

See discussions, stats, and author profiles for this publication at: <https://www.researchgate.net/publication/383058254>

Bullfrog (*Lithobates catesbeianus*) eradication index in the Mediterranean region of Baja California, Mexico

Article in *Acta Biologica Colombiana* · August 2024

DOI: 10.15446/abc.v29n2.101932

CITATIONS

0

READS

56

8 authors, including:



Jorge H. Valdez-Villavicencio

Conservacion de Fauna del Noroeste, A.C.

106 PUBLICATIONS 292 CITATIONS

SEE PROFILE



Norma Selene González Gutiérrez

Autonomous University of Baja California

5 PUBLICATIONS 1 CITATION

SEE PROFILE



Jeff A. Alvarez

The Wildlife Project

105 PUBLICATIONS 174 CITATIONS

SEE PROFILE



Jeffery T. Wilcox

Mitsui Ranch Preserve

63 PUBLICATIONS 248 CITATIONS

SEE PROFILE

ARTÍCULO DE INVESTIGACIÓN / RESEARCH ARTICLE

**ÍNDICE DE ERRADICACIÓN DE LA RANA TORO
(*Lithobates catesbeianus*) EN LA REGIÓN
MEDITERRÁNEA DE BAJA CALIFORNIA, MÉXICO**

**Bullfrog (*Lithobates catesbeianus*) Eradication Index in
the Mediterranean Region of Baja California, Mexico**

Edith A. NAVARRO-TIZNADO¹, Jorge H. VALDEZ-VILLAVICENCIO¹, Norma S. GONZÁLEZ-GUTIÉRREZ¹,
Jeff A. ALVAREZ², Jeffery T. WILCOX³, Anny PERALTA-GARCÍA¹, Jhovany QUINTANA-MONDRAGÓN⁴,
Rafael Alejandro LARA-RESÉNDIZ^{1,5*}

¹ Conservación de Fauna del Noroeste, A.C., 22897 Ensenada, Baja California, México, andrea.navarro@uabc.edu.mx; j_h_valdez@yahoo.com.mx; norma.gonzalez@faunadelnoroeste.org; annyperaltagarcia@yahoo.com.mx; rafas.lara@gmail.com

² The Wildlife Project, PO Box 188888 Sacramento, California, 95818, USA, jeff@thewildlifeproject.com

³ Sonoma Mountain Ranch Preservation Foundation, 3150 Sonoma Mountain Road, Petaluma, California, USA, jtwilcox@comcast.net

⁴ Playas de Tijuana, Sección Costa Hermosa, Tijuana, Baja California, México, jhovanyqm@gmail.com

⁵ Instituto Tecnológico de Sonora, Cd. Obregón, Sonora, 85000, México.

* For correspondence

Recibido: 10 de agosto de 2022. **Revisado:** 01 de noviembre de 2023. **Aceptado:** 13 de febrero de 2024

Editor asociado: Xavier Marquinez

Citation/ citar este artículo como: Navarro-Tiznado, E. A., Valdez-Villavicencio, J. H., González-Gutiérrez, N. S., Alvarez, J., Wilcox, J., Peralta-García, A., Quintana-Mondragón, J. & Lara-Reséndiz, R. A. (2024). Índice de erradicación de la rana toro (*Lithobates catesbeianus*) en la región mediterránea de Baja California, México. Acta Biol Colomb., 29(2), 12-25. <https://doi.org/10.15446/abc.v29n2.101932>

RESUMEN

Las especies exóticas invasoras representan una amenaza significativa para la biodiversidad mundial. En la península de Baja California (México) estos organismos han proliferado y las medidas tomadas han sido insuficientes para mitigar su expansión y reducir su impacto ambiental. En este estudio, se desarrolló un índice de erradicación específico para la rana toro (*Lithobates catesbeianus*; Shaw, 1802), clasificada como una de las 100 especies invasoras más dañinas a nivel global. Este índice, basado en el método de Jerarquías Analíticas de Saaty, utiliza 11 variables ambientales y sociales, cuantitativas y cualitativas, para identificar los sitios con mayor potencial de erradicación en la región mediterránea de Baja California. La metodología ofrece el primer enfoque sistemático para evaluar y priorizar las localidades invadidas por la rana toro, identificando áreas con posibilidades óptimas para su erradicación exitosa. Entre las variables más influyentes se destacan la proximidad a cuerpos de agua con presencia de rana toro (30 %), seguida del número de refugios y áreas de migración en un radio de 11 km (22 %), y el tamaño del cuerpo de agua (14 %). Tras evaluar 32 localidades, se han identificado sitios piloto como Rancho Madrigal para iniciar el proceso de erradicación de *L. catesbeianus*, junto con La Misión y El Rosario, identificados como áreas con alto potencial para su erradicación.

Palabras clave: análisis jerárquico, anfibio invasor, eliminación, especie exótica invasora, sitios piloto.

ABSTRACT

Invasive alien species pose a significant threat to global biodiversity. In the Baja California Peninsula (Mexico), these organisms have proliferated, and measures taken have been insufficient to mitigate their expansion and reduce their environmental impact. In this study, a specific eradication index was developed for the American bullfrog (*Lithobates catesbeianus*; Shaw, 1802), classified as one of the 100 most harmful invasive species globally. This index, based on Saaty's Analytical Hierarchy Process, utilizes 11 environmental and social variables, both quantitative and qualitative, to identify sites with the highest potential for eradication in the Mediterranean region of Baja California. The methodology provides the first systematic approach to assess and prioritize locations invaded by the American bullfrog, identifying areas with optimal possibilities for successful eradication. Among the most influential variables are

proximity to bodies of water with the presence of bullfrogs (30 %), followed by the number of refuge and migration areas within an 11 km radius (22 %), and the size of the water body (14 %). After evaluating 32 localities, pilot sites such as Rancho Madrigal have been identified to initiate the eradication process of *L. catesbeianus*, along with La Misión and El Rosario, recognized as areas with high potential for eradication.

Keywords: invasive amphibian, invasive exotic species, elimination, hierarchical analysis, pilot sites.

INTRODUCCIÓN

El declive acelerado y sin precedentes de la fauna autóctona, impulsado por la degradación del hábitat, el cambio climático y la invasión de especies exóticas, representa una crisis global de la biodiversidad (Dirzo et al., 2014, Doherty et al., 2016, Ceballos et al., 2020). El notable aumento en el número de especies exóticas invasoras a nivel mundial ha desencadenado daños ambientales significativos y costos considerables, contribuyendo sustancialmente a esta crisis ambiental (Cuthbert et al., 2021, Rico-Sánchez et al., 2021, Turbelin et al., 2023). En particular, los cuerpos de agua dulce, tanto naturales como antropogénicos, son extremadamente vulnerables a la introducción, ya sea intencional o accidental, de especies exóticas debido a su tamaño, conectividad y diversidad de hábitats (Rosen y Schwalbe, 1995, Peralta-García et al., 2023a). La estructura y dinámica distintivas de cuerpos de agua, como ríos, lagos y estanques, junto con la diversidad de especies nativas, moldean la respuesta de cada hábitat a la invasión de especies (Rahel, 2007, Dudgeon et al., 2006). Comprender estas diferencias resulta crucial para evaluar la vulnerabilidad relativa de cada cuerpo de agua, enfatizando así la necesidad urgente de conservar la biodiversidad de estos entornos acuáticos, una problemática en constante crecimiento a nivel mundial.

Los ecosistemas acuáticos y su biodiversidad globalmente significativa se han convertido en una prioridad para la conservación (Macêdo et al., 2024). No obstante, las presiones antrópicas han causado declives rápidos y significativos en la diversidad de especies y hábitats acuáticos, ubicándolos entre los ecosistemas más afectados y amenazados a nivel mundial, en gran parte debido a la proliferación de especies invasoras (Dudgeon et al., 2006, Mendoza y Koleff, 2014). Estas invasiones han generado impactos bien documentados en las comunidades acuáticas, incluyendo la hibridación, competencia por espacio y alimento, depredación, desplazamiento, alteración de hábitats y redes tróficas, así como la introducción y propagación de enfermedades y parásitos (Peterson et al., 2013, Turbelin et al., 2023). Por ejemplo, se ha documentado la extinción de al menos 123 especies de animales acuáticos en Norteamérica, principalmente peces, moluscos, crustáceos y anfibios, mientras que más de 100 especies están catalogadas como amenazadas (Ricciardi y Rasmussen, 1999). En paralelo, estudios recientes (Ceballos et al., 2015) proporcionan una visión actualizada y preocupante sobre la extinción de especies en Norteamérica, evidenciando la pérdida significativa de mamíferos, aves, reptiles y anfibios, con un total de 132 extinciones desde el inicio del siglo XX, dentro de un grupo de 26,766 especies

evaluadas. Además, según la información más reciente de la UICN, se estima que 92 especies se encuentran en la categoría de Extintas (EX) y Extintas en Estado Salvaje (EW) en la región que abarca Canadá, Estados Unidos y México (IUCN, 2023).

En Norteamérica, la extinción de la fauna de agua dulce es cinco veces mayor que la de los grupos terrestres, reflejando una tendencia similar de extinción a la observada en los bosques tropicales (Ricciardi y Rasmussen, 1999, Dextrase y Mandrak, 2006). Las invasiones biológicas representan una amenaza grave, transformando significativamente los ecosistemas receptores cada vez que una especie exótica se establece y se convierte en invasora (Peralta-García et al., 2023b, Turbelin et al., 2023). La eliminación y el control de estas especies invasoras se torna crucial, especialmente en las etapas iniciales del proceso de colonización de nuevos sitios (Rahel, 2007, Dudgeon et al., 2006). Los anfibios invasores, con su alta adaptabilidad, movilidad y rápido crecimiento poblacional, alteran la biodiversidad y los ciclos ecológicos (Allen et al., 2017), generando cambios drásticos y costos económicos considerables, especialmente en entornos acuáticos (Soto et al., 2022). La gestión ambiental se enfrenta a un desafío prioritario con especies altamente perjudiciales como la rana toro.

La rana toro (*Lithobates catesbeianus*; Shaw, 1802), originaria del este de Norteamérica, ha extendido su distribución por diversos continentes, incluyendo África, Asia, Europa y Suramérica, además de amplias áreas invadidas en Norteamérica. Su presencia ha resultado en la disminución de anfibios, peces y reptiles debido a la depredación, competencia y propagación de enfermedades (Hayes y Jennings, 1986, Rosen y Schwalbe, 1995, Descamps y De Vocht, 2023). La rana toro es considerada una de las 100 especies invasoras más perjudiciales del mundo (Cuthbert et al., 2021) y reconocida como una especie de alto riesgo según el NACIS (2010). Por lo tanto, debe ser considerada prioritaria para acciones de prevención, control y erradicación, dada su influencia en el desequilibrio ecológico de los ecosistemas acuáticos.

En la península de Baja California, la rana toro ha invadido diversos cuerpos de agua desde pozas y lagos hasta ríos, embalses, canales de riego, charcos aledaños a arroyos y oasis (Grismer, 2002, Luja y Rodríguez-Estrella, 2010, Peralta-García et al., 2023a), donde tiene una amplia gama de presas nativas (Ortiz-Serrato et al., 2014). Ante la necesidad de disminuir la presión ambiental generada por la rana toro, resulta imperativo su eliminación de los cuerpos de agua donde está presente. Con el fin de mitigar los efectos negativos de esta especie exótica invasora, el objetivo de

este trabajo es la elaboración de un índice de erradicación específico para la región mediterránea de Baja California. El propósito de este índice es simplificar la información disponible sobre la rana toro y facilitar evaluaciones que asistan el trabajo a los tomadores de decisiones. El índice propuesto considera variables biológicas y sociales, abarcando tanto aspectos cualitativos como cuantitativos. Además, este estudio se enfocó en recopilar información ambiental y social asociada a la presencia de este anfibio, fundamental para la construcción del índice de erradicación. Finalmente, como resultado de esta investigación, se identificaron sitios piloto clave para iniciar el proceso de erradicación de la rana toro en la región mediterránea en Baja California.

MATERIALES Y MÉTODOS

Región de estudio y especie

El estudio se realizó en la región mediterránea de la península de Baja California, México (Fig. 1). Según González-Abraham et al. (2010), esta región se encuentra en el noroeste peninsular, limitado al norte con la frontera internacional con Estados Unidos y se extiende hacia el sur hasta El Rosario y desde la costa del Pacífico hasta las Sierras Juárez y San Pedro Mártir, abarcando los municipios de Ensenada, Rosarito, Tijuana, Tecate y San Quintín. El clima se caracteriza por ser mediterráneo con inviernos fríos y lluviosos, veranos secos y cálidos, y con tormentas ocasionales. La precipitación anual oscila entre 100 y 700 mm, siendo superior a otras ecorregiones en el norte peninsular. Las lluvias invernales son la principal fuente de precipitación, en algunas zonas también se presentan lluvias estivales, dependiendo de la elevación y distancia a la costa. Las temperaturas promedio rondan los 16,8 °C, con veranos cálidos y secos que pueden alcanzar hasta los 38 °C, mientras que los inviernos son moderados a baja altitud y experimentan heladas frecuentes en zonas elevadas. Además, las temperaturas medias mensuales muestran fluctuaciones mínimas a lo largo de la región mediterránea. En Tijuana, oscilan de los 13 °C durante el invierno (diciembre-febrero) y los 23 °C en verano (junio-agosto), mientras que en El Rosario se sitúan en 14 °C en el invierno y 24 °C en verano (Vanderplank et al., 2018). La vegetación predominante incluye chaparral, matorral costero rosetófilo y bosque de pino. La topografía varía desde montañas hasta mesetas y llanuras, con elevaciones que van desde el nivel del mar hasta 3100 m.s.n.m., perteneciendo a la Región Hidrológica 1 (Baja California Noroeste) que comprende 16 cuencas hidrológicas (CONAGUA, 2018; Fig. 1).

La rana toro es una especie de tamaño considerable que puede alcanzar hasta 220 mm de longitud hocico-cloaca y un peso de hasta 908,6 g, su madurez sexual es alcanzada con una longitud corporal de 85-105 mm, generalmente ocurre entre el primer y segundo año después de la

transformación, y destaca por su notablemente adaptabilidad (Bury y Whelan, 1984). La temporada de reproducción cambia a lo largo de la latitud, pero en California puede ser de abril a finales de julio (Bury y Whelan, 1984). Capaz de sobrevivir en prácticamente cualquier entorno con agua permanente, cada hembra, según su tamaño, puede poner entre 1000 y aproximadamente 48000 huevos, dos veces al año (Bury y Whelan, 1984). La masa de huevos cubre una superficie que va de 0,5 a 1 m², y un aumento en este área incrementa la probabilidad de que cada embrión reciba suficiente oxígeno para su desarrollo. La puesta de huevos ocurre durante el verano, los cuales eclosionan entre tres y cinco días después. En México, esta especie está catalogada como una invasora establecida y portadora del hongo quitridio (*Batrachochytrium dendrobatidis*), causante del declive de los anfibios a nivel mundial (Adams et al., 2022).

Aunque no se tienen registros precisos de la introducción de esta rana en Baja California, se estima que ha estado presente en el estado por más de 35 años (Navarro-Tiznado, 2017). A pesar del tiempo que la rana toro lleva establecida en la región, aún no existen programas de control y manejo, y la información precisa de sus efectos en las especies nativas es limitada. No obstante, está claro que esta especie ejerce una influencia significativa en la ecología de los ecosistemas (Grismer y McGuire, 1993, Luja y Rodríguez-Estrella, 2010, Ortíz-Serrato et al., 2014), siendo responsable del declive de ranas y serpientes nativas en estados adyacentes (Hayes y Jennings, 1986, Schwalbe y Rosen, 1988). Se ha documentado que la dieta de la rana toro en Baja California incluye principalmente artrópodos, pero también abarca una amplia gama de vertebrados, como serpientes (*Thamnophis*

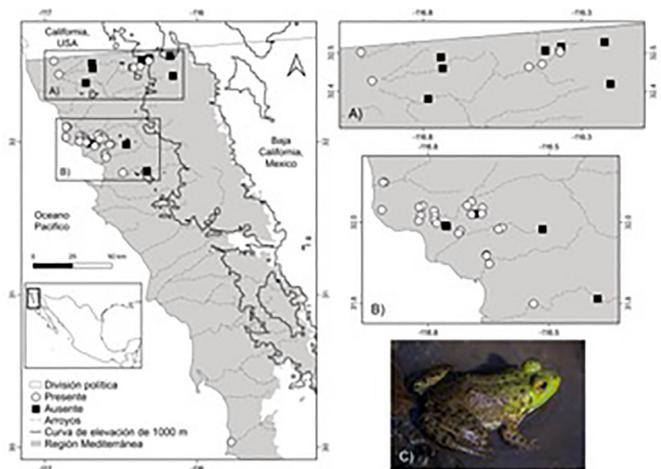


Figura 1. Distribución de la rana toro (*Lithobates catesbeianus*) en la región mediterránea de Baja California, México. Los círculos blancos muestran la presencia de la rana toro y los cuadros negros indican su ausencia; a y b muestran acercamientos de dos áreas dentro de la región de estudio, mientras que c muestra un ejemplar de la rana toro. Se destaca la curva de nivel a 1000 m.s.n.m. y la ubicación de los principales ríos.

hammondii, *Crotalus atrox*, *Lampropeltis getula*), lagartijas, tortugas (*Apalone spinifera*), anfibios (*Pseudacris hypochondriaca*), peces, mamíferos (*Ondatra zibethicus*) e incluso aves (Clarkson y deVos, 1986, Rosen y Schwalbe, 1995, Grismer, 2002, Luja y Rodríguez-Estrella, 2010, Ortíz-Serrato et al., 2014). Aunque las estimaciones poblacionales no están disponibles, se han determinado altas densidades de individuos por metro cuadrado (Fig. 2A).

CONSTRUCCIÓN DEL ÍNDICE DE ERRADICACIÓN DE LA RANA TORO

Para desarrollar el índice y determinar los sitios potenciales para la erradicación efectiva en la región mediterránea de Baja California, se empleó el Análisis Jerárquico de Saaty (AHP, por sus siglas en inglés; Saaty, 1990). El AHP permitió organizar la información, priorizar y comparar variables ambientales y sociales, tanto cualitativas como cuantitativas. En este análisis, se optó por una escala más reducida (1-5) para facilitar la comprensión y evaluación de las variables, manteniendo una relativa diferenciación entre los valores sin complicar el proceso de evaluación. Esta adaptación busca simplificar la interpretación y mantener una jerarquía discernible sin la necesidad de una escala más amplia.

Inicialmente, se copiló una base de datos actualizada sobre la distribución de la rana toro en la región mediterránea de Baja California. Esto implicó una búsqueda exhaustiva en artículos científicos, la colección herpetológica de la Universidad Autónoma de Baja California, bases de datos de ciencia ciudadana y trabajo de campo previo. Los registros con localidades inciertas o erróneas en la identificación o descripción de la localidad fueron descartadas. Se identificaron las pozas naturales o artificiales cercanas a los puntos de presencia de la rana toro en la base de datos, incluyendo el área total del cuerpo de agua (m²), la distancia entre cuerpos de agua (con y sin presencia de rana toro)

para evaluar su conectividad, el número de sitios de refugio/migración con agua permanente dentro de un radio máximo de 11 km (Ávila-Villegas y Rosen, 2009), y la distancia al asentamiento humano más cercano utilizando Google Earth y QGIS3.8. Las áreas alrededor de las pozas estaban mayormente cubiertas por matorrales costeros, chaparrales y vegetación ribereña, con plantas típicas de estos ecosistemas (Peralta-García et al., 2023a). Los detalles sobre las pozas, su ubicación y las características de los cuerpos de agua con presencia de rana toro se encuentran en el Anexo 1.

Se realizó un extenso trabajo de campo diurno y nocturno entre abril y octubre del 2018 en todas las localidades de la base de datos generada. Se llevó a cabo un muestreo con esfuerzo uniforme en todas las pozas, que incluyó búsquedas activas realizadas durante un día completo y una noche completa por tres investigadores en los cuerpos de agua principales y sus áreas adyacentes (100 m), con el fin de confirmar la presencia de la rana toro y obtener información detallada. Se midieron el ancho, largo y profundidad de las pozas con una cinta métrica estándar de 30 m, empleando un GPS para pozas de mayor tamaño. La profundidad se registró con la cinta métrica y el área con un GPS. Aunque las dimensiones pueden variar por la temporada debido a la lluvia, se tomaron las mediciones durante los muestreos sin considerar una estación específica.

Para confirmar la presencia de la rana toro, durante los muestreos se emplearon técnicas específicas como el método de inspección por encuentros visuales (Crump y Scott, 1994) alrededor del cuerpo de agua, cubriendo un ancho de un metro a cada lado, inclusive áreas sin presencia directa de agua. Este enfoque permitió localizar efectivamente a los individuos y observar detalladamente sus actividades. Además, se utilizó el método de transecto en bandas auditivas (Zimmerman, 1994) en combinación con la técnica visual, con el propósito de evaluar la abundancia de la especie en estudio. La búsqueda de los organismos se facilitó mediante el uso de lámparas de mano “spot light”, permitiendo la identificación de los individuos de rana toro en los alrededores de estanques y entre la vegetación litoral y riparia. La captura de los individuos se realizó manualmente utilizando redes de cuchara o salabre, recopilando datos morfométricos.

Una vez registrada la presencia/ausencia de la rana toro y sus diferentes estadios (huevos, renacuajos [Fig. 2B] o adultos y jóvenes en fase terrestre [Fig. 2C]), se registraron las dimensiones de las pozas (ancho, largo y profundidad en la parte máxima; m), área del cuerpo de agua (m²), porcentaje de la cobertura vegetal dentro y alrededor del cuerpo de agua (para este estudio únicamente se tomó en consideración la cobertura vegetal dentro del cuerpo de agua), y la densidad de la rana toro. Además, se documentaron observaciones de otras especies exóticas de vertebrados e invertebrados (Peralta-García et al., 2023a). Se consideró también la presencia/ausencia del langostino rojo (*Procambarus clarkii*), dado que estudios previos en



Figura 2. (A) Ejemplares adultos de rana toro (*Lithobates caltesbeianus*) observados en la localidad de El Porvenir, Valle de Guadalupe, Baja California. (B) Muestra un renacuajo de rana toro y (C) ejemplar que representa a un adulto joven.

áreas adyacentes han señalado su impacto en la dieta de los adultos de *L. catesbeianus* (Ortíz-Serrato et al., 2014). La cobertura vegetal se categorizó en cinco categorías (0-20 %, 20-40 %, 40-60 %, 60-80 % y 80-100 %), determinados por observaciones directas en campo y estimadas en relación al tamaño del cuerpo de agua. Asimismo, se evaluó la vegetación en un radio de 2 m en la orilla del cuerpo de agua (ver Anexo 2). La densidad de la rana toro se calculó utilizando la fórmula, $D = \Sigma y / \Sigma a$, donde y es el número total de ranas toro observadas dentro o fuera del cuerpo de agua, y a es la superficie total del cuerpo de agua. Finalmente, los sitios de refugio/migración se definen como cuerpos de agua temporales, como charcas, pozas vernaes y pequeños riachuelos, que actúan como refugio para la rana toro. Se estableció un límite de desplazamiento de 11 km basado en estudios realizados en Arizona, los cuales documentan que este anfibio puede viajar distancias que oscilan entre 11 y 16 km a lo largo de una cuenca (Ávila-Villegas y Rosen, 2009).

Consecutivamente se procedió a seleccionar y categorizar variables basadas en literatura científica y en cinco años de trabajo de campo dentro del proyecto “Restauración de humedales y erradicación de la rana toro en la región mediterránea de Baja California” (Ortíz-Serrato et al., 2014, Navarro-Tiznado, 2017, Peralta-García et al., 2023a). La selección de variables para el índice de erradicación pueden verse en el Anexo 3.

ANÁLISIS

Se evaluaron las variables mediante la metodología del Análisis Jerárquico de Saaty. Esta evaluación se basó en comparaciones por pares entre las variables, lo que generó una matriz cuadrada, que refleja las relaciones de importancia relativa entre cada una de las diez variables evaluadas. De esta manera se estableció una matriz de comparación entre cada variable, que le asigna un peso a cada una, determinando cual es más importante con respecto a otra, con el objetivo de calcular la prioridad de cada elemento. Utilizando la escala de Saaty, se asignaron valores para determinar la prioridad de cada elemento, generando así un valor propio que indicaba su grado de relevancia. Este valor fue multiplicado por el grado de importancia asignado, lo que permitió realizar un análisis de sensibilidad y toma de decisiones. Finalmente, este proceso permitió establecer un ranking de las localidades con mayor factibilidad para llevar a cabo la erradicación de la rana toro.

RESULTADOS

Durante 2018, se realizaron muestreos en 32 localidades, abarcando un total de 48 cuerpos de agua distribuidos en tres cuencas hidrológicas de la región mediterránea de Baja California (Fig. 1). Se registró la presencia de la rana toro en 21 localidades (30 cuerpos de agua) lo que constituyó el 65,6 % de los afluentes analizados (Anexo 1; Fig. 3). Todos

los cuerpos de agua con presencia de rana toro eran exclusivamente de agua permanente, con un intervalo altitudinal de presencia que osciló entre los 16 y 996 m.s.n.m.

El índice de erradicación de la rana toro destacó variables con mayor peso: la distancia a cuerpos de agua con presencia de la especie (30 %), el número de sitios de refugio/migración (22 %), y el área del cuerpo de agua (14 %; Anexo 4). A partir de esta información, se identificaron localidades con potencial para la erradicación, utilizando una suma ponderada de las calificaciones por variable, localidad y la respectiva ponderación. Esta evaluación se resumió en la fórmula siguiente: Índice de erradicación = DRT (0,08) + REE (0,02) + DCA (0,30) + CV (0,04) + TCA (0,14) + DHA (0,02) + TN (0,02) + RPC (0,6PL (0,10) + NSR (0,22).

Los resultados de las localidades variaron entre 1,9 y 3,36 y permitieron su agrupación en tres categorías: alta, media y baja posibilidad de erradicación (Anexo 5). A partir de esta clasificación, se identificaron tres sitios con alto potencial de erradicación de la rana toro, dos sitios con posibilidad baja y el resto con posibilidad media de erradicación (Fig. 3). Según el análisis, se determinó que el Ejido La Misión (3,36; Fig. 3B), Bocana de El Rosario (2,86; Fig. 3C) y Rancho Madrigal (2,74; Fig. 3B) son las localidades con mayores posibilidades para lograr una erradicación exitosa de *L. catesbeianus*. Específicamente, se estableció que Rancho Madrigal, situado al norte de la ciudad de Ensenada, sería considerado el sitio piloto para iniciar la erradicación de esta especie invasora. Este sitio se determinó considerando valor del índice con alto potencial de erradicación, identificado como estratégico, ya que cumplió con los criterios logísticos y operativos para implementar pruebas o estrategias piloto. Además, este sitio se caracterizó por: 1) carecer de conectividad con otros afluentes en un radio de 9 km; 2) tener una superficie menor a 400 m² (considerando la longitud del arroyo y las pozas); y 3) presentar una densidad relativa baja de rana toro (< 50 individuos). Además, su proximidad a la zona urbana agilizaría la logística de erradicación.

DISCUSIÓN

Este estudio representa un primer esfuerzo para establecer una metodología en la región mediterránea de Baja California, empleando un índice de erradicación para evaluar las características de los sitios invadidos por la rana toro. Nuestros resultados sugieren que las variables más influyentes están vinculadas al tamaño y la conectividad de los cuerpos de agua. Asimismo, se discuten los hallazgos en función de las particularidades ambientales de estos cuerpos de agua y el estado actual de las poblaciones de rana toro. Finalmente, se propone un sitio piloto y varios con un alto potencial de erradicación y se sugieren investigaciones futuras para el manejo y control de esta especie invasora.

En los últimos años, se ha observado un considerable aumento en las invasiones por este anfibio a escala global (Johovic et al., 2020, Descamps y De Vocht, 2023), y en Baja

California, se registran constantemente nuevas localidades invadidas (Peralta-García et al., 2023a). Por ejemplo, según los resultados de Luja y Rodríguez-Estrella (2010), se evidenció un incremento del 50 % en el número de oasis invadidos por ranas toro en Baja California Sur en tan solo ocho años. En este estudio, se detectó la presencia de rana toro en el 65,6 % de los afluentes muestreados en el norte de Baja California. Este porcentaje puede atribuirse al aumento de represas y pozas artificiales con agua permanente durante todo el año en las zonas suburbanizadas de la región. Estas modificaciones en el paisaje incrementan la conectividad de los sistemas acuáticos, facilitando la dispersión y colonización de especies exóticas (McKinney y Lockwood, 1999, Rahel, 2007). Además, el incremento de humedales permanentes puede propiciar la invasión de la rana toro (Peterson et al., 2013), ya que esta especie requiere pozas con agua permanente para poder completar su ciclo de vida y emplea las pozas temporales y arroyos como corredores para desplazarse a distancias considerables, que pueden alcanzar entre 7 y 11 km (Schwalbe y Rosen, 1999, Ávila-Villegas y Rosen, 2009, Peterson et al., 2013).

La información recabada en este estudio sobre la distribución y áreas invadidas de la rana toro puede servir como base de referencia para investigaciones futuras. Considerando las implicaciones de los rasgos de historias de vida rápidas en la liberación o establecimiento de la rana toro, existe una alta probabilidad de que estas poblaciones se expandan rápidamente (Allen et al., 2017). Esta rápida expansión podría generar consecuencias ambientales extensas y graves, así como generar altos costos económicos (Rico-Sánchez et al., 2021, Soto et al., 2022, Macêdo et al., 2024). Por ello, intervenir tempranamente en la gestión de la rana toro se

vuelve especialmente crucial, representando un enfoque más eficiente en el uso de recursos para controlar los impactos causados por su establecimiento y la potencial expansión en el entorno. Los estudios futuros incluirían modelos predictivos espacialmente explícitos que ayuden a comprender su distribución actual y potencial. Tales modelos, basados en registros de presencia, se han utilizado como herramienta que identifica hábitats potencialmente adecuados para la invasión de la rana toro, incluso bajo diferentes escenarios globales (Nori et al., 2011, Johovic et al., 2020). Estos modelos actúan como una alerta temprana, señalando las regiones prioritarias para implementar acciones de monitoreo y control y evitar nuevas invasiones. Por ejemplo, estos modelos han sido útiles para identificar áreas climáticamente adecuadas para la rana toro, inclusive dentro de áreas naturales protegidas en Sudamérica (Nori et al., 2011).

Este estudio, enfocado en la factibilidad de posibles sitios de erradicación en el norte de Baja California, mostró que las 21 localidades analizadas con presencia de rana toro (30 cuerpos de agua) obtuvieron puntajes entre 1,9 y 3,36 (el mayor puntaje esperado fue de cinco). La mayoría de las localidades presentaron puntajes bajos, principalmente debido a la conexión entre ellas durante la temporada de lluvias en invierno. Esta conexión genera pequeñas pozas y arroyos recargados por las precipitaciones, utilizados como refugio temporal para el desplazamiento hacia otras pozas permanentes. Este fenómeno está vinculado a la rapidez con que la rana toro se expande, lo que implica un mayor esfuerzo de erradicación en sitios con una gran cantidad de cuerpos de agua continuos, como el ejido Santa Rosa, San Antonio de Las Minas y Francisco Zarco (Anexo 1). Como se mencionó anteriormente, la rana toro se desplaza a través de la red de drenajes y puede moverse entre las pozas (Peterson et al., 2013).

Las variables que tuvieron el mayor peso en el análisis fueron, en primer lugar, la distancia entre cuerpos de agua con presencia de rana toro (30 %) y, en segundo lugar, el número de sitios de refugio/migración en un radio de 11 km (22 %). En este sentido, Peterson et al. (2013) encontraron que la distancia al humedal más cercano y la cantidad de humedales en un radio de 1 km están asociadas positivamente con la presencia de la rana toro, y que la conectividad de vías fluviales favorece la dispersión de esta especie. Es por esto que el estudio de la historia natural del invasor (e.g., movilidad) y las características del paisaje (e.g., conectividad entre cuerpos de agua) contribuyen a incrementar la eficiencia de las acciones de control y erradicación (Allen et al., 2017). El manejo y monitoreo en cuerpos de agua permanentes es particularmente útil ya que las larvas son dependientes de cuerpos de agua permanentes para crecer (Ávila-Villegas y Rosen, 2009, Navarro-Tiznado, 2017). Por lo tanto, la información sobre la configuración general del paisaje y las redes de drenaje son fundamentales para realizar acciones de manejo que puedan ejercer

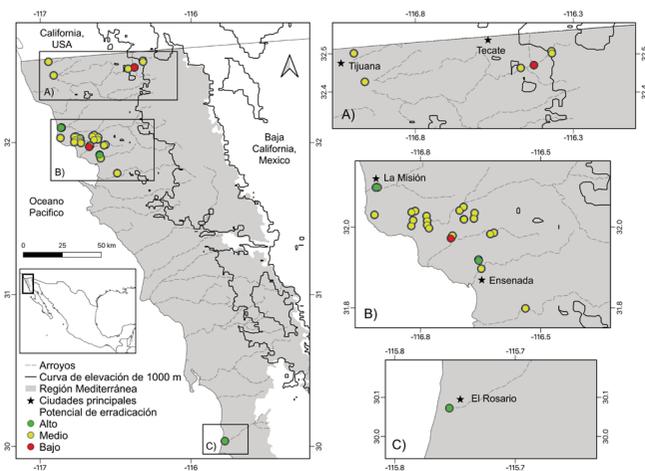


Figura 3. Evaluación del potencial de erradicación de la rana toro (*Lithobates catesbeianus*) en la región mediterránea de Baja California, México. Se señalan sitios con alto (verde), medio (amarillo) y bajo (rojo) potencial para la erradicación. A, B y C representan dos áreas dentro de la región de estudio. Se destaca la curva de nivel a 1000 m.s.n.m. y los principales ríos.

presión y afectar la tasa de crecimiento poblacional y la dinámica de la invasión (Rodríguez-Estrella et al., 2018).

La literatura concuerda en que la rana toro es una de las especies invasoras más agresivas, afecta a la biodiversidad y es nociva para los ecosistemas acuáticos. A pesar de la falta de estimaciones poblacionales, existe consenso en cuanto a su depredación sobre especies nativas de la península de Baja California (Grismer, 2002, Luja y Rodríguez-Estrella, 2010, Ortíz-Serrato et al., 2014, Peralta-García et al., 2023b). Se ha documentado una relación directa entre la ausencia de la rana de patas rojas (*Rana draytonii*) y la presencia de la rana toro (Kiesecker y Blaustein, 1998, Doubledee et al., 2003, Peralta-García et al., 2016), e incluso se le atribuyen extirpaciones en California (Jennings y Hayes, 1985).

Por lo tanto, tras este estudio, resulta crucial implementar iniciativas para atenuar los impactos generados por la presencia de la rana toro en los ecosistemas naturales y en las comunidades locales. Es imperativo desarrollar estudios ecológicos que evalúen cómo esta especie afecta dichos ecosistemas, identificar áreas protegidas especialmente vulnerables a su invasión, implementar programas de erradicación y evaluar la efectividad de las medidas de control adoptadas. Además, resulta imprescindible realizar estudios comparativos posteriores a la erradicación, empleando métodos de monitoreo participativo a través de programas educativos que fomenten la conciencia ambiental entre las comunidades locales. Estos programas incluirán material educativo detallado para sensibilizar sobre la presencia y el impacto de la rana toro, así como los beneficios asociados a su recuperación. También se aboga por el fomento de la cooperación interinstitucional, promoviendo la colaboración entre entidades gubernamentales, organizaciones ambientales y comunidades locales para establecer y aplicar estrategias conjuntas de monitoreo y control. Se sugiere fortalecer las actividades de monitoreo, ampliando su cobertura y mejorando la detección en áreas aún no invadidas, involucrando activamente a las comunidades en actividades de erradicación controlada y monitoreo ciudadano. Por último, se insta a establecer programas de investigación continua y seguimiento para mejorar la comprensión del comportamiento y ecología de esta especie, lo que proporcionará una base sólida para futuras acciones de prevención y control. Estas medidas integradas resultan fundamentales para abordar de manera eficiente y sostenible la problemática derivada de la presencia de la rana toro en la región.

CONCLUSIÓN

Los resultados de este estudio identificaron tres localidades que tienen potencial para lograr una erradicación exitosa, las cuales se encuentran alejadas de otras pozas con presencia de rana toro y cuentan con pocos sitios de refugio

en un radio menor de 11 km. Esto evita el aumento de la dispersión de la rana toro en respuesta a la amenaza con las acciones de erradicación que se realicen. Esta información fue fundamental para seleccionar tres sitios piloto o con alto potencial de erradicación, como el Rancho Madrigal, Bocana El Rosario y La Misión, de acuerdo a los valores del índice, los cuales fueron 2,74, 2,86 y 3,36, respectivamente. Nuestro índice permitió determinar a La Misión para iniciar la erradicación de la rana toro en la región mediterránea de Baja California. Estos sitios piloto propuestos son fuertes candidatos para ser considerados para las primeras acciones técnicas y organizacionales inéditas para la erradicación de esta especie exótica. Los trabajos posteriores y los métodos que se decidan emplear para el control y la erradicación de la rana toro en la región mediterránea de Baja California dependerán de las características de los afluentes y del hábitat, así como del tiempo y de los recursos económicos y humanos. Por lo tanto, es importante tener en cuenta el tipo de cuerpo de agua ya que de ello depende la factibilidad para implementar un método de remoción de ranas toro. Este trabajo será una guía para la selección de los sitios de erradicación y manejo y el diseño y la implementación de este método puede replicarse en sitios invadidos por esta especie.

PARTICIPACIÓN DE AUTORES

EANT y NSGG: Trabajo de campo, curación y análisis de datos, borrador original. APG y JHV: Conceptualización, supervisión, borrador original y administración del proyecto. JQM: Análisis de datos, revisión y edición. JA y JW: Supervisión, revisión y edición. RALR: Investigación, análisis, curación de datos, escritura, visualización y edición.

AGRADECIMIENTOS

Este proyecto fue financiado por National Geographic Society, Next Generation of Sonoran Desert Researchers y Jiji Foundation, a quienes agradecemos su apoyo. Agradecemos la colaboración de todos los dueños de la tierra que nos otorgaron acceso a sus propiedades, en especial a Ivonne Diego y Gilberto Madrigal. También agradecemos a Fernanda Manriquez, Alejandro Romero, Ismael Plasencia, César Vélez y Nicodemo González por su valioso apoyo en el trabajo de campo. Todas las actividades se realizaron bajo los permisos correspondientes otorgados por la Dirección General de Vida Silvestre, México, SEMARNAT (SGPA/DGVS/001775/18). Finalmente, agradecemos a tres revisores anónimos por sus contribuciones al manuscrito.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran que no existe conflicto de intereses.

REFERENCIAS

- Adams, A. J., Peralta-García, A., Flores-López, C. A., Valdez-Villavicencio, J. H., y Briggs, C. J. (2022). High fungal pathogen loads and prevalence in Baja California amphibian communities: The importance of species, elevation, and historical context. *Glob. Ecol. Conserv.* 33. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01968>
- Allen, W. L., Street, S. E., Capellini, I., y Rejmanek, M. (2017). Fast life history traits promote invasion success in amphibians and reptiles. *Ecol Lett*, 20(2):222-230. <https://doi.org/10.1111/ele.12728>
- Ávila-Villegas, H., y Rosen, P. (2009). Ficha técnica de *Lithobates catesbeianus*. En: Conocimiento biológico de las especies invasoras de México. México, D.F.: Instituto del Medio Ambiente del Estado de Aguascalientes. Bases de datos SNIB-CONABIO proyecto EK001.
- Bury, R. B., y Whelan, I. A. (1984). Ecology and management of the bullfrog. In: Washington D.C.: U.S. Fish and Wildlife Service Resource Publication, p. 23.
- Ceballos, G., Ehrlich, P. R., Barnosky, A. D., García, A., Pringle, R. M., y Palmer, T. M. (2015). Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Sci Adv.* 1(5):e1400253. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1400253>
- Ceballos, G., Ehrlich, P. R., y Raven, P. H. (2020). Vertebrates on the brink as indicators of biological annihilation and the sixth mass extinction. *Proc Natl Acad Sci USA*, 117(24): 13596-13602. <https://doi.org/10.1073/pnas.1922686117>
- CIPAMEX-CONABIO. (2015). Áreas de Importancia para la Conservación de las Aves (AICAs). Escala 1:250 000. Consejo Internacional para la Preservación de las Aves-Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México DF, México.
- Clarkson, R. W., y deVos, J. C. (1986). The bullfrog, *Rana catesbeiana* Shaw, in the Lower Colorado River, Arizona-California. *J Herpetol.* 20(1):42-49. <https://doi.org/10.2307/1564123>
- CONAGUA. (2018). Programa Estatal Hídrico de Baja California. Baja California: Comisión Nacional del Agua, 114 p. <http://www.cea.gob.mx>
- Crump, M. L., y Scott, N. J. (1994). Visual encounter surveys. In: Heyer, W. R., Donnelly, M. A., McDiarmid, R. W., Hayek, L-A. C., Foster, M. S, editors. Measuring and monitoring biological diversity: Standard methods for amphibians. Washington, DC.: Smithsonian Institution Press; p. 84-92.
- Cuthbert, R. N., Diagne, C., Haubrock, P. J., Turbelin, A. J., y Courchamp, F. (2021). Are the “100 of the world’s worst” invasive species also the costliest?. *Biol Invasions.* 24(7):1895-1904. <https://doi.org/10.1007/s10530-021-02568-7>
- Descamps, S., y De Vocht, A. (2023). State-of-the-art approach on the management of invasive faunistic aquatic alien species: The American bullfrog in Belgium. *Environmental Challenges.* 11. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2023.100690>
- Dextrase, A. J., y Mandrak, N. E. (2006). Impacts of alien invasive species on freshwater fauna at risk in Canada. *Biol Invasions.* 8(1):13-24. <https://doi.org/10.1007/s10530-005-0232-2>
- Dirzo, R., Young, H. S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N. J. B., y Collen, B. (2014). Defaunation in the Anthropocene. *Science*, 345(6195):401-406. <https://doi.org/10.1126/science.1251817>
- Doherty, T. S., Glen, A. S., Nimmo, D. G., Ritchie, E. G., y Dickman, C. R. (2016). Invasive predators and global biodiversity loss. *Proc Natl Acad Sci USA*, 113(40):11261-11265. <https://doi.org/10.1073/pnas.1602480113>
- Doubledee, R. A., Muller, E. B., y Nisbet, R. M. (2003). Bullfrogs, disturbance regimes, and the persistence of California red-legged frogs. *J Wildl Manage*, 67(2):424-438. <https://doi.org/10.2307/3802783>
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z., Knowler, D. J., Lévêque, C. Naiman, R. J., Anne-Hélène Prieur-Richard, A. H., Soto, D., Stiassny, M. L. J., y Sullivan, C. A. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biol Rev Camb Philos Soc.* 81(2):163-82. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>
- González-Abraham, C. E., Garcillán, P. P., y Ezcurra, E. (2010). Ecorregiones de la península de Baja California: Una síntesis. *Bol Soc Bot Méx.* 87(2):79-92. <https://doi.org/10.17129/botsoci.302>
- Grismer, L. L. (2002). Amphibians and reptiles of Baja California, including its Pacific islands and the islands in the Sea of Cortés. 1 ed. Berkeley: University of California Press; 413 p. <https://doi.org/10.1525/california/9780520224179.001.0001>
- Grismer, L. L., y Mcguire, J. A. (1993). The oases of central Baja California, Mexico, part I: a preliminary account of the relict mesophilic herpetofauna and the status of oases. *Bull South Calif Acad Sci.* 92:2-24.
- Hayes, M. P., y Jennings, M. R. (1986). Decline of ranid frog species in western north America: Are Bullfrogs (*Rana catesbeiana*) Responsible? *J Herpetol*, 20(4):490-509. <https://doi.org/10.2307/1564246>
- Hernández, L., Maeda-Martínez, A. M., Ruiz-Campos, G., Rodríguez-Almaraz, G., Alonzo-Rojo, F., y Sainz, J. C. (2007). Geographic expansion of the invasive red crayfish *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) (Crustacea: Decapoda) in Mexico. *Biol Invasions.* 10(7):977-984. <https://doi.org/10.1007/s10530-007-9175-0>
- IUCN. (24 de diciembre 2023). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2023-1. <https://www.iucnredlist.org>.
- Jennings, M. R., y 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.
- Johovic, I., Gama, M., Banha, F., Tricarico, E., y Anastácio, P. M. A (2020). potential threat to amphibians in the European Natura 2000 network: Forecasting the distribution of the American bullfrog *Lithobates catesbeianus*. *Biol Conserv*, 245:108551. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108551>
- Kiesecker, J. M., y Blaustein, A. R. (1998). Effects of Introduced Bullfrogs and Smallmouth Bass on Microhabitat Use, Growth, and Survival of Native Red-Legged Frogs (*Rana aurora*). *Conserv Biol*, 12(4):776-787. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1998.97125.x>
- Luja, V. H., y Rodríguez-Estrella, R. (2010). The invasive bullfrog *Lithobates catesbeianus* in oases of Baja California Sur, Mexico: potential effects in a fragile ecosystem. *Biol Invasions*, 12(9):2979-2983. <https://doi.org/10.1007/s10530-010-9713-z>
- Macêdo, R. L., Haubrock, P. J., Klippel, G., Fernandez, R. D., Leroy, B., Angulo, E., Carneiro, L., Musseau, C. L., Rocha, O., y Cuthbert, R. N. (2024). The economic costs of invasive aquatic plants: A global perspective on ecology and management gaps. *Sci Total Environ*, 908:168217. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168217>
- Mckinney, M. L., y Lockwood, J. L. (1999). Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends Ecol Evol*, 14(11):450-453. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(99\)01679-1](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(99)01679-1)
- Mendoza, R. E., y Koleff, P. (2014). Especies acuáticas invasoras en México. México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO); 555 p. <https://doi.org/10.5962/bhl.title.113212>
- NACIS. (2010). National Advisory Committee on Invasive Species. National strategy on invasive species in Mexico, prevention, control and eradication. México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Comisión Nacional de Áreas Protegidas, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales; 94 p.
- Navarro-Tiznado, E. A. (2017). Aspectos bionómicos de la rana toro exótica (*Lithobates catesbeianus*) en el rancho Ciénega Redonda, B. C., como una herramienta para su manejo y control poblacional [Tesis de maestría] Ensenada, Baja California, México, Universidad Autónoma de Baja California; 108 p.
- Nori, J., Urbina-Cardona, J. N., Loyola, R. D., Lescano, J. N., y Leynaud, G. C. (2011). Climate change and American bullfrog invasion: What could we expect in South America?. *PLoS ONE*, 6(10):e25718. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0025718>
- Ortíz-Serrato, L., Ruiz-Campos, G., y Valdez-Villavicencio, J. H. (2013). Diet of the exotic American bullfrog, *Lithobates catesbeianus*, in a stream of northwestern Baja California, Mexico. *West N Am Nat*, 74(1):116-122. <https://doi.org/10.3398/064.074.0112>
- Peralta-García, A., Hollingsworth, B. D., Richmond, J. Q., Valdez-Villavicencio, J. H., Ruiz-Campos, G., Fisher, R. N., Cruz-Hernandez, P. y Galina-Tessaro, P. (2016). Status of the california red-legged frog (*Rana draytonii*) in the state of Baja California, México. *Herpetol Conserv Biol*. 11(1):168-180.
- Peralta-García, A., Valdez-Villavicencio, J. H., Navarro-Tiznado, A., Erickson, R. A., y Lara-Resendiz, R. A. (2023a). An update on the freshwater exotic fauna in the Mediterranean region of Baja California, México. *Biol Invasions Rec*. 12(4):1045-1057. <https://doi.org/10.3391/bir.2023.12.4.17>
- Peralta-García, A., Valdez-Villavicencio, J., Fucsko, L., Hollingsworth, B., Johnson, J., Mata-Silva, V., Rocha, A., DeSantis, D., Porrás, L. y Wilson, L. (2023b). The herpetofauna of the Baja California Peninsula and its adjacent islands, Mexico composition distribution and conservation status. *Amphibian and Reptile Conservation*, 17:57-142.
- Peterson, A. C., Richgels, K. L. D., Johnson, P. T. J., y Mckenzie, V. J. (2013). Investigating the dispersal routes used by an invasive amphibian, *Lithobates catesbeianus*, in human-dominated landscapes. *Biol Invasions*, 15(10):2179-2191. <https://doi.org/10.1007/s10530-013-0442-y>
- Rahel, F. J. (2007). Biogeographic barriers, connectivity and homogenization of freshwater faunas: it's a small world after all. *Freshwat Biol*, 52(4):696-710. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2006.01708.x>
- Ricciardi, A., y Rasmussen, J. B. (1999). Extinction rates of North American freshwater fauna. *Conserv Biol*, 13(5):1220-1222. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1999.98380.x>
- Rico-Sánchez, A. E., Haubrock, P. J., Cuthbert, R. N., Angulo, E., Ballesteros-Mejía, L., López-López, E., Duboscq-Carra, V. G., Nuñez, M. A., Diagne, C., y Courchamp F. (2021). Economic costs of invasive alien species in Mexico. *NeoBiota*, 67:459-483. <https://doi.org/10.3897/neobiota.67.63846>
- Rodríguez-Estrella, R., Pérez-Navarro, J. J., Luja, V. A. S., y Morales, C. (2018). Propuesta de diagnóstico, erradicación y monitoreo post-erradicación, de especies exóticas invasoras en oasis de Baja California Sur, centrándose en las dos más relevantes: rana toro *Lithobates catesbeianus* y manto de cristo *Cryptostegia grandiflora*. Ciudad de México: Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C. Informe final SNIB-CONABIO, Proyecto No. JE018; 168 p.
- Rosen, P. C., y Schwalbe, C. R. (1995). Bullfrogs: Introduced predators in southwestern wetlands. En: Our living resources. Washington D.C. (USA): U.S. Department of the Interior; p. 452-454.
- Saaty, T. L. (1990). How to make a decision: The analytic hierarchy process. *Eur J Oper Res*. 48(1):9-26. [https://doi.org/10.1016/0377-2217\(90\)90057-1](https://doi.org/10.1016/0377-2217(90)90057-1)

- Schwalbe, C., y Rosen, P. (1999). Bullfrogs-dinner guests we're sorry we invited. Arizona-Sonora Desert Museum, Tucson. *Western Ecological Research Center*, 19(1):8-10.
- Schwalbe, C. R., y Rosen, P. C. (1988). Preliminary report on effect of bullfrogs on wetland herpetofaunas in southeastern Arizona. En: Szaro RC, Severson KE, Patton DR, editors. *Management of amphibians, reptiles, and small mammals in North America*. Fort Collins, CO.: U S Forest Service General Technical Report RM-166; p. 166-173.
- Soto, I., Cuthbert, R. N., Kouba, A., Capinha, C., Turbelin, A., Hudgins, E. J, Diagne, C., Courchamp, F., y Haubrock, P. J. (2022). Global economic costs of herpetofauna invasions. *Sci Rep*. 12(10829). <https://doi.org/10.1038/s41598-022-15079-9>
- Turbelin, A. J., Cuthbert, R. N., Essl, F., Haubrock, P. J., Ricciardi, A., y Courchamp, F. (2023). Biological invasions are as costly as natural hazards. *Perspectives in Ecology and Conservation*. 21(2):143-150. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2023.03.002>
- Vanderplank, S. E., Rebman, J. P., y Ezcurra, E. (2018). Where to conserve? Plant biodiversity and endemism in mediterranean Mexico. *Biodivers Conserv*, 27:(1-14). <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1424-7>
- Zimmerman, B. L. (1994). Audio strip transects. In: Heyer, W. R., Donnelly, M. A., McDiarmid, R. W., Hayek, L-AC, Foster, M. S, editors. *Measuring and monitoring biological diversity: Standard methods for amphibians*. Washington, DC.: Smithsonian Institution Press; p. 92-97.

ANEXOS.

Anexo 1. Características de las pozas con presencia de rana toro (*Lithobates catesbeianus*) en la región mediterránea de Baja California, México. Se muestran las coordenadas geográficas (Lat y Lon), así como las medidas de los cuerpos de agua donde se registró la especie: LP (longitud de poza), AP (ancho de poza), PP (profundidad de la poza), ACA (área del cuerpo de agua), CVD (cobertura vegetal dentro) y CVO (cobertura vegetal en la orilla). Se señalan los sitios con alto (***), medio (***) y bajo (*) potencial de erradicación. Localidades marcadas con + son arroyos y su área puede variar considerablemente según las precipitaciones.

Localidad	Lat (N)	Lon (O)	LP (m)	AP (m)	PP (m)	ACA (m ²)	CVD (%)	CVO (%)
Rancho Ciénega Redonda, Tecate**	32°32'17"	-116°19'07"	69,9	25,09	1,5	17 107	35	15
Rancho Las Juntas, Tecate*	32°29'39"	-116°22'27"	461	64	1,25	26 754	20	90
La Misión, Ensenada***	32°05'55"	-116°51'34"	136,52	13	1	9 775	15	80
El Porvenir, Ensenada**	32°02'59"	-116°38'33"	156	40	1	3 378	2	70
Vinícola Vena Cava, Ejido Francisco Zarco, Ensenada**	32°02'27"	-116°39'08"	61	38	1,3	2 584	0	0
Rancho El Salto, Ejido Santa Rosa, Ensenada**, +	32°02'15"	-116°46'19"	20	6	0,4	139	80	60
Vinícola Castillo Ferrer, Ejido Francisco Zarco, Ensenada**	32°02'05"	-116°36'54"	30	8,9	0,6	514	0	0
Viñedo Don Tomas, Ejido El Porvenir, Ensenada**	32°01'9"	-116°38'30"	16,6	16,5	1	257	0	0
Ejido Santa Rosa (a), Ensenada**	32°01'38"	-116°44'5"	80	70	1	5 600	0	0
Rancho Angélica, San Antonio de las Minas, Ensenada**	32°01'16"	-116°37'0"	77	5	1	340	20	90
Ejido Santa Rosa (e), Ensenada**	32°01'00"	-116°46'5"	16	10	1,5	80	30	80
Ejido Santa Rosa (b), Ensenada**	32°00'55"	-116°43'59"	80	30	1	2 726	0	0
Ejido Santa Rosa (c), Ensenada**	32°00'10"	-116°46'21"	45	20	1,5	1 605	5	45
Cañada Miracielo, San Antonio de las Minas, Ensenada**	31°58'58"	-116°34'31"	50	30	0,6	1 088	5	10
Bodegas de Santo Tomas, San Antonio de las Minas, Ensenada**	31°58'44"	-116°40'12"	70	51	1	4 390	0	60
Ejido Santa Rosa (d), Ensenada**	31°59'50"	-116°43'43"	190	100	2	6 321	80	10
San Antonio de Las Minas, Ensenada*	31°58'21"	-116°40'26"	80	51	0,15	3 711	0	30
Rancho Madrigal, Ensenada***	31°55'10"	-116°36'18"	22,5	17,2	0,63	219	0	40
Arroyo Maneadero, Cañón San Carlos, Ensenada**, +	31°47'48"	-116°29'45"	63	23	1,3	972	0	60
Bocana El Rosario, San Quintín***, +	30°02'18"	-115°46'48"	600	253	2,5	98 899	2	95

Anexo 2. Detalles de los criterios utilizados para la clasificación de cada variable. La densidad de la rana toro y la distancia con los asentamientos humanos se derivaron de los valores recopilados en nuestra base de datos.

Variable/criterio	Nulo	Bajo	Medio	Alto	Muy alto
Escala de medidas	1	2	3	4	5
Densidad de rana toro	0,3456-0,4319	0,2592-0,3455	0,1728-0,2591	0,0864-0,1727	0-0,0863
Riqueza de especies exóticas	>5	4	3	2	1
Cobertura vegetal (%)	76-100	51-75	26-50	01-25	Sin cobertura
Presencia del langostino rojo	Presencia				Ausencia
Distancia entre cuerpos de agua con rana toro (km)	≤ 10,99				≥11
Área del cuerpo de agua (m ²)	Megaescala	Macroescala	Mesoescala	Microescala	Leptoescala
Número de sitios de refugio	>4	3	2	1	0
Regiones prioritarias para la conservación	Sin región prioritaria		Región Hidrológica Prioritaria	Región Terrestre Prioritaria	Región Hidrológica y Terrestre Prioritaria
Distancia a asentamientos humanos (km)	0-3,23	3,23-6,46	6,47-9,70	9,70-12,93	12,93-16,16
Tenencia de la tierra		Federal	Ejidal UC	Ejidal Parcelada	Privada

Anexo 3. Selección de variables para el índice de erradicación de rana toro en Baja California.

Las variables finalmente seleccionadas fueron: 1) densidad de la rana toro (DRT); 2) riqueza de especies exóticas (REE); 3) distancia entre cuerpos de agua con presencia de la rana toro (DCA); 4) porcentaje de cobertura vegetal (CV); 5) área del cuerpo de agua (ACA); 6) distancia a los asentamientos humanos (DAH); 7) tenencia de la tierra (TN); 8) regiones prioritarias para la conservación (RPC); 9) presencia del langostino rojo (PL; *P. clarkii*); y 10) número de sitios de refugio/migración (NSR; Tabla 1). Cada variable fue valorada entre 1 y 5, asignando un valor de 5 a la condición más favorable (Anexo 2). Las localidades que se aproximan a este valor presentan una mayor probabilidad de ser adecuadas para una erradicación exitosa.

El enfoque de estas variables se centra en aspectos cruciales para la erradicación efectiva de la rana toro, abarcando tanto contextos sociales como biológicos. Cada una de ellas tiene una naturaleza cuantitativa y cualitativa, abordando diferentes facetas de la interacción de la rana toro con su entorno.

La DRT se considera un indicador directo de su presencia y capacidad de establecimiento en un área específica, siendo fundamental para planificar acciones de control (Rosen y Schwalbe, 1995). El aumento en la REE se vincula con la probabilidad de que algunas se vuelvan perjudiciales o invasoras, influyendo en interacciones bióticas directas, como competencia o supervivencia.

La DCA está estrechamente relacionada con la capacidad de dispersión y colonización (Peterson et al., 2013), mientras que el porcentaje de CV, particularmente en áreas como carrizales o tulares, proporciona refugio, alimentación y sitios de reproducción para la especie, protegiéndola de condiciones adversas o depredadores (Navarro-Tiznado, 2017).

El ACA y la DAH son cruciales para evaluar y manejar a la rana toro, ya que áreas extensas y comunicadas ofrecen un entorno propicio para su reproducción y supervivencia. La TN determina la disponibilidad de hábitats adecuados para la especie, presentando diferentes desafíos de gestión en terrenos privados, públicos o protegidos (Navarro-Tiznado, 2017).

Las RPC albergan ecosistemas valiosos con alta biodiversidad o especies en peligro (Vanderplank et al., 2018), permitiendo priorizar esfuerzos de manejo y control en áreas críticas para la preservación de la biodiversidad (CIPAMEX-CONABIO, 2015). La variable PL impacta significativamente en ecosistemas acuáticos invadidos, alterando la cadena trófica y la disponibilidad de recursos, lo que afecta indirectamente la supervivencia y reproducción de la rana toro (Hernández et al., 2007). Finalmente, el NSR, que incluyen áreas con agua permanente a menos de 11 km, influye en la movilidad y supervivencia de esta especie invasora (Ávila-Villegas y Rosen, 2009), siendo un factor crucial para evaluar su erradicación.

Tabla 1. Variables consideradas para la elaboración del índice de erradicación de la rana toro en la región mediterránea de Baja California. El tipo de variable se clasifica como ambiental (*) o social (**).

Variable	Abreviación	Descripción de la variable	Fuente
Densidad de la rana toro*	DRT	Número de individuos por unidad de área	Monitoreo de rana toro
Riqueza de especies exóticas*	REE	Número de especies no nativas presentes por sitio	Monitoreo de fauna exótica
Cobertura vegetal*	CV	Porcentaje de cobertura vegetal alrededor del cuerpo de agua	Monitoreo de cobertura vegetal
Presencia del langostino rojo*	PL	Presencia/ausencia del langostino <i>Procambarus clarkii</i>	Monitoreo de fauna exótica
Distancia entre cuerpos de agua con rana toro*	DCA	Distancia existente entre las pozas con presencia de rana toro (km)	Imagen satelital
Área del cuerpo de agua*	ACA	Área total del cuerpo de agua (m2)	Imagen satelital
Número de sitios de refugio/migración*	NSR	Número de sitios con agua permanente a una distancia menor de 11 km	Imagen satelital
Regiones prioritarias para la conservación*	RPC	Información obtenida de las regiones prioritarias para la conservación de la biodiversidad de México	Mapas de regiones terrestres e hidrológicas prioritarias y áreas de importancia para la conservación de aves (AICAs; CIPAMEX-CONABIO, 2015).
Distancia entre asentamientos humanos**	DAH	Distancia entre el cuerpo de agua evaluado y el lugar de asentamiento humano más cercano (km)	Imagen satelital
Tenencia de la tierra**	TT	Tipo de propiedad (federal, ejidal o privada) en la que se encuentran las localidades con rana toro	Datos geográficos de las tierras de uso común (Shape), Perimetrales núcleos agrarios (Shape)

Anexo 4. Detalles de los valores asociados a cada variable obtenidos a través de la fórmula del índice de erradicación. Estos valores reflejan la ponderación y la contribución de cada variable al análisis jerárquico realizado para evaluar la viabilidad de erradicar la rana toro en la región mediterránea de Baja California.

Variabes	Valor del índice	%
Densidad de la rana toro	0,08	8
Riqueza de especies exóticas	0,02	2
Cobertura vegetal	0,04	4
Presencia del langostino rojo	0,10	10
Distancia entre cuerpos de agua con rana toro	0,30	30
Área del cuerpo de agua	0,14	14
Número de sitios de refugio/migración	0,22	22
Regiones prioritarias para la conservación	0,06	6
Distancia entre asentamientos humanos	0,02	2
Tenencia de la tierra	0,02	2

Anexo 5. Variables por localidad con presencia de rana toro en la región mediterránea de Baja California, México. Se presentan los valores de las variables utilizadas para el puntaje del índice de erradicación con análisis jerárquico: Densidad de la rana toro (DRT), Riqueza de especies exóticas (REE), Cobertura vegetal (CV), Presencia del langostino rojo (PL), Distancia entre cuerpos de agua con rana toro (DCA), Área del cuerpo de agua (ACA), Número de sitios de refugio/migración (NSR), Regiones prioritarias para la conservación (RPC), Distancia entre asentamientos humanos (DAH) y Tenencia de la tierra (TT).

Localidad	DRT	REE	CV	PL	DCA	ACA	NSR	RPC	DAH	TT	Puntaje
Rancho Ciénega Redonda, Tecate	5	3	4	1	1	5	1	1	1	2	2.06
Rancho las Juntas, Tecate	5	4	1	1	1	4	1	1	2	5	1.9
La Misión, Ensenada	5	4	1	1	5	5	1	4	1	3	3.36
El Porvenir, Ensenada	5	5	2	5	1	4	1	1	1	4	2.32
Vinícola Vena Cava, Valle de Guadalupe	5	4	4	5	1	5	1	1	2	5	2.56
Rancho El Salto, Ejido Santa Rosa, Ensenada	4	3	2	1	1	5	1	4	1	3	2.1
Rancho El Salto, Ejido Santa Rosa, Ensenada	5	3	4	1	1	5	1	1	1	3	2.08
Vinícola Castillo Ferrer, Valle de Guadalupe	5	5	5	5	1	5	1	1	2	5	2.62
Ejido Santa Rosa, Ensenada	5	3	5	1	1	5	1	1	1	4	2.14
Rancho Angélica	4	5	1	5	1	5	1	1	1	5	2.36
Aun lado de Viñedo Don Tomas, Ejido El Porvenir	5	5	2	5	1	5	1	1	1	5	2.48
Ejido Santa Rosa, Ensenada	5	5	1	5	1	5	1	1	1	2	2.38
Ejido Santa Rosa, Ensenada	5	4	4	5	1	5	1	1	1	5	2.54
Ejido Santa Rosa, Ensenada	5	5	5	5	1	4	1	1	1	5	2.46
Ejido Santa Rosa, Ensenada	5	5	5	5	1	5	1	1	2	5	2.62
Cañada Miracielo, presa, San Antonio de las Minas, Ensenada	5	5	3	5	1	5	1	1	2	5	2.54
Cañada Miracielo, San Antonio de las Minas, Ensenada	5	4	5	5	1	5	1	1	2	5	2.6
Bodegas de Santo Tomas, San Antonio de las Minas	5	5	3	5	1	5	1	1	1	5	2.52
San Antonio de Las Minas	5	4	4	1	1	4	1	1	1	5	2
Rancho Madrigal, Ensenada	5	3	3	1	1	5	4	1	1	5	2.74
Arroyo Santa Clara, Ensenada	5	4	2	1	1	5	1	1	5	5	2.14
Bocana El Rosario	5	5	3	1	5	2	1	1	2	2	2.86