes de la invisibilidad de una especie dada en un determinado sitio. El único predictor fuerte de que una especie puede ser invasora es el hecho de que ya haya invadido en algún sitio del mundo. Por eso la UICN ha puesto énfasis en la confección de listas de especies invasoras. Entre estas se encuentra el

documento "100 of the World's Worst Invasive Alien Species" de Lowe *et al.* (2000).

### **3.2 La Rana Toro**

La rana toro *Lithobates catesbeianus* (= *Rana catesbeiana*) (Shaw, 1802) es anfibio originario del este de Estados Unidos, que ha sido introducido en varias regiones, dentro de América, Europa, Asia y Oceanía (Perez 1951, Telford 1960, Lanza 1962, Mahon & Aiken 1977, Lowe *et al.* 2000, Sanabria *et al.* 2004). En ciertos casos ha sido introducida intencionalmente como control biológico o como especie ornamental en jardines y lagunas o como especie de caza (Jennings & Hayes 1985). Pero el mayor causal de su introducción fue su utilización como especie de cultivo acuícola. En la expansión de su explotación se han exportado ejemplares a diversos países, en varios de los cuales se han producido fugas y posteriores invasiones no deseadas. Estas invasiones son una de las principales causas de pérdida de biodiversidad y degradación de hábitat (IUCN 2001) y la rana toro es considerada una de las especies más peligrosas en este sentido (One Hundred of the World's Worst Invasive Alien Species, Global Invasive Species Database).

Se trata de un anfibio de gran tamaño corporal, tanto en el estado adulto como en el de larva (renacuajo). Presenta facilidad de adaptación a distintos ambientes acuáticos desde charcos y tajamares artificiales, hasta lagunas y ríos. Incluso se han encontrado a grandes profundidades, más de 35 m (Walker & Busack 2000). En estado adulto es un importante depredador, incluyendo en su dieta anfibios y aves, así como un importante competidor de especies nativas (Lopez-Flores *et al.* 2003, Hirai 2004). Esta especie, presenta una alta plasticidad en la reproducción, pudiendo adecuar la duración de su temporada reproductiva a las condiciones climáticas locales (Ryan 1980). Presenta además adaptaciones a la tolerancia de diversas condiciones ambientales, como por ejemplo el depositar los huevos en una masa gelatinosa que los protege fluctuaciones climáticas e incluso de la

depredación (Ryan 1978). Tanto adultos, como renacuajos se alimentan de una amplia variedad de recursos, depredando incluso sobre renacuajos y huevos de otras especies (Blaustein & Kiesecker 2002, Pryor 2003).

Las características de la historia natural de la especie la llevan a tener capacidad de adaptación a diferentes ambientes y posterior modificación de las comunidades locales (acuáticas y terrestres). Sus efectos han sido estudiados mayormente a nivel de anfibios, encontrándose numerosos reportes de declinaciones poblacionales y extinciones locales (e.g. Moyle 1973, Erlich 1979, Kiesecker & Blaustein 1997, Doubledee *et al.* 2003, Sanabria *et al.* 2004), pero los hay también en otras especies (invertebrados, peces y aves y mamíferos de pequeño tamaño) y en diferentes escalas ecológicas: a nivel comunitario y ecosistémico (e.g. Peral & Burry 2006).

Un grave problema a tener en cuenta con la rana toro es su rol como vector de diseminación de enfermedades emergentes, especialmente demostrado para *Batrachochytrium dendrobatidis* (Daszak *et al.* 1999, Mazzoni *et al.* 2003, Hanselmann *et al.* 2004). Estas patologías están asociadas a la declinación global de anfibios según datos del DAPTF (Declining Amphibian Population Task Force, UICN). Por tanto un evento de introducción de rana toro tiene varios riesgos que van desde los efectos ecológicos directos a sus efectos por alteraciones ambientales o introducción de enfermedades.

## **4. Antecedentes en Uruguay.**

### **4.1 *El cultivo de Rana Toro en Uruguay***

La ranicultura se inicia en Uruguay en el año 1986, promovida por investigadores del Instituto de Investigaciones Pesqueras de la Facultad de Veterinaria y del Instituto Nacional de Pesca del Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca, alcanzando el número de 18 emprendimientos comerciales en esta área (Friss de Kereki *et al.* 2003). Al momento, llegando casi a los 20 años del inicio de esta actividad, aún no se ha logrado establecer como una producción económicamente viable (Mazzoni 2001). Contrariamente a lo proyectado, la mayor parte de los productores se han retirado de la actividad de cría. Además de la falta de mercados existen otras dificultades destacándose la ocurrencia de enfermedades sobre las que no se tiene mucho conocimiento (Mazzoni & Carnevia 2000, Hipólito & Bach 2002, Mazzoni *et al.* 2003).

### **4.2 *Patologías de riesgo ambiental en ranas toro en criaderos de Uruguay***

Uno de los aspectos más estudiados en relación a la rana toro en granjas en Uruguay, han sido las enfermedades (juzgado por las publicaciones en revistas científicas internacionales). Entre estas, uno de los primeros registros para el sur de Sudamérica de *B. dendrobatidis*, es en rana toro, en las granjas uruguayas (Mazzoni *et al.* 2003). Otra enfermedad importante, aunque menos estudiada, en anfibios es el *Ranavirus*, el cual también ha sido reportado en granjas uruguayas (Galli *et al.* 2006).

Esto indica el conocimiento relativamente temprano de parte de los técnicos involucrados, del importante riesgo de la presencia de criaderos de rana toro para la conservación de nuestra fauna nativa, especialmente para los anfibios.

### **4.3 *Primer reporte de invasión de rana toro en Uruguay***

En el año 2005 reportamos a las autoridades de DINARA, el primer registro de la presencia de una población silvestre de rana toro en Uruguay (Laufer *et al.* 2005). Estos hallazgos posteriormente fueron aceptados para su publicación en una revista científica internacional, especializada en la temática de invasiones biológicas (Laufer *et al.* 2008).

Este primer registro se da en Rincón de Pando, Canelones. Se trata de una población en un estado muy temprano de invasión, restringida a un área reducida. En el mencionado informe se sugiere la necesidad de control de este foco de invasión, así como la facilidad de implementación de esta acción. Además se reportan efectos importantes sobre la fauna acuática local.

## 5. Nuevos hallazgos

A la fecha se ha completado el relevamiento de la mayor parte de los sitios donde fueron instalados criaderos de rana toro en el Uruguay. Este trabajo de campo incluyó dos métodos complementarios, por un lado el muestreo completo y exhaustivo de las comunidades acuáticas del perímetro (500 m) del sitio del criadero y por otro la entrevista con pobladores locales. Dado lo conspicuo que es la rana toro, tanto por su tamaño, como por su particular canto, notamos que resulta una especie fácil de identificar por los pobladores locales, y sus comentarios fueron un importante aporte a los muestreos. En los muestreos de las comunidades acuáticas se utilizaron tres métodos: pesca eléctrica, red de arrastre y arrastre de medio-mundo.

Como resultado de nuestro relevamiento, informamos la presencia de dos nuevos sitios en los cuales hemos detectado poblaciones de rana toro en Uruguay: *Aceguá, Cerro Largo y Paraje Bizcocho, Soriano*.

Existen características comunes a los sitios donde se encontró rana toro – Paraje Bizcocho, Soriano y Aceguá, Cerro Largo, que coinciden con los encontrados en el primer sitio donde se reportó la especie – Rincón de Pando, Canelones (artículo en prensa y relevamiento realizado por el presente proyecto). Las mismas se detallan a continuación, discriminando entre tipo de ecosistema y comunidad animal.

*Ecosistemas.* Los sistemas invadidos son cuerpos de agua lénticos permanentes, no habiéndose encontrado en cuerpos lóxicos ni en charcos temporales. Estos sistemas se caracterizaron por no encontrarse eutrofizados (situación común en pequeños cuerpos de agua de establecimientos productivos) y por poseer una escasa vegetación flotante. El área de estos sistemas se encuentra en el entorno de 100 a 300 metros cuadrados. En todos los casos se trata de tajamares utilizados con fines agrícolas, aunque esto último está dado por la proximidad a los establecimientos.

*Comunidad.* Las comunidades se encontraban claramente estructuradas de una forma particular. Se detectó la ausencia de macroinvertebrados (especialmente aquellos depredadores, que no escapan al sistema de muestreo con red), la ausencia de otros anfibios, y la presencia de una importante abundancia de peces, especialmente de mojarras y madrecitas (ramoneadores y depredadores intermedios).

Durante el procesamiento de las muestras de laboratorio de las comunidades invadidas, se detectó un importante daño en las estructuras queratinizadas del disco oral de las larvas de varias especies de los anuros colectados (en las filas de dientes labiales y fundas de las mandíbulas), incluyendo a los de rana toro. Esta sintomatología es generalmente asociada a la presencia de *Batrachochytridium dendrobatidis*, hongo que genera la enfermedad emergente conocida como Chytridiomycosis.

Si bien la sintomatología es clara, esto requiere de una confirmación por histopatología, detectando la presencia del hongo en cortes histológicos. Para eso se realizaron preparados de hematoxilina – eosina de cortes de diferentes especies (trabajo realizado con Claudio Borteiro, veterinario especialista en anfibios). Al momento hemos confirmado la presencia de *Batrachochytridium dendrobatidis* en rana toro, y en dos especies de anuros nativos: *Hypsiboas pulchellus* y *Odontophrynus americanus*. Un número importante de especies nativas parece estar afectadas, si bien esto aún no se ha confirmado por histopatología.

La situación en Uruguay es además complicada por otros factores. Los estudios de modelos de adecuación de hábitat predicen en nuestra regiones condiciones óptimas tanto para la invasión de la rana toro (Ficetola *et al.* 2007) como para la invasión del hongo *B. dendrobatidis* responsable de la chytridiomycosis (Ron 2005). Esto es una alerta importante que hace necesario la toma de medidas precautorias.

## **6. Recomendaciones**

### **6.1 Finalización del diagnóstico:**

Si bien se monitorearon todos los sitios conocidos de criaderos de rana toro, hay que considerar que las bajas densidades de las especies invasoras en fase de establecimiento dificultan su detección (Loockwood *et al.* 2007). Por esto se recomienda mantener los muestreos a nivel nacional, como forma de mantener un control sobre posibles focos de invasión aún no detectados.

Esto debería realizarse con especial atención a los sitios donde se ubicaron criaderos de gran tamaño, de muchos años de actividad y/o de referencias de haber tenido un manejo riesgoso del control de fugas. Esta situación resulta especialmente representada por dos sitios: San Carlos (Maldonado) y Toledo (Canelones). Cabe destacar que en nuestros muestreos no detectamos ranas toro en estos sitios.

El mantener los muestreos en forma periódica por unos años, permitirá descartar la posibilidad de potenciales focos de invasión aún no detectados.

### **6.2 Información a los agentes involucrados:**

Es necesario hacer pública esta situación, de forma de evitar que por desconocimiento se realicen una dispersión no intencional de la rana toro o del hongo *B. dendrobatidis*.

Una posible invasión podría afectar también a países vecinos, la comunicación a los mismos y el trabajo conjunto facilitarían el manejo y el control de esta invasión. Los dos nuevos registros se encuentran en regiones limítrofes, especialmente Aceguá (a 2 km de la frontera con Brasil).

Además para lograr un control efectivo de los focos de invasión es fundamental involucrar a la población local. Este criterio es ampliamente utilizado en planes de conservación en diferentes regiones.

### **6.3** *Elaboración de un plan nacional de manejo*

Considerando los importantes riesgos ambientales y socio-económicos que implican las invasiones biológicas debería aprovecharse lo insipiente de la reportada invasión para la toma de medidas urgentes. Se plantea la necesidad de la implementación de un plan de manejo a nivel nacional, involucrando organismos del Estado, equipos de investigación, ONGs conservacionistas y pobladores locales de los sitios invadidos.

Un plan de manejo a nivel nacional debe incluir monitoreo, manejo y educación ambiental. La experiencia de otros países con la misma problemática indica que el encontrar poblaciones en etapas tempranas de la invasión resulta una oportunidad única para su control y erradicación. Luego, en etapas posteriores, su control resulta mucho más difícil y costoso (Adams & Pearl 2007). Este es precisamente el caso de Uruguay, las poblaciones están en etapas tempranas de invasión y su control parece factible. Realmente el éxito de este emprendimiento dependería del esfuerzo de trabajo y de poder realizar una pronta respuesta.

Un paso urgente a ponerse en función es la erradicación de los focos detectados de invasión. Para esto resulta necesario aislar las comunidades invadidas, para evitar la dispersión y trabajar dentro de estos sistemas aislados en la erradicación. La erradicación, si bien sigue determinados criterios, consiste en un importante esfuerzo de matanza de adultos y renacuajos. Para esto deben involucrarse a autoridades nacionales, locales y a los dueños de los predios donde se encuentra esta especie. El manejo de aislamiento y matanzas de animales puede interferir con las producciones agropecuarias, especialmente con la disponibilidad de acceso a del ganado a los tajamares, o en el caso de Aceguá con el uso de las piletas de decantación de una planta de faena (la cual estaba fuera de funcionamiento). Por esto deben involucrarse los diferentes actores mencionado en el plan de control.

Resulta fundamental además un monitoreo antes, durante y después de puesto en práctica el plan de erradicación como forma de corroborar resultados y reformular las metodologías aplicadas. Además sería prudente extender este monitoreo por tres años como mínimo, como forma de evaluar los resultados y en caso de encontrarse nuevos focos, estos deberían nuevamente aislarse y controlarse.

#### **4.4 Toma de medidas de prevención de futuras invasiones**

Resulta imperiosa la implementación de un plan nacional de manejo de invasiones biológicas. Esto debe tener un accionar en diferentes niveles. Por un lado es importante tener un rápido diagnóstico de situación y comenzar con planes de control y mitigación de las invasiones presentes. Pero debe tenerse en cuenta además que la prevención es la mejor medida desde el punto de vista ambiental y económico, por lo que debe restringirse y evitarse el ingreso de especies exóticas, especialmente cuando existe fuerte evidencia de su potencial como invasoras.

En este sentido cabe destacar tres situaciones recientes, que parecen estar repitiendo la historia de la introducción de la rana toro en nuestro país. Estos son los casos de la tilapia (*Oreochromis sp.*), el visón (*Mustela vison*) y las langostas australianas (*Cherax quadricarinatus* y *C. tenuimanus*) – especies que ya han sido introducidas en otros países, y que además de un escaso (o nulo) rédito económico, han invadido y provocado un altísimo costo ambiental. Insistimos en que las políticas y las prácticas involucradas en la introducción y cría de especies exóticas, deben ser seriamente revisadas, incluyendo análisis de riesgos ambientales.

## 7. Referencias Bibliográficas

- Arim, M.; Abades, S. R.; Neill, P. E.; Lima, M. & Marquet, P. A. 2006. Spread dynamics of invasive species. *Proc Natl Acad Sci USA* 103(2): 374-378.
- Adams, M. J. & Pearl, C. A. 2007. Problems and opportunities managing invasive bullfrogs- Is there any hope? Chapter 38 In Gherardi, F., ed., *Biological Invaders in Inland Waters- Profiles, Distribution, and Threats: The Netherlands*, Springer, p. 679-693
- Blaustein, A. R. & Kiesecker, J. M. 2002. Complexity in conservation: lessons from the global decline of amphibian populations. *Ecology Letters* 5(4): 597-608.
- Boone, M. D.; Little, E. E. & Semlitsch, R. D. 2004. Overwintered bullfrog tadpoles negatively affect salamanders and anurans in native amphibian communities. *Copeia* (3): 683-690.
- Chase, J. M. & Knight, T. M. 2006. The role of eutrophication and snails in the establishment of the invasive weed, *Myriophyllum spicatum*. *Biological Invasions* 8: 1643-1649.
- Daszak, P.; Berger, L; Cunningham, A. A.; Hyatt, A. D.; Green, D. E. & Speare, R. 1999. Emerging infectious diseases & amphibian population declines. *Emerging Infectious Diseases* 5(6): 735-748.
- Doubledee, R. A.; Muller, E. B. & Nisbet, R. M. 2003. Bullfrogs, disturbance regimes, and the persistence of california red-legged frogs. *Journal of Wildlife Management* 67(2): 424-438.
- Ehrlich, D. 1979. Predation by bullfrog tadpoles (*Rana catesbeiana*) on eggs and newly hatched larvae of the plains leopard frog (*Rana blairi*). *Bulletin of the Maryland Herpetological Society* 15: 25-26.
- Ficetola, G.F.; Thuiller, W. & Maud, C. 2007. Prediction and validation of the potential global distribution of a problematic alien invasive species - the American bullfrog. *Diversity and Distributions* 13: 476-485.
- Friss de Kereki, C.; Dragonetti, J.P. & Mazzoni, R. 2003. Desarrollo del sistema HACCP en la producción de carcasas y ancas de rana toro (*Rana catesbeiana* Shaw, 1802) congeladas. IV Jornadas Técnicas de la Facultad de Veterinaria. *Boletín Instituto de Investigaciones Pesqueras* 24: 2.
- Galli, L.; Pereira, A.; Márquez, A. & Masón, R. 2006. Ranavirus detection by PCR in cultured tadpoles (*Rana catesbeiana* Shaw, 1802) from South America. *Aquaculture* 257: 78- 82.
- Hanselmann, R.; Rodríguez, A.; Lampo, M.; Fajardo-Ramos, L.; Aguirre, A. A.; Kilpatrick A. M.; Rodríguez, J. P. & Daszak, P. 2004. Presence of an emerging pathogen of amphibians in introduced bullfrogs *Rana catesbeiana* in Venezuela. *Biological Conservation* 120: 115-119.

- Hipólito M. & Bach, E. E. 2002. Patologias em Rã-Touro (*Rana catesbeiana*, Shaw, 1802). Primeira Revisão da Bibliografia Brasileira. Arquivos do Instituto Biológico, São Paulo 69(2): 113-120.
- Hirai, T. 2004. Diet composition of introduced bullfrog, *Rana catesbeiana*, in the Mizorogaike Pond of Kyoto, Japan. Ecological Research 19: 375-380.
- Jennings, M. R. & Hayes, M. P. 1985. Pre-1900 overharvest of California red-legged frogs (*Rana aurora draytonii*): the inducement for bullfrog (*Rana catesbeiana*) introduction. Herpetologica 41(1): 94-103.
- Kiesecker, D. G. & Blaustein, A. R. 1997. Population differences in responses of red-legged frogs (*Rana aurora*) to introduced bullfrogs (*Rana catesbeiana*). Ecology 78: 1752-1760.
- Lanza, B. 1962. On the introduction of *Rana ridibunda* Pallas and *Rana catesbeiana* Shaw in Italy. Copeia (3): 642-643.
- Laufer G, Canavero A & Maneyro R. 2005. Informe y evaluación de la invasión de la rana toro (*Rana catesbeiana*) en Rincón de Pando, Canelones. Sección Zoología de Vertebrados, Facultad de Ciencias. Presentado a DINARA.
- Laufer, G.; Canavero, A.; Núñez, D. & Maneyro, R. en prensa. Bullfrog (*Lithobates catesbeianus*) invasion in Uruguay. Biological Invasions, DOI 10.1007/s10530-007-9178-x.
- Lopez-Flores, M.; Cruzburgos, J. A. & Vilella, F. J. 2003. Predation of a white-cheeked pintail (*Anas bahamensis*) duckling by a bullfrog (*Rana catesbeiana*). Caribbean Journal of Science 39(2): 240-242.
- Loockwood, J. L.; Hoopes, M. F. & Marchetti, M. P. 2007. Invasion ecology. Blackwell Publishing, Singapore, 304 pp.
- Lowe, S.; Browne, M.; Boudjelas, S. & De Poorter M. 2000. 100 of the World's Worst Invasive Alien Species. A selection from the Global Invasive Species Database. The Invasive Species Specialist Group (ISSG) of the World Conservation Union (IUCN), 12pp.
- Mahon, R. & Aiken, K. 1977. The establishment of the North American bullfrog, *Rana catesbeiana* (Amphibia, Anura, Ranidae) in Jamaica. Journal of Herpetology 11(2): 197-199.
- Mazzoni, R. 2001. Proyecto ranicultura DINARA/IIP. Manual básico para inversores. (disponible en: <http://www.dinara.gub.uy>, consultado 12/7/2005)
- Mazzoni, R. & Carnevia, D. 2000. Enfermedades de ranas en criadero: una limitante real para el desarrollo de la ranicultura. Encontro Latino-Americano de Patologistas de Organismos Acuáticos (2:2000:228 Florianópolis, SC).

- Mazzoni, R.; Cunningham, A. A.; Daszak, P.; Apolo, A.; Perdomo, E. & Speranza, G. 2003. Emerging pathogen of wild amphibians in frogs (*Rana catesbeiana*) farmed for international trade. *Emerging Infectious Diseases* 9(8): 995-998.
- Moyle, P. B. 1973. Effects of introduced bullfrogs, *Rana catesbeiana*, on the native frogs of the San Joaquin Valley, California. *Copeia* (1): 18-22.
- Pearl, C. A. & Burry, R. B. 2003. Indirect facilitation of an anuran invasion by non-native fishes. *Ecology Letters* 6: 343-351.
- Perez, M. E. 1951. The food of the *Rana catesbeiana* Shaw in Puerto Rico. *Herpetologica* 7(1): 102-104.
- Pryor, G. S. 2003. Growth rates and digestive abilities of bullfrog tadpoles (*Rana catesbeiana*) fed algal diets. *Journal of Herpetology* 37(3): 560-566.
- Ron, S.R. 2005. Predicting the distribution of the amphibian pathogen *Batrachochytrium dendrobatidis* in the New World. *Biotropica* 37: 209-221.
- Ryan, M. J. 1978. A thermal property of *Rana catesbeiana* (Amphibia, Anura, Ranidae) egg mass. *Journal of Herpetology* 12(2): 247-248.
- Ryan, M. J. 1980. The reproductive behavior of the bullfrog (*Rana catesbeiana*). *Copeia* (1): 108-114.
- Sanabria, E. A.; Quiroga, L. B. & Acosta, J. C. 2004. Introducción de *Rana catesbeiana* (rana toro), en ambientes precordilleranos de la provincia de San Juan, Argentina. V Congreso Argentino de Herpetología. San Juan, Argentina. p. 56.
- Telford, S. R., Jr. 1960. The american bullfrog, *Rana catesbeiana*, in Japan. *Copeia* (1): 155.
- Walker, D. & Busack, S. D. 2000. *Rana catesbeiana* (Bullfrog) tadpole depth record. *Herpetological Review* 31(4): 236.