



Rana africana (*Xenopus laevis*)
adulto. Sector el Guanaco, Teno
(Reg. Maule). Enero de 2021.
foto: Gabriel Lobos.

A 50 años de la invasión de la Rana africana en Chile:

Lecciones en un escenario de crisis ambiental

por Gabriel Lobos Villalobos

Centro de Gestión Ambiental, Facultad de Ciencias Veterinarias y Pecuarias, Universidad de Chile

La Rana africana (*Xenopus laevis*) es y ha sido una especie importante en el ámbito del conocimiento científico. En efecto, a partir de la década de los años treinta y hasta 1970, se utilizaron estas ranas como parte de una prueba de diagnóstico de embarazo humano, pues la presencia de prostaglandinas específicas del embrión (hormona hCG), desencadenaba la ovulación de hembras de ranas inoculadas con orina de una mujer embarazada (prueba de Galli Mainini). Esta especie actualmente es uno de los vertebrados más ampliamente utilizados en los laboratorios junto al **Ratón doméstico** (*Mus musculus*) y a la **Gallina doméstica** (*Gallus domesticus*) (Cannatella & Sá 1993).

La Rana africana se distribuye en gran parte de África subsahariana, extendiéndose desde Sudáfrica a Zaire y desde Camerún hasta Uganda, presentando varias subespecies (Kobel *et al.* 1996). A nivel global ha invadido EE. UU. (Krysko *et al.* 2011), Gales del Sur en el Reino Unido (Measey 2001), Francia (Fouquet & Measey 2006), Italia (Lillo *et al.* 2011), Portugal (Rebelo *et al.* 2010), Japón (Kokuryo 2009), China (Wang *et al.* 2019) y Chile (Lobos & Jaksic 2005). Modelamientos ecológicos a escala global, predi-

cen que esta especie continuará expandiéndose, en especial en climas mediterráneos (Measey *et al.* 2012). Actualmente, uno de los mayores riesgos con *Xenopus*, es su promoción como mascota, lo que facilitarían su dispersión a nivel global (Measey 2017).

Antecedentes históricos de la invasión en Chile

Los antecedentes respecto a la introducción de *Xenopus* en el país son imprecisos, situándola en la década de los años setenta (Hermosilla 1994), más específicamente, se ha señalado que estas ranas habrían sido liberadas en la laguna Carén (Región Metropolitana) en 1973 (Jaksic 1998). En este contexto, Rodolfo Gajardo (profesor de la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad de Chile), me comentó que en los años setenta en la laguna Carén hubo un cultivo de ranas africanas, las que eran utilizadas en la Facultad de Medicina de la Universidad de Chile. Una intensa tormenta invernal habría generado el escape de los animales. Al igual que en la mayoría de las invasiones biológicas, la situación de *Xenopus* se mantuvo silente por décadas, hasta que en 1987 (Glade 1988), los especialistas en anfibios del país, reunidos en el marco de un simposio de los estados de conservación de la flora y fauna, alertaron

FIGURA 1
A. Escenarios de la invasión de Rana africana (*Xenopus laevis*) en Chile, para 1970 (Jaksic, 1988), 1980 (Glade, 1988), 2000 (Lobos y Jaksic 2005) y 2020 (Mora *et al.* 2019).
B. Invasión actual de Rana africana (*Xenopus laevis*) y escenario proyectado (área sustentable) por modelamientos de nicho ecológico (Lobos *et al.* 2013).

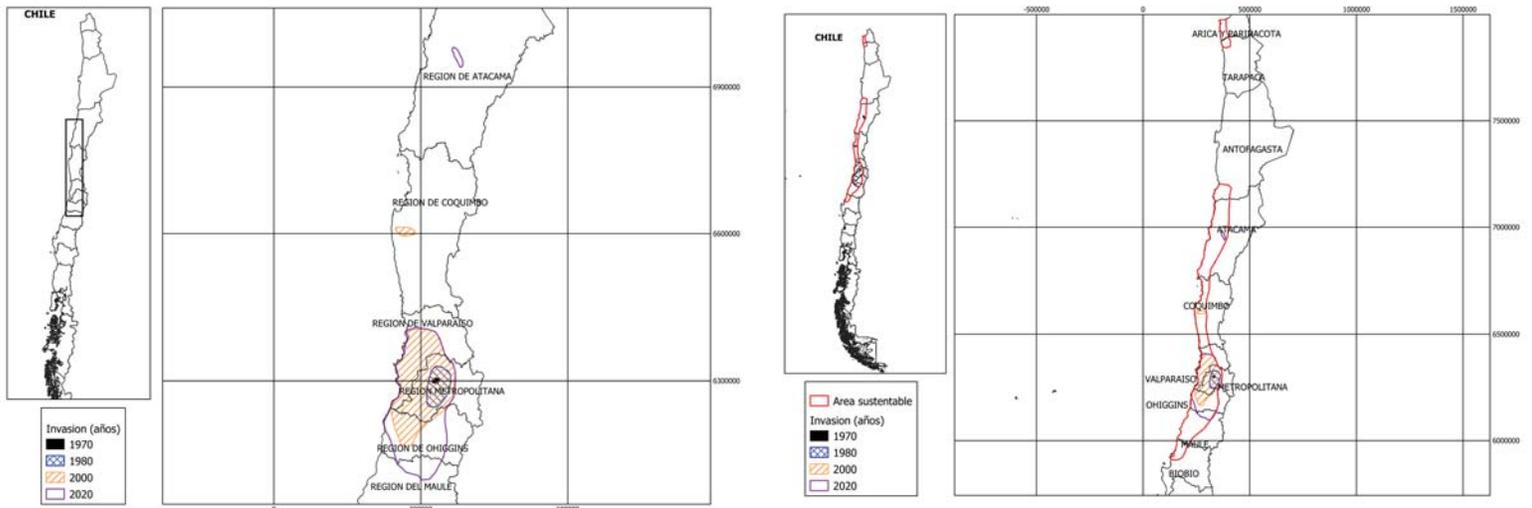


FIGURA 2
Rana africana (*Xenopus laevis*)
 larva. Sector el Guanaco, Teno
 (Reg. del Maule). Enero de 2021.
 FOTO: Gabriel Lobos.



sobre la presencia de esta especie invasora en los alrededores de la ciudad de Santiago. Ya para el año 2000, la expansión era continua entre la cuenca del río Aconcagua (Región de Valparaíso) hasta el Rincón de Yaquil (Región de O'Higgins), más un foco aislado en el río Limarí, Región de Coquimbo (Lobos & Jaksic 2005). Más recientemente, se ha reportado su presencia en la Región del Maule y otro foco aislado en el Río Copiapó, Región de Atacama (Mora et al. 2019). Sin embargo, la especie seguirá expandiéndose, pues de acuerdo a un modelamiento de nicho ecológico, *Xenopus* solo ha ocupado un 12% del área potencial en el país (Lobos et al. 2013) (Fig. 1).

En Chile, *Xenopus* se reproduce en primavera-verano. En relación a sus larvas, en un tranque de la zona central se estimó hasta 80 individuos/m². Las hembras pueden pesar hasta 110 gramos y los machos 60 (Lobos 2020). La Rana africana puede alcanzar grandes tamaños poblacionales, así por ejemplo en el tranque Rinconada de Maipú (7,9 hectáreas) se estimó 19.824 individuos (rango entre 14.649 –

27.583) (Lobos & Measey 2002). Posteriormente, este tranque se secó, generando un evento masivo de migración terrestre hacia canales de regadíos cercanos, mecanismo de diseminación que posteriormente ha sido señalado en otras áreas del país.

Predador y presa

Conocer el rol trófico de una especie invasora, ha sido una temática central en el entendimiento de sus potenciales impactos. En el caso de la Rana africana, tanto en Chile como en las otras áreas invadidas, se ha demostrado que se alimenta fundamentalmente de invertebrados acuáticos (Lobos et al. 1999). Sin embargo, en las áreas que invade logra alcanzar grandes densidades, y con ello podría afectar a las comunidades de peces y anfibios nativos por competencia sobre los recursos tróficos. Por otra parte, hay situaciones que ponen en riesgo a las comunidades acuáticas, como son los periodos de estiaje o sequías. En este contexto, en diciembre de 2003, en una visita a la desembocadura del Río Maipo, se observó una poza (4,5 m de largo



FIGURA 3
Rana africana (*Xenopus laevis*)
 regurgitando un individuo
 de Pocha (*Cheirodon pisciculus*).
 Desembocadura del Río Maipo
 (Reg. Valparaíso).
 Diciembre de 2003.
 FOTO: Gabriel Lobos.

x 2,78 ancho, 0,43 de profundidad) con presencia de un cardumen de **Pocha** (*Cheirodon pisciculus*), pez nativo clasificado como Vulnerable. En este sitio colectamos 10 ranas africanas, cuatro de ellas adultas, registrándose un total de 12 pochas en sus estómagos (Fig. 3). En otra poza en desecación (misma época), pero en el humedal del Yali, capturamos dos ranas adultas, cada una presentaba en su estómago un juvenil de **Lisa** (*Mugil cephalus*).

En relación a predadores de esta rana en Chile, se ha reportado a diversas especies de aves. Lobos & Jaksic (2005) señalaron al Huairavo, Gaviota dominicana y al Pequén. Estudios posteriores han señalado a la Garza cuca (Catchpole et al. 2019), Garza grande (del Valle, 2020) y al Peuco (del Valle & Ramírez-Álvarez 2020). Si bien las aves juegan un importante rol en el control de este anfibio invasor, es necesario tener en cuenta la alta capacidad reproductiva de esta especie, la que puede alcanzar hasta 17.000 huevos en hembras de talla grande.

Interacciones bióticas

A nivel de interacciones bióticas, se han planteado dos hipótesis. Por una parte, se menciona la hipótesis de la resistencia de la diversidad (Kennedy et al. 2002), la que sostiene que ambientes con comunidades diversas (alta naturalidad) resisten mejor las invasiones que ambientes desestructurados (las especies nativas actúan como especialistas en sus ambientes y los invasores son considerados como generalistas). Por otra parte, está la hipótesis del «invasional meltdown» (facilitación entre invasores) sugerida por Simberloff & von Holle (1999), quienes sostienen que las especies invasoras pueden establecer interacciones positivas favoreciendo su establecimiento. En este contexto, recientemente Lobos (2020) indicó el colapso de una población de Rana africana luego de 20 años, hipotetizando que la invasión del sitio por **Gambusia** (*Gambusia holbrooki*) tuvo un rol en ello, demostrando la presencia de altas tasas de predación sobre larvas de *Xenopus* por este pez invasor, lo que resultó en una interacción negativa para *Xenopus*. En este mismo contexto, otro estudio abordó el impacto de peces invasores sobre larvas de anuros mediterráneos de Chile, donde el **Chanchito** (*Australoheros facetus*) mostró un alto potencial predador de larvas y *Gambusia* fue altamente eficiente en predear huevos de anuros. Sin embargo la *Gambusia* también afecta a los anfibios nativos (Alzamora y Lobos 2021).

Una forma de interacción positiva entre especies invasoras, se ha establecido en la transmisión de enfermedades emergentes por parte de la Rana africana. En este contexto, uno de los agentes que más ha concentrado la atención es el hongo *Batrachochytrium dendrobatidis*, el que genera una hiperplasia de la epidermis, afectando la osmoregulación del animal y su posterior muerte. A la enfermedad anterior, se suma la ranaviriosis producida por un Ranavirus, el que causa hemorragias, necrosis celular y eventos de mortalidad masiva de anfibios.

Ambos patógenos han sido responsabilizados de procesos de declinación en diversos puntos del planeta. Recientemente se han aislado en Chile y se han asociado a *Xenopus*, especie que actuaría como vector de estas enfermedades (para más información consultar a Soto-Azat *et al.* 2016).

Lecciones y aprendizajes luego de 50 años

Una primera reflexión sobre la invasión de la Rana africana en Chile, es respecto a lo complejo que son los procesos de establecimiento de especies exóticas, y lo fácil que resulta hablar de control y erradicación. A la fecha, prácticamente no existen experiencias exitosas en este sentido en ninguna parte (salvo pequeñas lagunas que pueden ser desecadas en un 100%). Por otra parte, Chile presenta una diversidad de anfibios y peces de aguas continentales muy valiosa, rica en endemismos, géneros ancestrales y especies altamente amenazadas, por lo que la presencia de invasores biológicos representa una amenaza más para sus poblaciones.

La historia de la invasión de *Xenopus*, muestra un patrón común con otras invasiones, en cuanto a que por muchos años estos procesos se mantienen silentes, hasta que de pronto se generan grandes explosiones demográficas, difíciles de controlar. En el caso de Chile, se estimaron tasas de expansión de 4,4 a 5,4 km/año (Lobos & Jaksic 2005); sin embargo, la traslocación intencional de individuos puede acelerar la dispersión, como fue lo observado con las poblaciones establecidas en los ríos Limarí y Copiapó. Al menos en el río Limarí, el haplotipo invasor es el mismo que domina en Chile central (Lobos *et al.* 2014). En relación a la expansión de la Rana africana, el escenario futuro es complejo, pues debería continuar su expansión, no descartándose potenciales invasiones en otros países del cono sur (Lobos *et al.* 2013).

Si bien muchas veces nos preocupamos más por el rol de depredador de una especie invasora, la invasión de *Xenopus* permite deducir que especies que alcanzan grandes tamaños poblacionales, pueden ejercer fuertes presiones sobre los recursos tróficos del ecosistema (competencia), además de la transmisión de enfermedades, que en el caso de anfibios han sido señaladas como responsables de declinaciones globales. En este contexto, la expansión de la Rana africana, podría generar un fuerte impacto en la propagación de estas enfermedades en los ecosistemas acuáticos del país.

Bueno y si de lecciones se trata, quisiera recordar que cada cierto tiempo reaparece el interés por ingresar al país a la **Rana toro** (*Litobates castesbeianus*), para el establecimiento de granjas destinadas a la venta de su carne. Esta rana, ha sido sindicada como una de las 100 especies invasoras más dañinas a nivel global. En Sudamérica ha invadido Brasil, Uruguay, Ecuador, Venezuela y Argentina (no tan lejos, está presente en San Juan y Mendoza), siendo el origen de estas invasiones el escape desde criaderos. Ficetola *et al.* (2007) generaron un mapa global del hábitat potencial para la Rana toro, donde se puede observar que Chile central sería sustentable para el establecimiento de este animal.

La presencia de especies invasoras como la Rana africana, es preocupante en el escenario de fuerte crisis ambiental que vive el país. Una de las mejores formas de hacer frente a esta amenaza, es la conservación de los ambientes naturales (hipótesis de la resistencia de la diversidad). En este sentido, finalizó haciendo un llamado a proteger los humedales y a adoptar medidas sencillas para evitar la diseminación de enfermedades, como son la desinfección del calzado y herramientas que se usan tanto para observar como para investigar en la naturaleza.

Literatura citada

- Alzamora A & G. Lobos. 2021.** Assessing the threat of a South American cichlid on anurans in the Chilean Mediterranean region. *BioInvasions Records* 10(3): 669–682.
- Canatella D.C & R. de Sa. 1993.** *Xenopus laevis* as a model organism. *Systematic Biology* 42 (4): 476–507.
- Catchpole S; F. Soriano & P. Fuentes. 2019.** *Xenopus laevis* (Daudin 1802) (Anura, Pipidae) depredado por *Ardea cocoi* Linnaeus 1766 (Pelecaniformes, Ardeidae) en un tranque de relaves. *Boletín Chileno de Herpetología*. 6: 64.
- del Valle M & D. Ramírez-Álvarez. 2020.** Depredación de *Xenopus laevis* Daudin 1802 (Anura, Pipidae) por *Parabuteo unicinctus* Temminck 1824 (Accipitriformes, Accipitridae). *Boletín Chileno de Herpetología* 7: 67–69.
- del Valle M. 2020.** *Xenopus laevis* (Daudin 1802) (Anura, Pipidae) depredado por *Ardea alba egretta* Gmelin 1789 (Pelecaniformes, Ardeidae) en un tranque de regadío agrícola. *Boletín Chileno de Herpetología* 7: 81.
- Ficetola G.F; W. Thuiller & C. Miaud. 2007.** Prediction and validation of the potential global distribution of a problematic alien invasive species – the American bullfrog. *Diversity and Distribution*. 13: 476–485.
- Fouquet A & G.J. Measey. 2006.** Plotting the course of an African clawed frog invasion in western France. *Animal Biology* 56: 95–102.
- Glade A.A. 1988.** Libro Rojo de los Vertebrados Terrestres de Chile. Corporación Nacional Forestal. Santiago, Chile.
- Hermosilla I. 1994.** Un sapo africano que se queda en Chile. *Comunicación Museo de Historia Natural de Concepción, Chile* 8: 75–78.
- Jaksic F.M. 1998.** Vertebrate invaders and their ecological impacts in Chile. *Biodiversity and Conservation* 7, 1427–1445.
- Kennedy T.A; S. Naeem, K.M. Howe, J.M. Knops, D. Tilman & P. Reich. 2002.** Biodiversity as a barrier to ecological invasion. *Nature*. 417: 636–638.
- Kobel H.R; C. Loumont & R.C. Tinsley. 1996.** The extant species. In: Tinsley RC & HR Kobel (eds) *The Biology of Xenopus*: 9–33. Oxford University Press, Oxford, U.K.
- Kokuryo Y. 2009.** A survey of feral populations of African clawed toad in Shizuoka Prefecture. *Bulletin of the Herpetological Society of Japan* 2: 103–106.
- Krysko K.L; J.P. Burgess, M.R. Rochford, C.R. Gillette, D. Cueva, K.M. Enge, L.A. Somma, J.L. Stabile, D.C. Smith, J.A. Wasilewski, G.N. Kieckhefer, M.C. Granatosky & S.V. Nielsen. 2011.** Verified non-indigenous amphibians and reptiles in Florida from 1863 through 2010: outlining the invasion process and identifying invasion pathways and stages. *Zootaxa* 3028: 1–64.
- Lillo F; F.P. Faraone & M lo Valvo. 2011.** Can the introduction of *Xenopus laevis* affect native amphibian populations? Reduction of reproductive occurrence in presence of the invasive species. *Biological Invasions* 13: 1533–1541.
- Lobos G. 2020.** Vulnerability of *Xenopus laevis* to *Gambusia holbrooki*: can the larval phase of the African clawed frog be the Achilles heel in its invasive potential? *Aquatic Invasions* 15 (3): 529–541.
- Lobos G; P. Cattán & M. López. 1999.** Antecedentes de la ecología trófica del sapo africano *Xenopus laevis* en la zona central de Chile. *Boletín del Museo de Historia Natural de Chile* 48: 7–18.
- Lobos G & G.J. Measey. 2002.** Invasive populations of *Xenopus laevis* (Daudin) in Chile. *Herpetological Journal* 12: 163–168.
- Lobos G & F.M. Jaksic. 2005.** The ongoing invasion of African clawed frog (*Xenopus laevis*) in Chile: causes of concern. *Biodiversity and Conservation* 14: 429–439.
- Lobos G; P. Cattán, C. Estades & F. Jaksic. 2013.** Invasive African clawed frog *Xenopus laevis* in southern South America: key factors and predictions. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 48 (1): 1–12.
- Lobos G; M.A. Méndez, P. Cattán & F. Jaksic. 2014.** Low genetic diversity of the successful invasive African clawed frog *Xenopus laevis* (Pipidae) in Chile. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 49 (1): 50–60.

- Measey G.J. 2001.** Growth and ageing of *Xenopus laevis* (Daudin) in South Wales, UK. *Journal of Zoology (London)*, 246: 287-298.
- Measey G.J. 2017.** Where do African clawed frogs come from? An analysis of trade in live *Xenopus laevis* imported into the USA. *Salamandra* 53(3): 398-404.
- Measey G.J; D. Rödder, S.L. Green, R. Kobayashi, F. Lillo, G. Lobos, R. Rebelo & J.M. Thirion. 2012.** Ongoing invasions of the African clawed frog, *Xenopus laevis*: a global review. *Biological Invasions* 14: 2255-2270.
- Mora M; D.J. Pons, A. Peñafiel-Ricaurte, M. Alvarado-Rybak, S. Lebuy & C. Soto-Azat. 2019.** High abundance of invasive African clawed frog *Xenopus laevis* in Chile: challenges for their control an update invasive distribution. *Management of Biological Invasions* 10: 377-388.
- Rebelo R; P. Amaral, M. Bernardes, J. Oliveira, P. Pinheiro & D. Leitão. 2010.** *Xenopus laevis* (Daudin 1802), a new exotic amphibian in Portugal. *Biological Invasions* 12: 3383-3387.
- Simberloff D & B. Holle B. 1999.** Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown? *Biological Invasions* 1: 21-32.
- Soto-Azat C; A. Peñafiel-Ricaurte, S.J. Price, N. Sallaber-ry-Pincheira, M.P. García, M. Alvarado-Rybak & A.A. Cunningham. 2016.** *Xenopus laevis* and Emerging Amphibian Pathogens in Chile. *Ecohealth* 13:775-783.
- Wang S; Y. Houg & J. Measey. 2019.** An established population of African clawed frog, *Xenopus laevis* (Daudin, 1802) in mainland China. *BioInvasions Records* 8: 457-464.