

Taller Análisis de Viabilidad Poblacional (PVA) de la rana gigante del lago Junín (*Telmatobius macrostomus*)



Taller facilitado de forma virtual
22 de febrero – 24 de marzo, 2021

Informe Final

Organizado por:



Castillo, L., Elías, R., Bolaños, F., Herbert, M., Rodríguez, J.E. & Matamoros, Y. (Eds.) 2021. Taller Análisis de Viabilidad Poblacional (PVA) de la rana gigante del lago Junín (*Telmatobius macrostomus*). 22 de febrero - 24 de marzo, 2021. Reuniones virtuales. IUCN SSC Grupo de Especialistas en Planificación para la Conservación (CPSG Mesoamérica).

Fotos de portada: Andrew Watson (adulto) y GRUPO RANA (renacuajo).

Una contribución de UICN SSC Grupo de Especialistas en Planificación para la Conservación - (CPSG Mesoamérica).

CPSG, SSC y UICN, promueven talleres y otros foros para el análisis y consideración de problemas relativos a la conservación, y considera que los informes de estas reuniones son de gran utilidad cuando son distribuidos extensamente.

Las opiniones y recomendaciones expresadas en este informe reflejan los asuntos discutidos y las ideas expresadas por los participantes del taller y no necesariamente refleja la opinión o la posición de CPSG, SSC o UICN.

Copyright© CPSG 2021. www.cpsg.org/cpsgmesoamerica.org

Contenidos

Sección I: Agenda4

Sección II: Resumen ejecutivo7

Sección III Executive summary11

Sección IV: Análisis de Viabilidad de Poblaciones14

Sección V: Population Viability Analysis48

Sección VI: Lista de participantes81

Anexo I: Presentación83

Anexo II: Respuestas de participantes a preguntas solicitadas antes del taller93

Taller Análisis de Viabilidad Poblacional (PVA) de la rana gigante del lago Junín (*Telmatobius macrostomus*)

**Taller facilitado de forma virtual
17 de febrero – 24 de marzo, 2021**

Sección I

Agenda

**Taller Análisis de viabilidad poblacional (PVA)
de la rana gigante del lago Junín (*Telmatobius macrostomus*)
Agenda**

17 de febrero

Explicación de que es el Grupo de Especialistas en Planificación para la Conservación (CPSG).

Jorge Rodríguez, CPSG Mesoamérica.

Historia Natural de la rana gigante del lago Junín (*Telmatobius macrostomus*).

Luis Castillo Roque, Zoológico de Denver/Grupo RANA.

Presentación de los participantes.

22 de febrero

Análisis de las amenazas.

Yolanda Matamoros.

Amenazas:

Contaminación por metales pesados y otras sustancias.

Sobreexplotación como alimento humano.

Desembalse del lago.

Depredadores exóticos.

Pérdida de vegetación

Enfermedades.

Cambio climático.

24 de febrero

Presentación de VORTEX.

Jorge Rodríguez, CPSG Mesoamérica.

Presentación de borrador del modelo base.

Jorge Rodríguez, CPSG Mesoamérica.

Revisión del Modelo base.

Participantes.

3 de marzo

Continuación revisión del modelo base.

Participantes.

17 de marzo

Análisis de sensibilidad y otros escenarios. Analizar amenazas, medidas de manejo, medidas de conservación.

Participantes.

24 de marzo

Continuación análisis de sensibilidad y otros escenarios.

Resumen de los resultados.

Conclusiones.

Participantes.

Taller Análisis de Viabilidad Poblacional (PVA) de la rana gigante del lago Junín (*Telmatobius macrostomus*)

**Taller facilitado de forma virtual
17 de febrero – 24 de marzo, 2021**

Sección II Resumen ejecutivo

Resumen ejecutivo

La rana gigante del lago Junín (*Telmatobius macrostomus*) es una de las ranas completamente acuática más grande del mundo, en el pasado era abundante y estaba en la cima de la cadena alimenticia del Lago Junín y otros cuerpos de agua de las regiones de Junín y Pasco en el centro de Perú. La especie era tan abundante que era un recurso alimenticio de la comunidad humana desde épocas precolombinas. Sin embargo, la colecta de individuos sin ningún control, junto a otras actividades humanas que han afectado el tamaño y calidad ambiental de los cuerpos de agua, ha hecho que se considere una especie En Peligro (EN) en la actualidad de acuerdo con la UICN.

En 2013, el Grupo de Especialistas en Planificación para la Conservación, Centro de Recursos de Mesoamérica (UICN SSC CPSG Mesoamérica) colaboró con el Zoológico de Denver, la Reserva Nacional de Junín del Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado (SERNANP), el Cuerpo de Paz y la Universidad Peruana Cayetano Heredia, para desarrollar una Estrategia de Conservación para la rana gigante de Junín. Este primer encuentro contó con la participación de 33 personas de 26 instituciones diferentes y asistieron 32 observadores en representación de 21 instituciones de la región Junín - Pasco.

Durante esa reunión se acordó que las principales amenazas para la supervivencia de la especie incluyen 1) descarga de residuos mineros (relaves, químicos, drenaje ácido de minas, etc.) de proyectos mineros al río San Juan, que a su vez desemboca en el lago Junín, 2) presencia de truchas en el hábitat, que actúan como competidores de presas, como especies de peces del género *Orestias*, 3) aguas residuales de diferentes comunidades del lago Junín, 4) cambio climático que ha generado un aumento de la temperatura ambiental de los cuerpos de agua y podría afectar las tasas de supervivencia de diferentes especies en la región, 5) operaciones de embalse y descarga debido a la actividad de la presa Upamayo, 6) extinción local de sus presas preferidas, peces del género *Orestias*, causada por muchas de estas mismas amenazas que afectan a esta rana, 7) enfermedades infecciosas emergentes como la quitridiomycosis causada por el hongo quitridio *Batrachochytrium dendrobatidis* (*Bd*) que ha afectado a otras especies de *Telmatobius*, 8) la especie era tan abundante que se convirtió en un recurso alimenticio para la comunidad humana desde la época precolombina. Sin embargo, en la actualidad el costo-beneficio de la colecta de ranas es muy alto, lo que ha hecho que esta actividad sea esporádica y de consumo oportunista; aun así, esta actividad puede presionar a las poblaciones actuales si se mantiene en el tiempo.

La mayoría de las actividades de conservación se han dirigido a encontrar poblaciones remanentes y su monitoreo, describiendo el estado del hábitat actual, involucrando a las instituciones gubernamentales locales y nacionales, y a la población local en estas actividades. Hasta ahora, los remanentes de población se concentran en áreas con manantiales naturales lo que disminuye la contaminación del hábitat, y hay presas suficientes para mantener la tendencia poblacional pequeña pero estable en la última década. Todavía existe

la colecta ilegal de forma local, pero los especialistas intentan incluir a los lugareños en varias actividades de conservación como educación ambiental y monitoreo de la población, para involucrarlos en el esfuerzo de conservación de la especie.

Una recomendación de este Plan de Conservación fue hacer un PHVA que se programó en 2020, pero debido a la pandemia, se resolvió hacer un PVA utilizando las herramientas virtuales disponibles en línea. Las reuniones de PVA se llevaron a cabo en seis sesiones virtuales entre el 22 de febrero y el 24 de marzo con una duración aproximada 1-3 horas y con la participación de 15 personas.

Aunque se sabe poco sobre tasas demográficas de esta especie, el modelo de línea de base realizado a partir de valores estimados por los participantes revela que la especie es muy resiliente posiblemente debido a sus altas tasas de reproducción, pero la situación actual donde solo existen pequeñas subpoblaciones puede deberse a altas mortalidades en los diferentes grupos de edad de la población (sobre todo hembras), provocada por las amenazas que afectan la extensión y calidad del hábitat. Diferentes escenarios analizados muestran que para que las poblaciones sean más grandes, se tienen que llevar a cabo acciones de conservación dirigidas a aumentar la supervivencia de los individuos, como disminuir la contaminación de los cuerpos de agua y restaurar las condiciones del hábitat, para que las subpoblaciones puedan tener suficientes individuos en edad reproductiva necesarios para crecer y volverse más robustas.

Actualmente, las poblaciones son pequeñas y se reportan pocos eventos de colecta de individuos, pero los análisis muestran que incluso niveles de colecta bajos pero constantes pueden poner a la especie en mayor riesgo de extinción. Solo si las poblaciones alcanzan niveles de mortalidad bajos y tamaños poblacionales grandes, la colecta de individuos ejerce menor presión sobre las poblaciones, pero aun así se deben implementar acciones de manejo para evitar colectas descontroladas.

La reproducción *ex situ* podría ser una muy buena acción de conservación, al complementar metamorfos o individuos adultos en la población para mantener su papel sociocultural en la dieta de la población humana local sin poner en peligro a la población silvestre. Se recomendó obtener fondos de actividades turísticas relacionadas con el hábitat y la especie para apoyar la posible instalación *ex situ*.

Se necesitan nuevas metodologías de seguimiento de la población para intentar llenar vacíos de información sobre varias tasas vitales, como la mortalidad por clases de edad. Debido a la fragilidad de la especie por una explotación ilegal continua, es importante que los participantes utilicen los datos del PVA con la comunidad para seguir enseñando sobre esta amenaza sin disminuir su rol cultural. Solo si se implementan acciones de manejo, dirigidas a mitigar las amenazas sobre el hábitat y los individuos, las poblaciones de ranas gigantes podrían recuperarse, probablemente en poco tiempo, debido a su alta tasa de fecundidad. El próximo taller propuesto sigue siendo un PHVA, pero en formato presencial en Junín, cuando

disminuyan las restricciones de la COVID-19, utilizando los resultados del análisis PVA y los resultados obtenidos de la investigación continua, realizada por el equipo de Junín.

Taller Análisis de Viabilidad Poblacional (PVA) de la rana gigante de lago Junín (*Telmatobius macrostomus*)

**Taller facilitado de forma virtual
17 de febrero – 24 de marzo, 2021**

Sección III

Executive summary

Executive summary

The Lake Junín giant frog (*Telmatobius macrostomus*) is one of the largest fully aquatic frogs in the world. In the past it was abundant and was at the top of the food chain of Lake Junín and other bodies of water in the regions of Junín and Pasco in central Peru. The species was so abundant that it was a food resource for the human community since pre-Columbian times. However, the harvest of individuals without any control, together with other human activities that have affected the size and environmental quality of water bodies, has contributed to the species' current listing as Endangered (EN), according to IUCN.

In 2013, the Conservation Planning Specialist Group, Mesoamerica Resource Center (IUCN SSC CPSG Mesoamerica) collaborated with Denver Zoo, Junín's National Service of Natural Areas Protected by the State (SERNANP, by its acronym in Spanish), the Peace Corps and Universidad Peruana Cayetano Heredia, to develop a Conservation Strategy for the Junín giant frog. This First meeting had the participation of 33 people from 26 different institutions and attended by 32 observers representing 21 institutions in the region Junín – Pasco.

During that meeting it was agreed that the main threats to the species survival include 1) discharge of mining waste (tailings, chemicals, acid mine drainage, etc.) from mining projects into the San Juan River, which in turn empties into Lake Junín, 2) presence of trout in the habitat, which act as competitors for prey such as the fish species *Orestias* spp., 3) wastewater from different communities in Lake Junín, 4) climate change that has generated an increase in environmental temperature of bodies of water and could affect the survival rates of different species in the region, 5) reservoir and discharge operations due to the activity of the Upamayo Dam, 6) local extinction of its preferred prey *Orestias* spp. caused by many of these same threats that affect this frog, 7) emerging infectious diseases such as chytridiomycosis caused by the chytrid fungus *Batrachochytrium dendrobatidis* (*Bd*) that has affected other *Telmatobius* species, 8) The species was so abundant that it became a food resource for the human community since pre-Columbian times. However, at present the cost-benefit of frog harvesting is very low, which has made this activity sporadic and for opportunistic consumption; even so, this activity can put pressure on current populations if it is maintained over time.

Most of the conservation activities have been directed to find remnant populations and their monitoring, describing the current habitat status, and engaging local and national government institutions and the local population in these activities. Thus far population remnants are concentrated in areas with natural springs which decreases habitat pollution, and there is enough prey to keep the population size small and the population trend stable in the last decade. There is still local illegal harvesting, but the specialists try to involve the locals in several conservation activities such as environmental education and population monitoring to involve them in the conservation effort of the species.

One recommendation of this Conservation Plan was to do a PHVA which was scheduled for 2020, but because the pandemic, it was resolved to do a PVA using the virtual tools available

online. The PVA meetings were held in six virtual sessions between February 17 and March 24, 2021 with an approximate duration of 1-3 hours and with the participation of 15 people.

Although little is known about the demographic rates of this species, the baseline model done from estimated values by the participants reveals that the species is very resilient, possibly because to its high reproduction rates, but the current situation where there are only small subpopulations may be because high mortalities in the different age groups of the subpopulations (specially females) caused by the threats that affect the extent and quality of habitat. Different assessed scenarios show that for populations to be larger, conservation actions must be done directed at increasing the survival of individuals, such as lowering the pollution of bodies of water and restoring habitat conditions, so the subpopulations can have enough individuals of reproductive age necessary to grow and become more robust.

Currently, populations are small, and few harvesting events of individuals are reported, but analyzes show that even low but constant harvesting levels can put the species at greater risk of extinction. Only if the populations reach low mortality levels and large population sizes, will the harvesting of individuals exert lower pressures on the subpopulations, but even so there should be management actions implemented to avoid uncontrolled harvesting.

Ex situ reproduction could be a very good conservation action, by supplementing metamorphs or adult individuals into the population to keep its socio-cultural role in the diet of the local human population without putting in danger the wild population. There was a recommendation to get funds from tourism activities related to the habitat and the species to support the possible *ex situ* facility.

New population monitoring methodologies are needed to try fill information gaps on several vital rates such as age class mortalities. Due to the fragility of the species from continuous illegal exploitation, is important for participants to use PVA data with the community to continue teaching about this threat without diminishing its cultural role. Only if management actions are implemented, directed to mitigate the threats over the habitat and the individuals, the giant frog populations could recover, probably in a short time, due to its high fecundity rate. The next proposed workshop is still a PHVA but in an in-person format in Junín, when covid-19 restrictions are loosened, using the PVA analysis results and the results obtained from the continue research made by the Junín team.

**Taller Análisis de Viabilidad Poblacional (PVA)
de la rana gigante del lago Junín (*Telmatobius macrostomus*)**

**Taller facilitado de forma virtual
17 de febrero – 24 de marzo, 2021**

**Sección IV
Análisis de Viabilidad de Poblaciones**

Resumen

La rana gigante del lago Junín (*Telmatobius macrostomus*) es una de las ranas totalmente acuáticas más grandes del mundo. En el pasado era abundante y estaba en la cima de la cadena trófica del lago Junín y otros cuerpos de agua en las regiones de Junín y Pasco en el centro de Perú. La especie era tan abundante que fue un recurso alimenticio para la comunidad humana desde la época precolombina. Sin embargo, la captura de individuos sin ningún control, junto con otras actividades humanas que han afectado el tamaño y la calidad ambiental de los cuerpos de agua, ha contribuido a la inclusión actual de la especie como En Peligro (EN), según la UICN.

El análisis de Viabilidad de Poblaciones muestra que es una especie resiliente, incluso cuando las diferentes amenazas han hecho que en la actualidad se encuentren en pocos lugares y que se haya vuelto difícil de observar. Aun así, si las amenazas persisten en el tiempo o se incrementen en intensidad, la rana podría extinguirse en el futuro cercano. Solo si se implementan acciones de manejo dirigidas a mitigar las amenazas sobre el hábitat y la sobrevivencia de individuos, especialmente las hembras, la rana gigante podría recuperarse y probablemente en poco tiempo dado su alto potencial de fecundidad.

Introducción

La rana gigante del lago Junín (*Telmatobius macrostomus*) es una rana acuática de talla grande, con un peso máximo reportado de 2.8 kg y una longitud hocico-cloaca de 30 cm (Fjeldsa 1983). Es una especie endémica de la Sierra Central del Perú (Junín y Pasco) que generalmente habita lagos y lagunas de litoral amplio, con un fondo formado por una gruesa capa de limo y abundante vegetación acuática (Camacho 2001). Es una especie que en el pasado fue abundante y la colectaban frecuentemente para consumo humano (Camacho 2001), pero con el tiempo la sobre colecta y pérdida en la extensión y calidad de hábitat ha hecho que se considere una especie En Peligro (EN) (Watson et al. 2017a, IUCN SSC Amphibian Specialist Group 2018).

Comprender la dinámica poblacional es fundamental para la conservación y manejo de la vida silvestre, dado que proporciona las medidas más directas de la situación y las tendencias las poblaciones (Block et al. 2001). Sin embargo, los estudios a largo plazo necesarios para identificar los factores más importantes en la viabilidad de las especies son escasos y laboriosos (Block et al. 2001, Lindenmayer y Likens 2010, Lindenmayer et al. 2012, Clements et al. 2015). Las evaluaciones hechas con un Análisis de Viabilidad de Poblaciones (PVA, por sus siglas en inglés) pueden ayudar a identificar los factores más importantes en el crecimiento poblacional de especies de vida silvestre. Los modelos también se pueden utilizar para evaluar los efectos de estrategias de manejo alternativas para identificar las acciones de conservación más eficaces para una población o especie e identificar las

necesidades de investigación (Akçakaya y Sjögren-Gulve 2000, Ellner et al. 2002, Fessl et al. 2010, Wakamiya y Roy 2009).

El software de elección más común del Grupo de Conservación para la Planificación de la de la Comisión de Supervivencia de la UICN (UICN SSC CPSG, por sus siglas en inglés) para hacer un PVA es *Vortex*, un paquete escrito por Robert Lacy de la Sociedad Zoológica de Chicago y JP Pollak de la Universidad de Cornell (Lacy y Pollak 2021). *Vortex* sirve como una herramienta excepcionalmente valiosa para ayudar a estimular la discusión sobre la recopilación de datos de la población y los supuestos incorporados en ese proceso, para integrar diversos conjuntos de datos basados en la ciencia biológica e incluso social, y para evaluar -sin juicio ni sesgo-, una serie de alternativas de manejo propuestas. *Vortex* está disponible de forma gratuita en <https://scti.tools>.

Vortex utiliza una simulación Monte Carlo para modelar el efecto de los factores determinísticos y estocásticos sobre poblaciones silvestres y en cautiverio. Los eventos determinísticos son constantes en el tiempo (p. ej. cacería, pérdida de hábitat, contaminación y fragmentación del hábitat), mientras que los eventos estocásticos están relacionados con una probabilidad de ocurrencia y se clasifican como demográficos (p. ej., las probabilidades de supervivencia, reproducción, la determinación del sexo), ambientales (p. ej., las fluctuaciones en las tasas demográficas causadas por las fluctuaciones en el tiempo climático, la competencia, el suministro de alimentos, enfermedades), catástrofes (p. ej., huracanes, sequías prolongadas, derrames de petróleo, enfermedades epidémicas) y genética (p. ej. la deriva genética, la endogamia). Al principio, el programa genera individuos para formar la población inicial. Luego cada animal se mueve a través de eventos diferentes del ciclo de vida, tales como nacimiento, selección de pareja, reproducción, mortalidad y dispersión, que se determinan de acuerdo con la probabilidad de ocurrencia que se introduce en el modelo. Como resultado, cada simulación del modelo (iteración) da un resultado diferente. Al permitir que las variables aleatorias cambien dentro de ciertos límites, el programa predice al final de la simulación: el riesgo de extinción, el tamaño medio de las poblaciones supervivientes y la diversidad genética retenida por la población, entre otros resultados estadísticos. Mediante la ejecución del modelo cientos de veces, es posible examinar el resultado probable y un ámbito de posibilidades (Lacy 1993, Lacy 2000, Lacy et al. 2021).

Los métodos de PVA no pretenden dar "respuestas" absolutas y precisas a lo que el futuro traerá para una determinada especie o población de vida silvestre. Esta limitación surge de dos hechos fundamentales sobre el mundo natural: (1) el comportamiento detallado de muchos procesos biológicos es inherentemente impredecible y (2) raramente comprendemos completamente todos los factores y los mecanismos precisos a través de los cuales actúan. En consecuencia, muchos investigadores han advertido contra el uso exclusivo de resultados absolutos de un PVA con el fin de promover acciones de gestión específicas para las poblaciones amenazadas.

El verdadero valor de un PVA radica en la compilación y el análisis crítico de la información disponible sobre la especie y su ecología, la identificación de lagunas de datos y la capacidad de considerar y comparar las métricas cuantitativas del rendimiento de la población en escenarios simulados. Para una explicación más detallada de *Vortex* y su uso en PVAs consulte el manual del software (Lacy et al. 2021) o visite <https://scti.tools> y www.cpsg.org.

Glosario

Los resultados reportados para los escenarios incluyen los siguientes parámetros:

Stoch-r: La tasa media de crecimiento o disminución estocástica de la población demostrado por las poblaciones simuladas, promediado a través de los años e iteraciones, para todas aquellas poblaciones simuladas que no se extinguen. Incluye todas las fuentes de variación demográfica y ambiental que se incluyen en el modelo.

PE: La probabilidad de extinción de la población, determinada por la proporción de iteraciones de un escenario dado que se extinguen en la simulación. Por ejemplo, si el valor de la estadística es 0.60, esto significa una probabilidad de extinción de 60%.

N-all: Tamaño medio de la población de un escenario dado al final de la simulación (promediando tanto las iteraciones que sobreviven como las que se extinguen).

N-extant: Tamaño medio de la población de las iteraciones que sobreviven al final de la simulación. Si la probabilidad de extinción de la población es muy alta (p. ej. 90%), el valor de N-extant pierde importancia, pero si la probabilidad de extinción es baja (p. ej. 10%) esta estadística se vuelve cada vez más importante. A medida que la probabilidad de extinción disminuye, la diferencia entre N-all y N-extant se va reduciendo.

GeneDiv: Diversidad genética o heterocigosidad esperada de las poblaciones no extintas, expresada como un porcentaje de la diversidad genética inicial de la población. La mayoría de las especies en peligro tienen menos diversidad genética que las especies relacionadas que no están en peligro (Spielman et al. 2004). Individuos con poca diversidad genética tienen un menor fitness (Reed y Frankham 2003) que se traduce en una mayor susceptibilidad a cambios bruscos del ambiente y al final en mayor riesgo de extinción de la población (O'Grady et al. 2006).

TE: El tiempo medio de extinción promediado a través de los años e iteraciones de las poblaciones simuladas que se extinguieron. Se vuelve más importante a medida que la tasa de crecimiento muestra una disminución en la población, lo que aumenta su riesgo de extinción.

Descripción general

La simulación de trayectorias poblacionales se repitió 1,000 veces (iteraciones) para cada escenario que se analizó. Esto es suficiente para caracterizar tanto el rendimiento promedio esperado como el rango de posibles trayectorias.

La dinámica de la población se proyectó durante 100 años para mostrar las consecuencias a largo plazo de las condiciones estimadas actualmente o escenarios alternativos.

Depresión por endogamia: Se ingresó el valor default de 6.29 equivalentes letales, pero con 100% alelos recesivos letales. Este cambio se realizó con el fin de correr de forma más efectiva las simulaciones de esta especie con fecundidad alta. Al ingresar 100 alelos recesivos letales, *Vortex* calcula más rápido el coeficiente de depresión por endogamia al eliminar los individuos con alelos recesivos automáticamente. Esta aproximación de depresión por endogamia es bastante optimista ya que, al eliminar los alelos letales de forma rápida, los efectos de la depresión por endogamia también son eliminados de forma rápida de la población.

Definición de extinción: En el modelo se define "extinción" como la ausencia de uno de los sexos, así, aunque existan individuos al final de la simulación, la población estaría condenada a extinguirse porque no hay forma de crecimiento a nivel natural.

Correlación de la variación ambiental (EV) entre sobrevivencia y reproducción: Entre más cercano el valor esté 1.00, más sincronizados están ambos parámetros en cuanto a EV de años buenos y malos durante la simulación. No hay información sobre cuán relacionados están ambos parámetros en *T. macrostomus*, por lo tanto, se dejó el valor default del programa de 0.50; así la EV en la reproducción se correlacionará en parte con la EV en la supervivencia, pero no totalmente.

Tasas reproductivas

Sistema de reproducción: Poligamia. No hay evidencia clara en vida silvestre sobre si esta especie en particular tiene un sistema de poligamia, pero es un sistema de reproducción común en anfibios. Además, observaciones en semicautiverio respaldan este sistema reproductivo (Victorio 2017).

Reproducción dependiente de la densidad: Se decidió no usar esta opción en el modelo de línea base. Aunque hay ejemplos de anfibios donde las poblaciones son reguladas tanto por procesos estocásticos o dependientes de la densidad poblacional (Auffarth et al. 2017), se debe tener precaución cuando se utiliza un modelo dependiente de la densidad en un PVA (Boyce 1992, Brook et al. 1997), por lo que se prefirió no usar este enfoque en el presente estudio.

Edad de la primera reproducción: Muchas especies de anfibios alcanzan su madurez sexual una vez que llegan a adultos. Sin embargo, esta tendencia es más fuerte en especies tropicales

de tierras bajas, las cuales tienden a tener una tasa de crecimiento corporal alta y pueden llegar a la talla necesaria para reproducción de forma rápida (Morrison y Hero 2003). Especies de altitudes y latitudes altas tienden a desarrollarse más lentamente y alcanzan la madurez sexual con tamaños mayores (Morrison y Hero 2003). Esta rana es de talla grande y se puede esperar que necesite una talla mínima alcanzada luego de varios años. Además, el tamaño de los huevos y renacuajos también son de talla grande y se esperaría que al menos las hembras necesiten un mínimo de tamaño para tener el gasto energético necesario para la puesta de huevos. Datos de *T. culeus* en semicautiverio revelan que estas ranas alcanzan la adultez cuando pesan entre 150-480 g lo cual ocurre cuando tienen entre 2-10 años de edad, pero en promedio el estadio de adultez se alcanza a los 2 años y 8 meses de edad (Victorio 2017). Coronel y Rojas (2014) mencionan que, en situaciones de cautiverio, *T. macrostomus* empieza a reproducirse entre 2-3 años de edad, teniendo en consideración las condiciones ambientales y alimentación, pero Sinsch y Aguilar-Puntriano (2021) estimaron que en vida silvestre las ranas alcanzan su madurez sexual después de tres años de edad. Para el modelo de línea base se estableció que en promedio ambos sexos comienzan a reproducirse a los tres años de edad.

Edad máxima de vida: No hay datos sobre la longevidad de esta especie en vida libre, pero se espera que por el tamaño que puede alcanzar, sobrevivan más de cinco años. A partir de cortes osteológicos (esqueleto-cronología) de individuos de museo se estima que bien puede vivir hasta los 10 años (Sinsch com. pers. 2020) y este valor se elige para la línea base actual. Adicionalmente, se asumió que los individuos pueden reproducirse durante toda su vida.

Porcentaje de hembras que se reproducen cada año: *Vortex* es un programa que simula individuos, lo cual es una de sus fortalezas a la hora de modelar (Lacy 1993, Lacy 2000, Lacy et al. 2021), pero a su vez puede convertirse en una debilidad al modelar especies que producen un gran número de camadas o nidadas, si no se tiene el equipo de cómputo necesario para simular posiblemente miles de individuos. Para evitar esta posibilidad sin perder la ventaja de modelar individuos, se define este parámetro como hembras que producen exitosamente metamorfos para así disminuir el número de individuos de las simulaciones.

No hay datos en vida libre para *T. macrostomus*. En anfibios se podría esperar que un porcentaje alto de individuos se reproduzca para compensar la alta depredación que pueden sufrir durante los diferentes estadios de vida. En especies tropicales se esperaría que tanto el porcentaje de hembras y machos que se reproducen cada año tienda a un 100%. Sin embargo, al menos tres especies de zonas más templadas que se les hizo un PVA consideran que el porcentaje de hembras que se reproducen exitosamente está en un 75-80% (U.S. Fish and Wildlife Service 2005, Auffarth et al. 2017, Velasco 2018). El porcentaje de hembras que no se reproducen en un año determinado pueden incluir las que fallan en poner huevos, ninguno de los huevos llega a eclosionar o que nunca van a llegar a convertirse en metamorfos (U.S. Fish and Wildlife Service 2005), y también es posible que un grupo de hembras se atrasen en

su primera reproducción en uno o dos años, ya que Sinsch y Aguilar Puntriano 2021 estiman que las hembras alcanzan su madurez sexual cuando alcanzan 118–120 mm en longitud cabeza-cuerpo, siendo probable que no todas las hembras alcancen estas medidas a los tres años de edad. Para el caso del modelo de línea base, se asumió un valor conservador de 70% para hembras que se reproducen en un año promedio. *Vortex* necesita un valor expresado como una desviación estándar (SD) para simular las variaciones anuales en diferentes parámetros vitales como el porcentaje de hembras que se reproducen al año. Aunque no hay datos sobre variaciones anuales, se consideró que puede haber años donde puede haber desviaciones importantes, por lo que se ingresó un 10%, asumiendo que gran parte del tiempo el porcentaje de hembras reproductivas bien puede estar entre 60-80%.

Porcentaje de machos que pueden reproducirse: Se asumió que todos los machos adultos son capaces de reproducirse siempre y cuando haya por lo menos una hembra disponible para hacerlo. Esto porque los machos no tienden a pelear entre sí por conseguir una hembra de forma directa, esta competencia se realiza por el número de amplexos exitosos que puedan tener cada uno.

Número de nidadas por año: En especies acuáticas tropicales se da una tendencia a varias puestas al año (Bolaños y Chaves com. pers. 2021), sobre todo cuando la estación lluviosa es extensa. Sin embargo, en especies tropicales que habitan hábitats con una marcada estación seca, esta tendencia disminuye y se da una tendencia a un menor número de puestas (Chaves com. pers. 2021). Morrison y Hero (2003) encontraron una tendencia a reducir el número de puestas anuales en especies de altitudes y latitudes altas, como ejemplo, *Gastrotheca riobambae*, una especie de los Andes Ecuatorianos que se puede observar a lo largo del año solo presenta una puesta al año (del Pino 1980). Se han visto renacuajos de *T. macrostomus* a lo largo del año, pero con una tendencia a un mayor número de estos en la estación lluviosa (octubre-abril). Se cree que estas observaciones tienen que ver más con el desarrollo individual de cada renacuajo, que depende de la calidad y cantidad de alimento necesario para su metamorfosis (Castillo, com. pers. 2021) También se ha visto que muchas especies de vertebrados la región, tienden a sincronizar su estación reproductiva durante esta estación lluviosa (Chamorro com. pers. 2021). En cautiverio, *T. macrostomus* se ha podido llevar a que tenga dos puestas al año (Coronel y Rojas 2014). Datos de cautiverio de *T. culeus* cuando las condiciones ambientales se mantienen iguales a las de la estación lluviosa a lo largo del año estimulan a las hembras a poner varias puestas, pero cuando las condiciones tratan de simular los cambios ambientales naturales, las hembras solo ponen una puesta (Elias com. pers. 2021). Para el modelo de línea base la mayoría de los participantes opinó que es muy posible que la especie presenta solo una puesta al año y el hecho de encontrar renacuajos todo el año es en parte a cierta plasticidad de la especie y desarrollo de renacuajos relacionados con la calidad del hábitat.

Tamaño de nidada: Se ha registrado que *T. macrostomus* pone entre 2,000-4,000 huevos por puesta (Camacho 2001), pero se cree que solo unas pocas hembras realmente alcanzan a

poner el número máximo (Castillo com. pers 2021). Datos en cautiverio dicen que las hembras pueden poner entre 450 y 3,200 huevos con un promedio de 1,675. No obstante, para este modelo de línea base se definió el “tamaño de nidada” como el número de metamorfos de aproximadamente nueve meses de edad que sobreviven desde que la hembra adulta hizo la puesta de huevos. El manejar este dato de esta forma hace que *Vortex* corra más rápido a la hora de modelar especies que pueden poner camadas o nidadas muy grandes, sin sacrificar la simulación de individuo por parte del programa.

Número de metamorfos por puesta: En el campo, por cada 100 renacuajos se ven unos 10 metamorfos (Castillo com. pers. 2021), lo que evidencia el gran número de huevos e individuos que no llega a esta etapa de vida. Incluso la mortalidad producida por amenazas humanas puede disminuir aún más el número de individuos que alcanzan ese estadio. Considerando estas amenazas y el hecho que las poblaciones estudiadas son bastante bajas en la actualidad, se ingresó en el modelo de línea base un valor máximo de 110 con un promedio de 55 metamorfos producidos por cada hembra que se reproduce exitosamente con una SD de $\pm 10\%$.

Proporción de sexos de metamorfos: No se ha hecho estudios sobre la composición de las poblaciones a nivel de sexo, ya que no hay una diferenciación visualmente fácil entre ambos sexos; tampoco se ha visto que condiciones ambientales influyan en la determinación de sexo a la hora de la eclosión. Por último, aunque a nivel de puestas individuales existieran diferencias marcadas, se esperaría que disminuyeran al tomar en cuenta todas las puestas de una población. Por tanto, se asumió una proporción de 0.50:0.50.

Tasas de mortalidad

Se cree que ningún sexo tiene ventaja de sobrevivencia natural frente al otro y las amenazas por acciones humanas los afecta de manera similar por lo que en el modelo de línea base se asumió que la mortalidad por cada grupo etario es igual para ambos sexos.

Esta rana era bastante abundante en el lago de Junín y cuerpos de agua circundante (ríos, lagos y lagunas), a tal punto que la cacería de individuos tanto como fuente de proteínas como para preparar platos típicos con presuntas propiedades medicinales era un recurso económico importante para la comunidad (Camacho 2001, Angulo 2008, Castillo 2017, Victorio 2017), donde la actividad extractiva de 1950 hasta 1974 era de 10 a más docenas por día por cazador (Camacho 2001). Luego de un evento catastrófico ocurrido en 1996, la estimación del tamaño de las poblaciones se ha mantenido pequeñas (73-200 individuos) (Loza y Mendoza 2017) y actualmente el costo-beneficio de extracción de individuos se considera muy bajo como para ser considerada una actividad económica rentable (Camacho 2001).

Aunque no se tienen números reales sobre tasas de mortalidad, se conoce diferentes amenazas que afectan la sobrevivencia de los individuos. Estas amenazas incluyen: 1) descarga de residuos mineros (relaves, sustancias químicas, drenaje ácido de mina, etc.) de proyectos mineros en el río San Juan que a su vez desemboca en el lago Junín. Diferentes estudios han

encontrado alta bioacumulación de metales tóxicos como plomo, mercurio, cadmio, arsénico y hierro en renacuajos y adultos de *T. macrostomus*, que también afectan a otras especies de fauna y flora del hábitat (Camacho 2001, Iannacone y Manyari 2003, Castillo 2008, Rodbell et al. 2014); 2) presencia de trucha en el hábitat, que actúan como competidoras por presas como las especies de peces *Orestias* spp., como depredadoras de renacuajos (Angulo 2008, Becerra 2012, Catenazzi y von May 2014, Watson et al. 2017a,b, Castillo 2017); 3) aguas residuales provenientes de distintas comunidades en el lago Junín (Camacho 2001, Castillo 2017, Loza y Mendosa 2017); 4) cambio climático que ha generado un incremento de la temperatura ambiental en los cuerpos de agua y podría afectar las tasas de sobrevivencia de diferentes especies de la región (Becerra 2012, Castillo 2017). El cambio climático afecta a los anfibios en forma de fluctuaciones de población o disminuciones a largo plazo, en lugar de muertes repentinas y posteriores disminuciones rápidas en las poblaciones locales (Lips et al. 2008); 5) Operaciones de embalse y desembalse por la actividad de la Represa de Upamayo (Shoobridge 2006, Watson et al. 2017a); 6) extinción local de su presa preferida *Orestias* spp. causada por muchas de estas mismas amenazas que afectan a esta rana (Becerra 2012); 7) enfermedades infecciosas emergentes como la quitridiomycosis causada por el hongo quitridio *Batrachochytrium dendrobatidis* (*Bd*) que ha afectado otras especies de *Telmatobius* (Angulo 2008, Catenazzi y von May 2014, Burrowes y De La Riva 2017) y 8) colecta ilegal que aunque en la actualidad el costo beneficio es muy alto, por ejemplo, en un trabajo reciente de investigación se requirió de nueve horas de esfuerzo de búsqueda para encontrar un individuo adulto (Watson et al. 2017b), lo que ha vuelto esta actividad esporádica y para consumo oportunista (Chamorro y Castillo com. pers. 2021), aun así, esta actividad puede tener una presión sobre las poblaciones actuales si se mantiene a lo largo del tiempo.

Para estimar la mortalidad según clase de sexo y edad de los individuos para el modelo de línea base, se tomó en cuenta todas estas presiones que tiene la especie, excepto la colecta ilegal que se explorará en otros escenarios. Como se definió metamorfos como estadio inicial, la mortalidad inicial solo incluye los tres meses que dura este estadio a cuando se transforma en una rana completa; todas las demás mortalidades son años completos de 12 meses. *Vortex* también solicita un valor para variación ambiental como desviación estándar (SD) y al no tener valores específicos, se asumieron valores bajos que reflejan un ambiente estable a lo largo del año que no influye en cambios poblacionales grandes año con año. Los valores calculados son los siguientes:

Cuadro 1: Valores de mortalidad como porcentaje estimados para las diferentes clases de edad y sexo de *T. macrostomus*. Los valores en paréntesis es la variación ambiental requerida por *Vortex*.

Edad	Machos	Hembras
Metamorfos (9 meses-1 año de edad)	40% (2)	40% (2)
1-2 años de edad	40% (2)	40% (2)
2-3 años de edad	80% (2)	80% (2)
3 años de edad en adelante (adultos)	80% (2)	80% (2)

Catástrofes

Las catástrofes son eventos raros con impactos severos. En 1996 se reportó un evento de mortalidad fuera de lo común, donde se comenzó a ver ranas muertas en sus diferentes etapas de vida: larvas, renacuajos, juveniles y adultos. Este evento de mortalidad se inició en la parte sur del lago a la altura de la ciudad de Junín para avanzar progresivamente al norte abarcando la totalidad del lago (FODESA 1999). Un alto número de ranas flotaban con el abdomen hacia arriba presentando heridas y llagas sanguinolentas en todo el cuerpo, muy frecuentes en las articulaciones de los miembros anteriores (Camacho 2001). Se llegó a estimar una mortalidad de hasta un 95% de la población (FODESA 1999). No se sabe con certeza que ocasionó esta catástrofe poblacional, pero se sospecha de diferentes acciones humanas o enfermedades: 1) Una alta descarga de residuos mineros (Castillo 2008); 2) alta contaminación de nitrato de plata y yoduro de plata, producto de lluvia artificial para aumentar el caudal de la represa Upamayo, donde principalmente el yoduro de plata aumenta la mortalidad de peces y anfibios (Eisler 1996); 3) quitridiomycosis, esta enfermedad es reportada a lo largo del mundo y afecta gran cantidad de anfibios y se cree que fue una causa importante en la disminución global de anfibios que se volvió cada vez más evidente a partir de la década de 1990 (Lips et al. 2008) sin embargo este evento de mortalidad también afectó a peces (comunicaciones personales de pobladores locales en Junín y Pasco) y hay evidencia que los efectos del *Bd* disminuyen en el altiplano (Borrowes y De la Riva 2017); 4) fenómeno del Niño 1997-1998 generó una sequía fuera de lo común que pudo haber contribuido a la mortalidad fuera de lo común de la rana.

Aunque es difícil estimar el efecto de un único evento catastrófico sobre la supervivencia y reproducción de una población, el hecho que hubo una disminución grande en la población de *T. macrostomus* a partir de este evento de 1996 y que haya posibles causas de esta disminución, se considera que pueden haber otros eventos catastróficos en el futuro por lo que para el modelo de línea base se asumió una catástrofe con una frecuencia de 1% anual (una vez cada 100 años) y un efecto importante tanto en la supervivencia y reproducción de años normales (asumido como una reducción al 25% del valor promedio de ambos parámetros).

Tamaño de población

Esta especie fue una vez abundante tanto en el lago Junín como en cuerpos de agua circundantes (Victorio 2017, Castillo 2017). Sin embargo, a partir de datos de colecta de individuos para consumo humano a lo largo del tiempo, se ha visto una reducción en la población (Camacho 2001, Castillo 2017), hasta llegar a una disminución muy marcada a partir de 1996 (Camacho 2001, Grupo Rana 2019) que ha hecho que sea una especie difícil de encontrar (Loza y Mendoza 2017, Victorio 2017, Watson et al. 2017b) con una población fragmentada en subpoblaciones pequeñas, principalmente en lagunas del distrito de Ninacaca (al norte del lago Junín) donde las fuentes de agua no son tan afectadas por la contaminación por descargas de aguas de las ciudades y de minerales provenientes de la actividad minera. Loza y Mendoza (2017) obtuvieron estimaciones poblacionales en: 1) laguna Chacacancha con 135 individuos; 2) laguna Lulicocha con 73 individuos; 3) laguna Jacancacha con 184 individuos y 4) laguna Cochachuyco con 202 individuos. Adicionalmente, Victorio (2017) estimó una población más elevada para la laguna Chacacancha con 251 individuos. Para el modelo de línea base se ingresó una única población con un número inicial de 100 individuos.

Capacidad de carga

Se desconoce el número total máximo de ranas que podrían mantenerse actualmente en cualquier cuerpo de agua o en todo el rango de la especie, pero sí hay evidencia que este número fue mayor en el pasado. Para el modelo de línea base se estableció un límite superior en el tamaño de dos veces el tamaño inicial de la población como la capacidad de carga impuesta en el modelo. Si las proyecciones muestran que en algunos escenarios las poblaciones pueden crecer hasta esta capacidad de carga límite impuesto en el modelo, entonces se tendría la seguridad de que las poblaciones se proyectaron como viables y saludables, aunque no se sabe qué tan grandes podrían llegar a ser.

Aunque el número de ranas de la población y el tamaño total del censo de la especie y la capacidad de carga del hábitat son todos inciertos, este PVA también toma en cuenta otras estadísticas como la tasa de crecimiento o disminución de la población, en lugar de solo los números que podrían alcanzarse si la población crece.

Resultados del modelo

Modelo de línea base

Los resultados del modelo de línea base proyectan una población que durante los primeros seis años la tasa de reproducción supera las tasas de mortalidad y hace que la población crezca, pero a medida que pasa el tiempo, las tasas de mortalidad y eventuales catástrofes se vuelven dominantes haciendo que la población disminuya abruptamente, terminando en una cierta estabilidad poblacional de 53 individuos. La probabilidad de extinción es de un 64% con un tiempo promedio de extinción de 36 años. Sin embargo, el restante 36% de simulaciones que sobreviven es suficiente para generar una tasa de crecimiento promedio de

5.6%, lo que se refuerza con un tamaño final de población de 147 individuos si se toma en cuenta solo estas simulaciones sobrevivientes. Aproximadamente cada tres años hay un aumento en la población, esto porque las hembras de cada cohorte que se vuelven adultas producen muchos metamorfos, pero conforme pasa el tiempo estas hembras van muriendo y contribuyen cada vez menos con sus metamorfos a la población.

La diversidad genética promedio restante a los 100 años es de apenas 24%, cifra muy baja tomando en cuenta que el modelo de depresión por endogamia es optimista, lo que lleva a pensar que la disminución abrupta de la población tiene un peso importante en este parámetro, en conjunto con un tiempo de generación promedio para las hembras (edad promedio de las hembras que se reproducen) corto de un poco más de tres años; ya que se espera que tiempos de generación largos pueden actuar como un efecto amortiguador que contribuye a reducir el ritmo de la disminución de la diversidad genética en las especies amenazadas (Lippé et al. 2006).

Los resultados demográficos del modelo de línea base tienden a estar relativamente de acuerdo con lo que se ve en la realidad, donde censos poblacionales recientes de las subpoblaciones existentes dan resultados de relativa estabilidad, aunque con pocos individuos (Grupo RANA 2019, Chamorro y Castillo com. pers. 2021). Ver Figura 1 y Cuadro 2 para más detalles.

Cuadro 2: Estadísticas de salida del modelo de línea base.

Escenario	Stoch-r	PE	N-all	N-extant	GeneDiv	TE
Base	0.0566	0.6370	53	147	0.2431	36

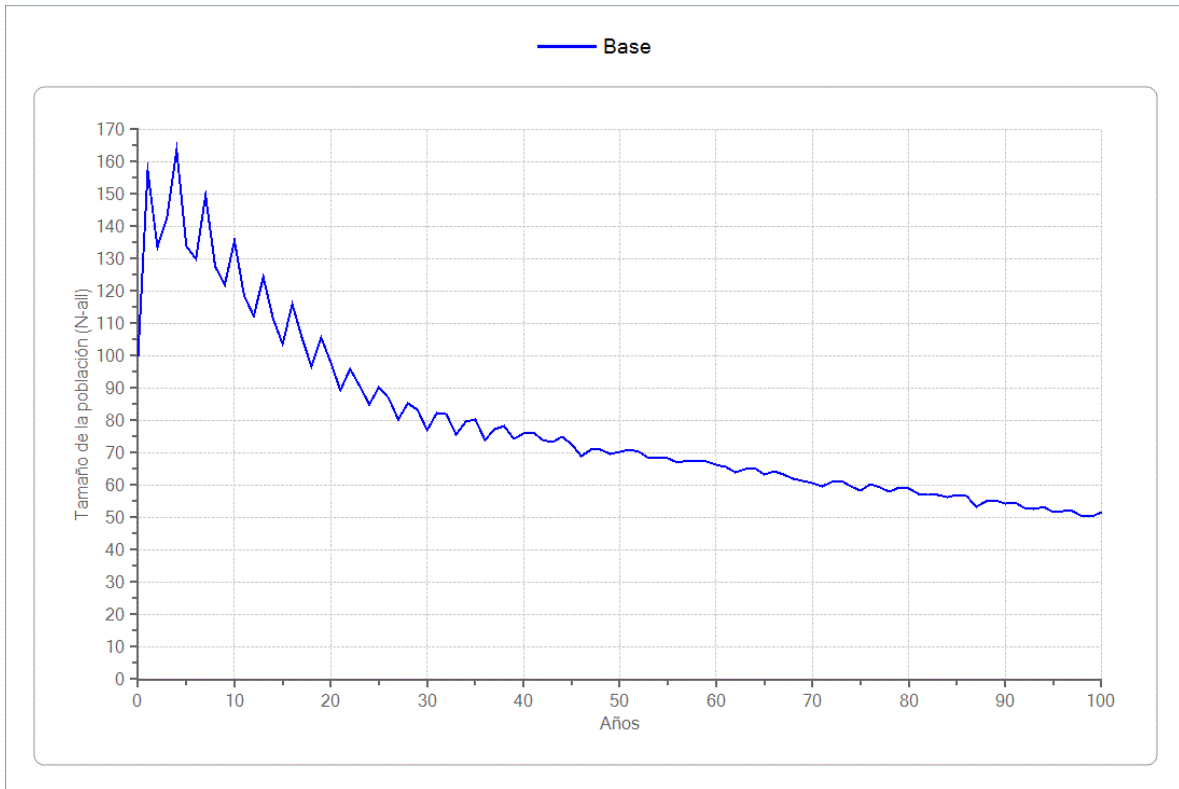


Figura 1: Promedio de tamaño poblacional total (N-all) del modelo de línea base proyectado a través de 100 años.

Variación de tamaño inicial de población y capacidad de carga

Se espera que las poblaciones más pequeñas experimenten mayores fluctuaciones aleatorias debido a varios procesos estocásticos, mientras que las poblaciones más grandes son más predecibles demográficamente. Si los procesos aleatorios son determinantes fuertes de la dinámica de la población, entonces las poblaciones más pequeñas pueden disminuir rápidamente y extinguirse antes que las poblaciones inicialmente más grandes (Lacy 2000). Para este grupo de escenarios se probaron diferentes tamaños iniciales de la población manteniendo una capacidad de carga (K) del doble del tamaño inicial. En la Figura 2 y Cuadro 3 se observa como tamaños de poblaciones de 200-500 individuos son más estables en todas las estadísticas de salida, lo que indica que los procesos aleatorios de las tasas vitales que afectan a las poblaciones pequeñas son un elemento importante en la supervivencia de las poblaciones. A medida que el tamaño de población inicial aumenta, su tasa de crecimiento también lo hace, lo cual contribuye a tamaños finales de la población cada vez más cercanas a la capacidad de carga y una diferencia entre tamaños promedio totales (N-all) y tamaños promedio de iteraciones sobrevivientes (N-extant), cada vez menor. Incluso los valores de diversidad genética retenida en las poblaciones sobrevivientes son mayores a la del modelo de línea base. Los resultados muestran la importancia de mitigar las amenazas que afectan el tamaño y la calidad del hábitat del ecosistema (calidad de agua, vegetación, diversidad de

presas, etc.) (Becerra 2012, Watson et al. 2017a, Castillo, Chamorro y Navarro com. pers. 2021), que ponen en riesgo la supervivencia de las poblaciones de la rana.

Cuadro 3: Estadísticas de salida de escenarios con diferentes tamaños de población inicial y capacidad de carga (K). Los resultados del modelo de línea de base se presentan como una forma de comparación. Indiv.: Individuos.

Escenario	Stoch-r	PE	N-all	N-extant	GeneDiv	TE
100 indiv. / K = 200 (Base)	0.0566	0.6370	53	147	0.2431	36
50 indiv. / K = 100	-0.0201	0.9780	1	66	0.0357	21
200 indiv. / K = 400	0.0940	0.2390	246	324	0.5097	44
300 indiv. / K = 600	0.1039	0.1190	449	510	0.6408	50
500 indiv. / K = 1000	0.1138	0.0460	834	874	0.7779	51

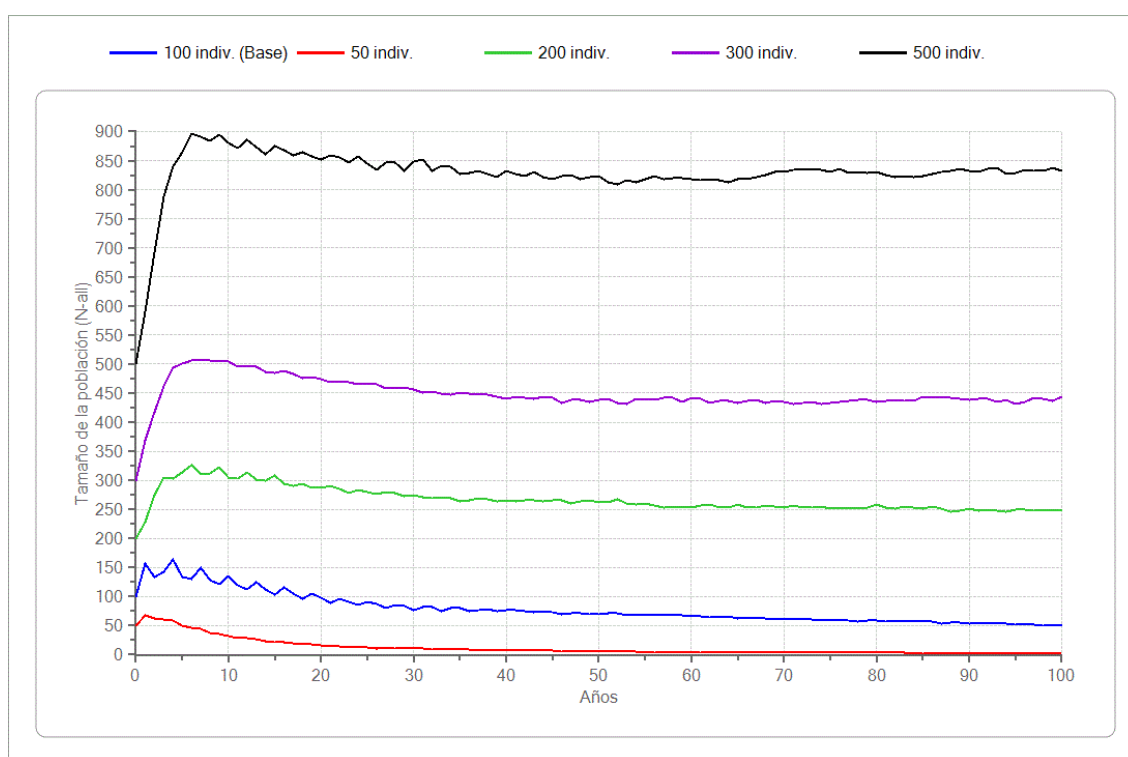


Figura 2: Promedios de tamaño poblacional total (N-all) proyectados a través de 100 años, de escenarios con diferentes tamaños iniciales de población y capacidad de carga. Proyecciones del modelo de línea base se presentan para comparación. Indiv.: individuos.

Tasas demográficas

Las tasas demográficas clave varían entre sitios, varían a lo largo de los años y se estiman solo de manera imprecisa. Una parte importante del PVA son las pruebas de sensibilidad, el examen de proyecciones utilizando un rango de valores plausibles para los parámetros del modelo que son inciertos (Manlik et al. 2018). Por lo tanto, se analizó un rango de valores

plausibles para: 1) porcentaje de hembras adultas que se reproducen anualmente (65%, 75%, 80%, 85%, 90%); 2) mortalidad de individuos de dos años de edad en adelante (10%, 20%, 75%; 85%) mortalidad de metamorfos (35%, 38%, 42%, 45%), 4) promedio de metamorfos por hembra reproductora (45, 50, 60) y 5) dos puestas anuales con distintas distribuciones (90%:10%, 80%:20%, 70%:30%), con el fin de determinar la influencia que cada una de estas tasas variables e inciertas tienen sobre las proyecciones de la población. Estos análisis pueden darnos una idea de cuáles tasas demográficas afectan más a diferentes elementos demográficos, y así poder dirigir los recursos de investigación y conservación para entender mejor y mejorar estas tasas demográficas. Los resultados se explican a continuación y se muestran con mayor detalle en el Cuadro 4 y Figuras 3-7.

Las tasas demográficas que presentan sensibilidad son la mortalidad de hembras de dos años de edad en adelante, seguido por el porcentaje de hembras adultas que se reproducen anualmente, dos puestas anuales con distintas distribuciones, el promedio de metamorfos por hembra reproductora y la mortalidad de hembras en estadio de metamorfos.

Los valores más bajos analizados en mortalidad de hembras de dos años de edad en adelante (10%-40%) representarían más un escenario donde no hay amenazas sobre la especie y su hábitat, por lo que las estadísticas de salida son muy favorables en la probabilidad de extinción y tasa de crecimiento, aunque el hecho que la diversidad genética se mantenga por debajo de 50% puede ser un indicativo que el tamaño pequeño de la población sigue teniendo un efecto importante en la población. Hay que notar que incluso con 75% de mortalidad, la población presenta mejores valores de salida que el modelo de línea base, por lo que acciones de conservación que disminuyan esta tasa vital, incluso un poco, podrían tener repercusiones positivas en la población. Es en el escenario donde los valores de mortalidad son de 85% que la población presenta una tasa de disminución y una probabilidad de extinción cercana a 100%. Lo más probable es que el valor base tan alto de este parámetro tiene un impacto importante sobre los otros parámetros analizados. Una alta mortalidad va de acuerdo con la situación actual de la especie, donde se necesita un gran esfuerzo de búsqueda para encontrar pocos individuos, sobre todo de adultos.

El rango de valores plausibles de hembras reproductoras (65%-90%) puede ser amplio, pero los resultados muestran la importancia de esta tasa demográfica en el modelo. Bien puede ser que en condiciones actuales el porcentaje de hembras que se reproducen es menor porque un solo un número bajo alcanza el peso necesario para reproducirse exitosamente, a causa de una calidad dietética subóptima o porque la contaminación del hábitat afecta el sistema reproductivo (ver Sinsch y Aguilar-Puntriano 2021).

El hecho que se encuentren metamorfos durante todo el año conlleva a la pregunta si hay más de una puesta al año. Este análisis se realizó después del taller, pero se incluye en este reporte. En este grupo de escenarios, se analizó una población donde entre 10%-30% de las hembras que se reproducen pueden tener dos puestas. Los resultados muestran que entre más hembras pongan dos puestas, mayor la tasa de crecimiento, lo que conlleva a una menor probabilidad

de extinción. El hecho que no vayan acompañados con un aumento marcado en otras estadísticas de salida, quiere decir que otras tasas demográficas como las mortalidades de cada grupo etario ponen un techo a este parámetro. La diversidad genética tiende a disminuir al aumentar el porcentaje de hembras que ponen dos puestas, una razón puede ser que esto va acompañado por una disminución en el tiempo de generación, lo que a su vez contribuye a erosionar más rápido la diversidad genética final.

El valor menor estimado para el promedio de metamorfos por hembra reproductora (45 individuos), causa una tasa de disminución en la población y una probabilidad de extinción mayor a 80%. Sin embargo, el valor máximo analizado (60 individuos), aunque genera una mayor tasa de crecimiento, no resulta en una gran mejora en las otras estadísticas de salida, lo que lleva a pensar que los otros parámetros de entrada tienen su peso en el modelo. Aunque el rango analizado puede ser subestimado, los resultados muestran que no se requiere un cambio negativo muy amplio en esta tasa demográfica para que la población comience a disminuir.

La mortalidad de hembras metamorfas también muestra un grado de sensibilidad, aunque menor porque el rango que se probó no era tan amplio y porque aún en el caso de los valores más bajos que se analizaron, los individuos siempre tienen que sobrevivir varios años antes de reproducirse y las tasas de mortalidad de estos grupos etarios son muy altas por lo que muy pocas hembras metamorfas alcanzan la madurez.

Las mortalidades de machos (dos años de edad en adelante y metamorfos) no muestran tanta sensibilidad que sus contrapartes de hembras en tasa de crecimiento porque en especies poliginias solo se necesita un macho para que haya reproducción. Aun así, en el escenario con mayor mortalidad de machos de dos años de edad en adelante (85%), el valor es lo suficientemente alto como para que la probabilidad de extinción sea mayor a 75%. Además, en comparación a sus contrapartes, estos escenarios tienden a tener mayor diversidad genética, dando a entender que los machos son importantes en la transmisión genética y mantenimiento de heterocigocidad dentro de la población.

Las tasas demográficas que muestran un mayor impacto en la población al ser variadas están relacionadas con la sobrevivencia de hembras y con el reclutamiento de individuos a la población. Mientras haya suficientes machos para reproducirse con múltiples hembras y estas a su vez puedan tener suficientes metamorfos que puedan convertirse en adultos reproductores, la población tenderá a crecer hasta donde la mortalidad y la calidad de hábitat causadas por amenazas humanas lo permitan.

Cuadro 4: Estadísticas de salida de escenarios con diferentes valores en tasas demográficas. Resultados del modelo de línea base se presentan para comparación.

Tasa demográfica: porcentaje de hembras adultas que se reproducen anualmente						
Escenario	Stoch-r	PE	N-all	N-extant	GeneDiv	TE
70% (Base)	0.0566	0.6370	53	147	0.2431	36
65%	0.0264	0.7320	38	143	0.2167	32
75%	0.0867	0.4990	74	148	0.2589	37
80%	0.1073	0.4540	84	153	0.2487	38
85%	0.1308	0.3690	97	154	0.2811	39
90%	0.1514	0.3390	103	156	0.2727	43
Tasa demográfica: mortalidad de hembras de dos años en adelante						
Escenario	Stoch-r	PE	N-all	N-extant	GeneDiv	TE
80% (Base)	0.0566	0.6370	53	147	0.2431	36
10%	0.6572	0.0440	158	165	0.4033	50
20%	0.6113	0.0320	163	168	0.3975	60
40%	0.5036	0.0310	169	174	0.3943	51
75%	0.1565	0.3100	108	157	0.2851	42
85%	-0.0947	0.9840	1	83	0.0592	21
Tasa demográfica: mortalidad de machos de dos años en adelante						
Escenario	Stoch-r	PE	N-all	N-extant	GeneDiv	TE
80% (Base)	0.0566	0.6370	53	147	0.2431	36
10%	0.0778	0.5920	66	161	0.4597	45
20%	0.0778	0.5340	75	161	0.4352	43
40%	0.0741	0.4840	81	156	0.3939	41
75%	0.0635	0.5780	64	151	0.2543	36
85%	0.0354	0.7710	30	133	0.1812	34
Tasa demográfica: mortalidad de hembras metamorfos						
Escenario	Stoch-r	PE	N-all	N-extant	GeneDiv	TE
40% (Base)	0.0566	0.6370	53	147	0.2431	36
35%	0.0867	0.5410	66	144	0.2385	36
38%	0.0703	0.5740	60	142	0.2343	35
42%	0.0421	0.6890	45	145	0.2233	32
45%	0.0231	0.7390	37	140	0.2360	36
Tasa demográfica: mortalidad de machos metamorfos						
Escenario	Stoch-r	PE	N-all	N-extant	GeneDiv	TE
40% (Base)	0.0566	0.6370	53	147	0.2431	36
35%	0.0546	0.6400	52	143	0.2283	34
38%	0.0552	0.6320	53	145	0.2378	33
42%	0.0581	0.6210	54	143	0.2235	33
45%	0.0578	0.6190	55	146	0.2305	35
Tasa demográfica: promedio de metamorfos por hembra reproductora						
Escenario	Stoch-r	PE	N-all	N-extant	GeneDiv	TE
55 (Base)	0.0566	0.6370	53	147	0.2431	36
45	-0.0217	0.8640	60	129	0.1793	30
50	0.0177	0.7650	45	143	0.2311	32
60	0.0890	0.5350	66	149	0.2466	37
Tasa demográfica: dos puestas anuales con distintas distribuciones (1 puesta: 2 puestas)						
Escenario	Stoch-r	PE	N-all	N-extant	GeneDiv	TE
100%:0% (Base)	0.0566	0.6370	53	147	0.2431	36
90%:10%	0.0884	0.5490	62	147	0.2256	36
80%:20%	0.1145	0.4670	84	142	0.2023	39
70%:30%	0.1419	0.4060	80	147	0.1923	39

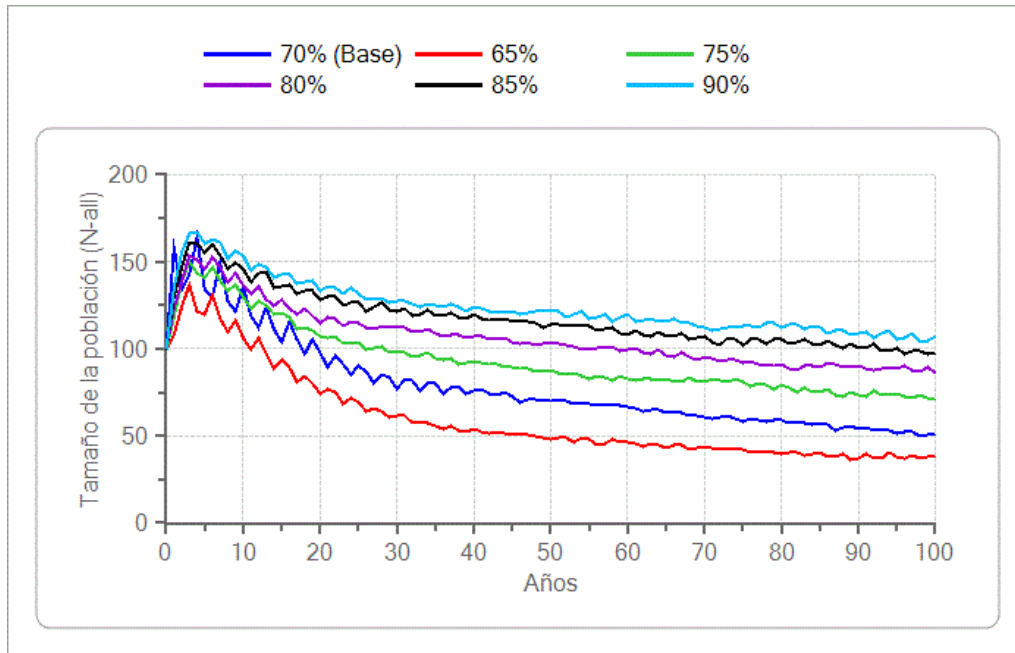


Figura 3: Promedios de tamaño poblacional total (N-all) proyectados a través de 100 años, de escenarios con diferentes porcentajes de hembras adultas que se reproducen anualmente. Proyecciones del modelo de línea base se presentan para comparación. Indiv.: individuos.

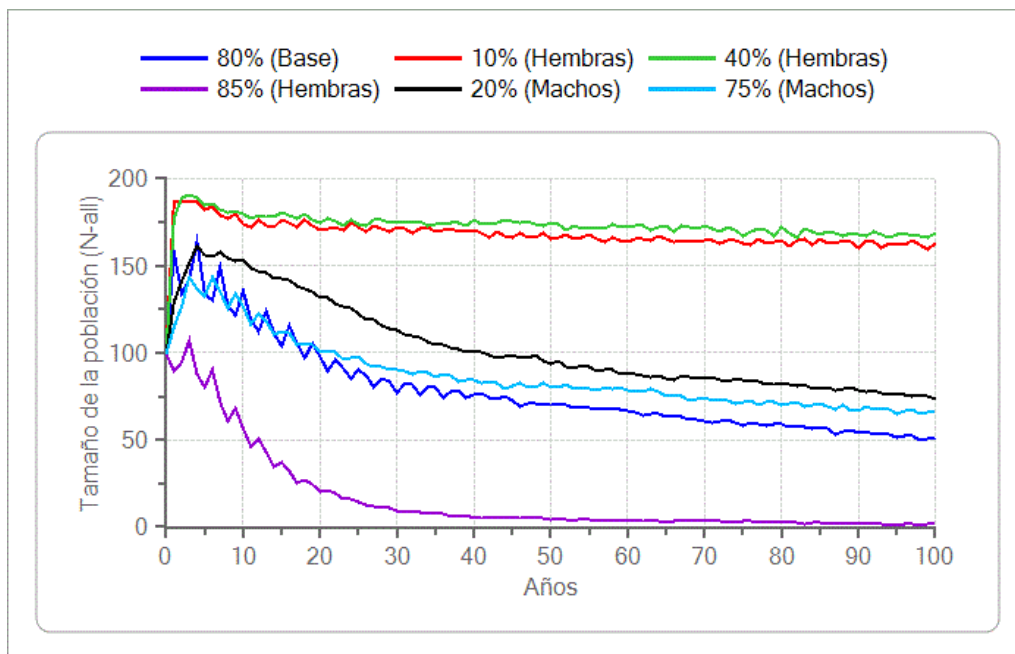


Figura 4: Promedios de tamaño poblacional total (N-all) proyectados a través de 100 años, de escenarios con diferentes mortalidades de individuos de dos años de edad en adelante (hembras y machos). Se muestra solo unos cuantos escenarios para poder observar mejor las diferencias de proyecciones según la mortalidad del sexo modificada. Proyecciones del modelo de línea base se presentan para comparación.

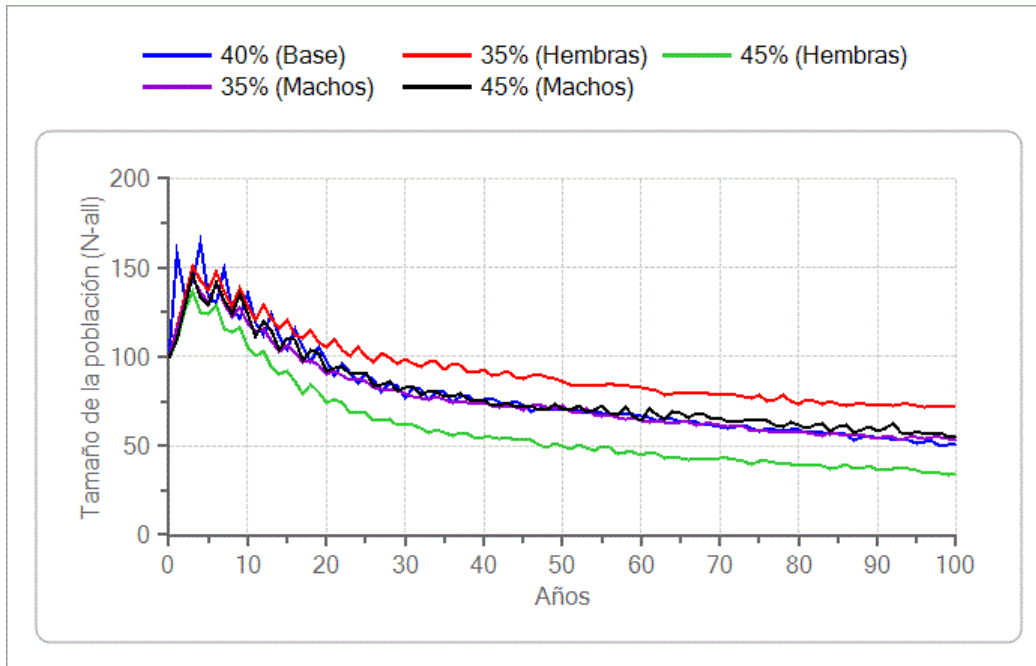


Figura 5: Promedios de tamaño poblacional total (N-all) proyectados a través de 100 años, de escenarios con diferentes mortalidades de metamorfos (hembras y machos). Se muestra solo unos cuantos escenarios para poder observar mejor las diferencias de proyecciones según la mortalidad del sexo modificada. Proyecciones del modelo de línea base se presentan para comparación.

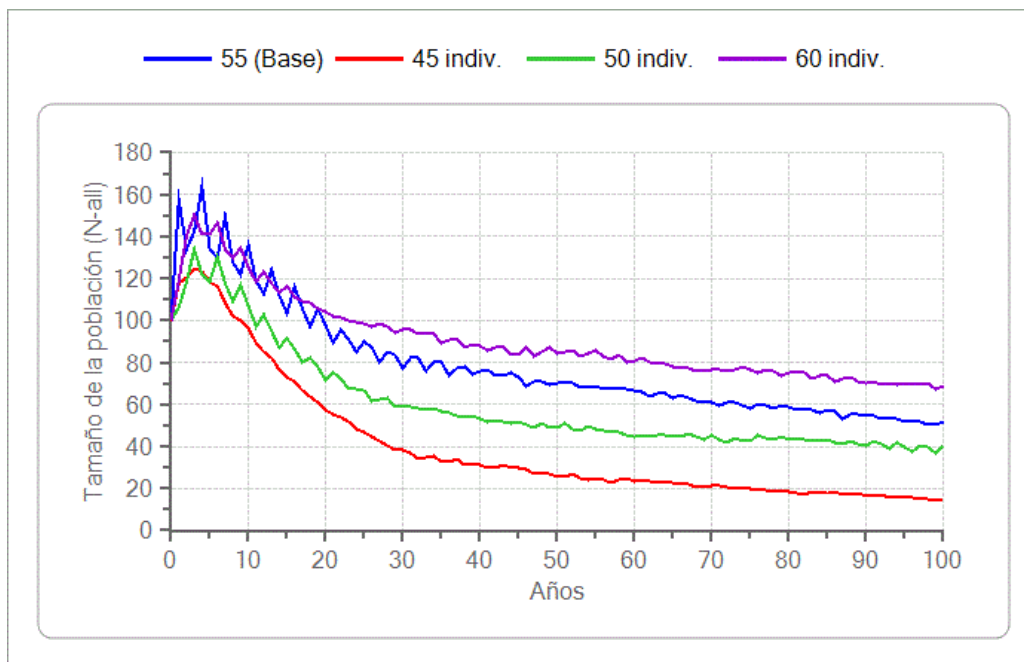


Figura 6: Promedios de tamaño poblacional total (N-all) proyectados a través de 100 años, de escenarios con diferentes promedios de metamorfos por hembra reproductora. Proyecciones del modelo de línea base se presentan para comparación. Indiv.: individuos.

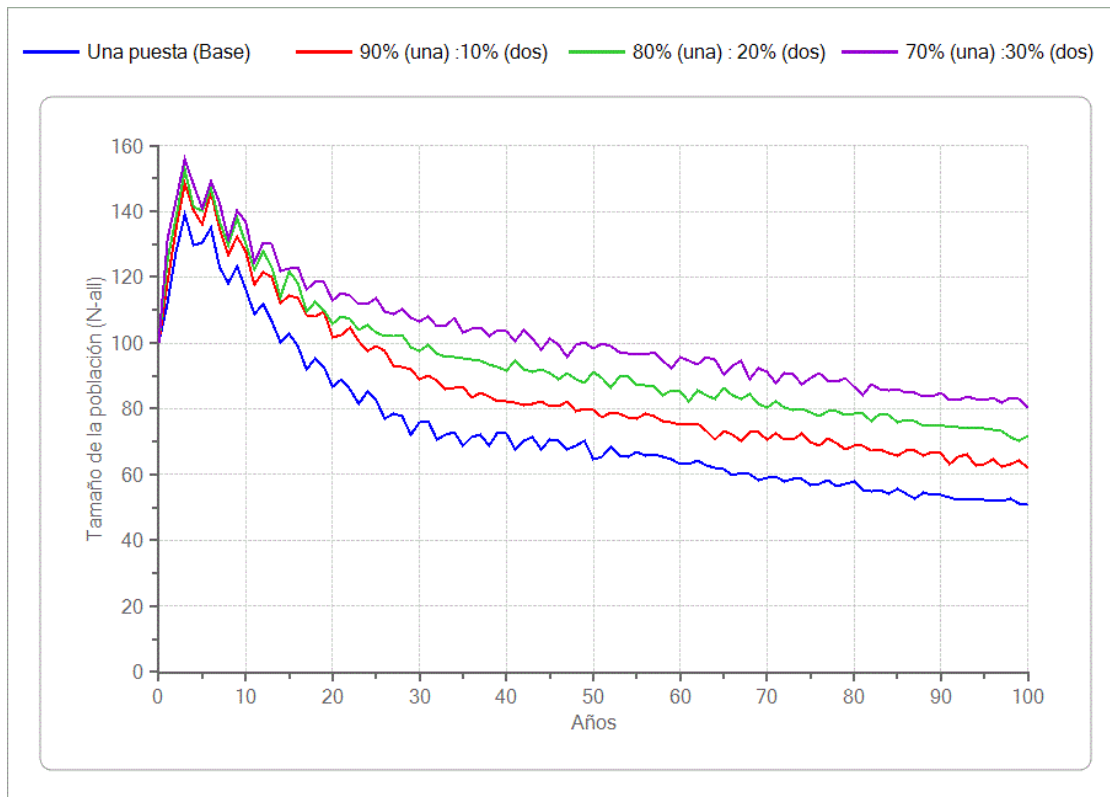


Figura 7: Promedios de tamaño poblacional total (N-all) proyectados a través de 100 años, de escenarios con dos puestas anuales con diferentes distribuciones. Proyecciones del modelo de línea base se presentan para comparación.

Edad máxima de reproducción y de vida

Este análisis se realizó luego del taller al acceder a una publicación meses después. En esta publicación, Sinsch y Aguilar-Puntriano (2021) determinaron la edad de un número de individuos de museo a partir de determinaciones esqueleto cronológica. Los resultados indicaron que los individuos más viejos tenían 6-8 años de edad.

Teniendo en cuenta estos datos se analizaron diferentes edades máximas de reproducción manteniendo la suposición que las ranas se reproducen toda su vida. Los resultados de los escenarios muestran que no hay diferencias demográficas al variar los años de vida entre 6-12 años, lo que llevaría a la estimación que en el modelo de línea base las mortalidades ingresadas son demasiado altas como para que los adultos vivan muchos años. Esto concuerda con el tiempo generacional tan corto calculado para el modelo de línea base de un poco más de 3 años de edad, con el gran esfuerzo de captura de individuos (Watson et al. 2017a) y con las tallas pequeñas registradas de los individuos adultos en la actualidad (Sinsch y Aguilar-Puntriano 2021). Los resultados de este grupo de escenarios se muestran a continuación en el Cuadro 5 y Figura 8.

Cuadro 5: Estadísticas de salida de escenarios con diferentes valores de edad máxima de reproducción y de vida.

Escenario	Stoch-r	PE	N-all	N-extant	GeneDiv	TE
10 años (Base)	0.0566	0.6370	53	147	0.2431	36
6 años	0.0564	0.6310	52	141	0.2188	34
8 años	0.0543	0.6480	51	145	0.2144	33
12 años	0.0579	0.6260	53	141	0.2336	35

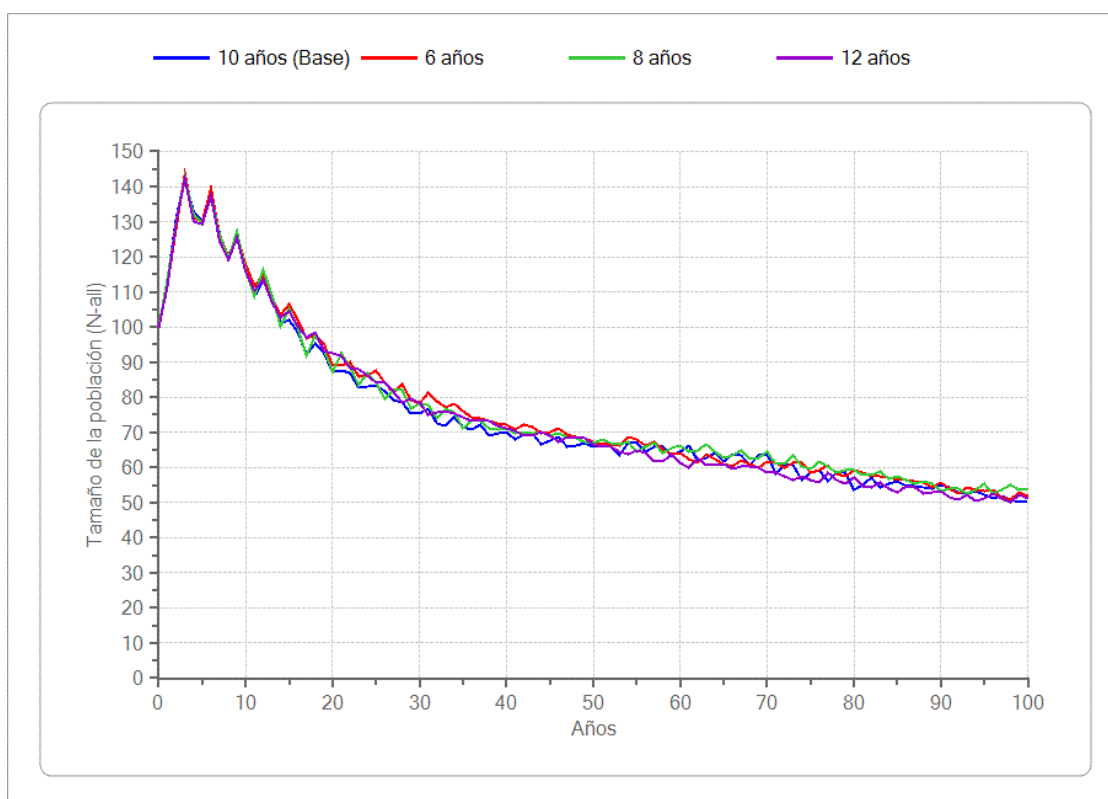


Figura 8: Promedios de tamaño poblacional total (N-all) proyectados a través de 100 años, de escenarios con diferentes edades máximas de reproducción y de vida. Proyecciones del modelo de línea base se presentan para comparación.

Colecta de individuos adultos

La colecta de individuos para consumo humano ha sido una práctica cultural por cientos de años (Hurtado de Mendoza 1987 & Toribio Yantas observación personal), pero se ha reportado una disminución desde la década de 1950 (Camacho 2001). En el presente esta actividad se ha vuelto poco común por el poco beneficio económico causado por el gran número de horas necesarias para encontrar un individuo (Castillo 2008, Watson et al. 2017b), pero sigue habiendo reportes de colecta ilegal y un porcentaje importante de la comunidad sigue prefiriendo el consumo de esta rana ante otras fuentes de proteína como pollo, trucha

y cordero (Loza y Mendoza 2017, Grupo RANA 2019). Para analizar el efecto de la colecta ilegal se corrieron escenarios con diferentes números de individuos adultos colectados a distintos intervalos.

Aunque los escenarios que se analizaron son una simplificación de la realidad, los resultados muestran que, a mayor intensidad de colecta en cuanto número de individuos colectados y frecuencia de colecta, mayor presión ejerce esta actividad sobre la población. El Cuadro 6 y Figura 8 muestran que, al incluir este nuevo factor, algunos escenarios presentan una tasa de disminución que hace que la probabilidad de extinción se eleve y cuando se extinguen, en promedio lo hacen en periodos menores a dos décadas. Los escenarios donde se colectan 2 individuos muestran una tasa de crecimiento positiva y probabilidad de extinción menor a 80% cuando la colecta se da cada 5 años, los escenarios con una colecta de 4 individuos logran esto cuando la frecuencia es cada 10 años, mientras que los escenarios con colecta de 6 individuos alcanzan esta combinación cuando la frecuencia de colecta es de cada 20 años. Este grupo de escenarios demuestra como una actividad de colecta, aunque esporádica puede ejercer aún más presión sobre una especie que ya tiene diferentes factores importantes que la ponen en peligro de extinción. Es importante realizar estudios sobre la intensidad de colecta para tener una mejor idea de cuanto riesgo pone sobre la especie.

Cuadro 6: Estadísticas de salida de escenarios con diferentes valores de intensidad de colecta (número de individuos y frecuencia). H: hembras, M: machos.

Escenario	Stoch-r	PE	N-all	N-extant	GeneDiv	TE
Sin colecta (Base)	0.0566	0.6370	53	147	0.2431	36
1H:1M c/año	-0.0957	0.9920	1	148	0.0586	17
2H:2M c/año	-0.2209	1.0000	0	0	0.0000	9
3H:3M c/año	-0.3536	1.0000	0	0	0.0000	5
1H:1M c/5 años	0.0288	0.7740	31	137	0.2216	31
2H:2M c/5 años	-0.0011	0.8770	17	135	0.2126	27
3H:3M c/5 años	-0.0350	0.9390	8	132	0.2324	22
1H:1M c/10 años	0.0423	0.7070	43	146	0.2194	32
2H:2M c/10 años	0.0275	0.7680	34	146	0.1782	30
3H:3M c/10 años	0.0100	0.8410	24	149	0.1777	28
1H:1M c/20 años	0.0470	0.6780	44	140	0.275	33
2H:2M c/20 años	0.0345	0.7440	39	151	0.2002	31
3H:3M c/20 años	0.0279	0.7640	35	149	0.1802	30

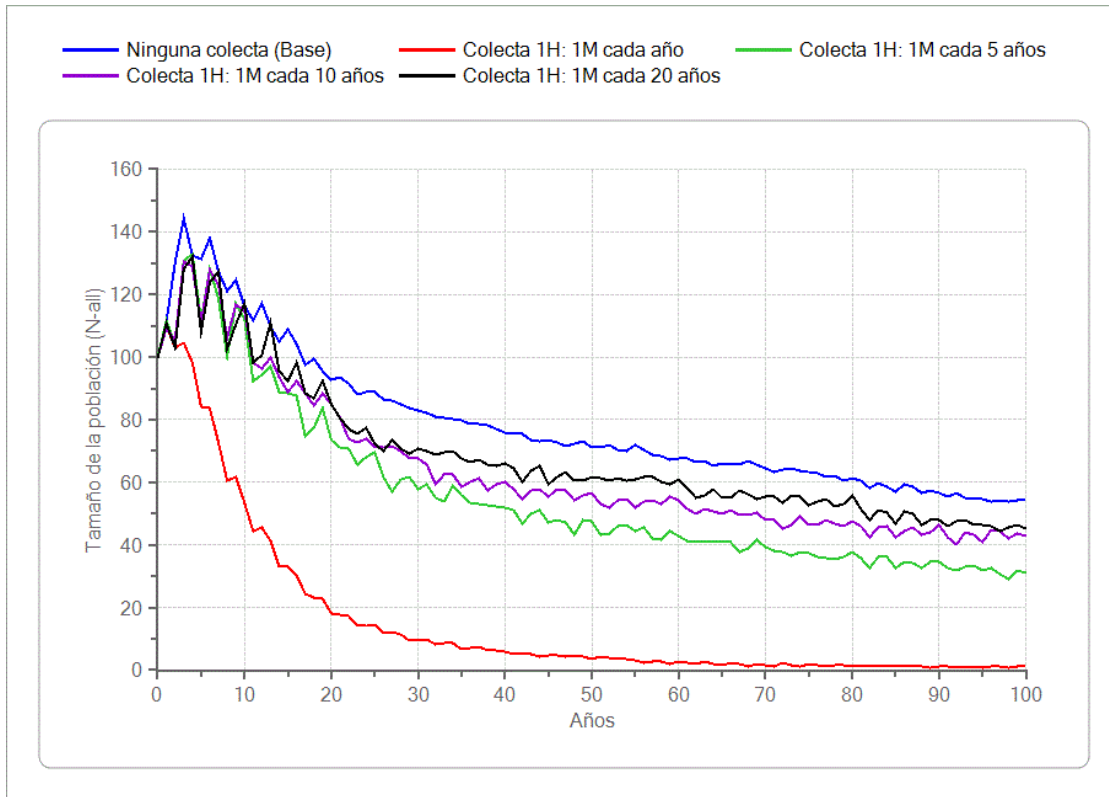


Figura 9: Promedios de tamaño poblacional total (N-all) proyectados a través de 100 años, de escenarios con diferentes intensidades de colecta en número de individuos y en frecuencia. El gráfico presenta solo una muestra de escenarios para mostrar mejor las diferentes tendencias entre las intensidades de colecta analizadas. H: hembras adultas, M: machos adultos.

Suplementación de individuos adultos y metamorfos

Entre las décadas de 1960-2000 se han realizado diferentes esfuerzos para tener una reproducción *ex situ* exitosa de la especie, pero ninguno de estos esfuerzos ha tenido éxito a largo plazo (Camacho 2001). Aun así, se mantiene la idea de tener un centro de reproducción *ex situ* para suplir la demanda de la comunidad o para suplementar las poblaciones de la especie (Carrillo com. pers. 2021).

Para analizar el efecto de suplementar individuos a la población se corrieron escenarios donde se suplementaron individuos adultos (M: machos, H: hembras) y metamorfos (Mm: machos metamorfos, Hm: hembras metamorfos) durante los primeros 10 años de la simulación, esto para reflejar un periodo estimado de funcionamiento con recursos limitados y también para ver si luego de este tiempo, la población puede recuperarse luego de esta intervención humana. Para poder modelar la suplementación de metamorfos, se tuvo que cambiar el orden de eventos predeterminado dado por *Vortex*, cambiando el evento de suplementación luego de la reproducción.

El Cuadro 7 y la Figura 10 muestran los resultados. En todos los escenarios las poblaciones crecen aún más que el modelo de línea base durante los años de suplementación, pero conforme pasa el tiempo, la población tiende a parecerse más al modelo de línea base, aun así, la suplementación de individuos tiene un efecto positivo que se refleja en las estadísticas de salida. El hecho que la suplementación de metamorfos hace que la población crezca hasta la capacidad de carga los primeros 10 años, pero descienda a niveles similares al modelo de línea base es porque a medida que el gran número de individuos suplementados va pasando por varios años de mortalidades altas, solo un pequeño porcentaje llega a estado adulto y se reproduce exitosamente. Que tanto se invierte en los individuos a suplementar (metamorfos vs adultos) y su efecto en las poblaciones silvestres es parte de las decisiones que se tendrían que tomar si se crea un centro de reproducción *ex situ* para la suplementación a poblaciones *in situ*.

Cabe señalar que el aumento de población ocurre en el año 1 en los escenarios de metamorfos, pero ocurre en el año 2 en los escenarios de adultos, esto es porque al cambiar el orden de eventos para permitir suplementar metamorfos, *Vortex* incluye estos individuos al comienzo de ese primer año y el efecto en la población se da ese mismo año. Mientras que en los escenarios donde se suplementan los adultos, donde se usó el orden de eventos predeterminado, la suplementación ocurre al final del primer año, y el efecto de la reproducción de los individuos suplementados comienza al segundo año, cuando hay metamorfos de esos mismos adultos.

Finalmente, los cambios bruscos en la población del escenario 100Hm:100Mm también es un reflejo de los pasos de la modelación. El impulso poblacional causado por los metamorfos suplementados hace que en un periodo de 30-40 años, cada vez que el grupo etario de metamorfos suplementados que sobrevive a tres años de edad produce un gran número de nuevos individuos, pero muchos mueren por la alta mortalidad ingresada en los siguientes grupos etarios. Sin embargo, a medida que aumenta el tiempo desde la última suplementación, estos cambios bruscos van disminuyendo hasta ser casi imperceptibles.

Cuadro 7: Estadísticas de salida de escenarios con diferentes valores de suplementación de adultos y metamorfos durante los primeros 10 años de la simulación. H: hembras, M: machos, Hm: hembras metamorfos, Mm: machos metamorfos.

Escenario	Stoch-r	PE	N-all	N-extant	GeneDiv	TE
Sin suplementación (Base)	0.0566	0.6370	53	147	0.2431	36
1H:1M	0.0734	0.5860	60	145	0.2674	45
2H:2M	0.0844	0.5520	66	146	0.2779	47
3H:3M	0.0922	0.5610	64	145	0.2664	46
25Hm:25Mm	0.0830	0.5910	59	145	0.2642	47
50Hm:50Mm	0.1019	0.5920	57	140	0.2733	46
100Hm:100Mm	0.1370	0.5910	59	145	0.2780	46

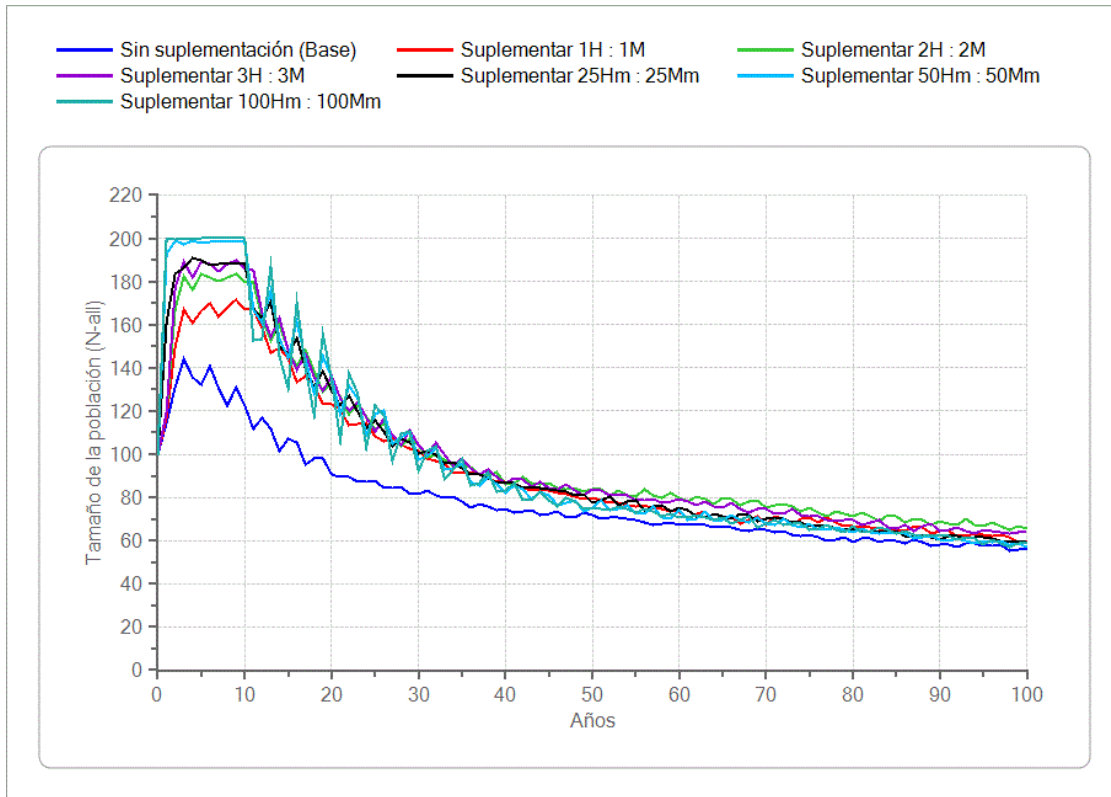


Figura 10: Promedios de tamaño poblacional total proyectados a través del tiempo, a partir de diferentes valores de suplementación de adultos y metamorfos durante los primeros 10 años de la simulación. H: hembras, M: machos, Hm: hembras metamorfos, Mm: machos metamorfos.

Metapoblación

Se estima que los individuos de las poblaciones existentes tienen poca probabilidad de dispersión ya sea por la distancia entre estas, porque se piensa que los individuos presentan una alta fidelidad de sitio o por las posibles amenazas que podrían afectar a los individuos durante el movimiento entre poblaciones. Sin embargo, como en muchos casos con anfibios, no hay una evidencia clara si las ranas de verdad se dispersan o por lo menos lo intentan (Smith y Green 2005). Por tanto, se corrieron una serie de escenarios con tres poblaciones idénticas a la del modelo de línea base con diferentes distribuciones de individuos (machos y hembras adultos) que pueden dispersarse y el riesgo a morir durante el proceso de dispersión. En estos escenarios, *Vortex* dispersa individuos de forma probabilística y según el valor ingresado, por tanto, puede dispersar diferentes números de machos o hembras en cada iteración. Los resultados de la metapoblación se muestran en el Cuadro 8 y Figura 11. Lo primero que resalta es que a la metapoblación le va mejor si los individuos no se dispersan en comparación con escenarios con baja supervivencia de individuos al dispersarse, donde muchos de ellos mueran en el proceso. Solo en los escenarios donde 90%-100% de los individuos sobreviven y logran dispersarse con éxito es que la trayectoria de la población y

demás las estadísticas de salida tienden a ser mayores a los valores de la metapoblación donde no existe dispersión de individuos. Como sugieren Smith y Green (2005) el determinar el grado de dispersión de una especie de anfibios puede tener importancia en las acciones de conservación. Los resultados de este grupo de escenarios son significativos si se prueba que las ranas tienen un comportamiento de dispersarse del cuerpo de agua donde nacieron, lo que hace importante la mitigación de amenazas que las podrían afectar durante el movimiento entre cuerpos de agua. Sin embargo, también se podrían usar si se aplican acciones de manejo que contemplen la dispersión artificial de individuos entre cuerpos de agua.

Cuadro 8: Estadísticas de salida de escenarios con diferentes valores de dispersión de adultos y sobrevivencia durante la dispersión. Indiv: individuos que se dispersan, Sobrv: sobrevivencia durante la dispersión.

Escenario	Stoch-r	PE	N-all	N-extant	GeneDiv	TE
Sin dispersión (Base)	0.0902	0.2660	153	208	0.3652	58
Indiv: 1, Sobrv: 50%	-0.0012	0.8480	26	169	0.3151	44
Indiv: 2, Sobrv: 50%	-0.0807	0.9930	1	109	0.1039	29
Indiv: 3, Sobrv: 50%	-0.1564	1.0000	0	0	0.0000	19
Indiv: 4, Sobrv: 50%	-0.2238	1.0000	0	0	0.0000	15
Indiv: 5, Sobrv: 50%	-0.2690	1.0000	0	0	0.0000	13
Indiv: 2, Sobrv: 60%	-0.0513	0.9640	4	113	0.2146	35
Indiv: 2, Sobrv: 70%	-0.0085	0.8760	19	152	0.3060	43
Indiv: 2, Sobrv: 80%	0.0332	0.6620	62	183	0.3811	52
Indiv: 2, Sobrv: 90%	0.0743	0.3520	148	239	0.4555	58
Indiv: 2, Sobrv: 100%	0.1097	0.1170	267	302	0.5297	64

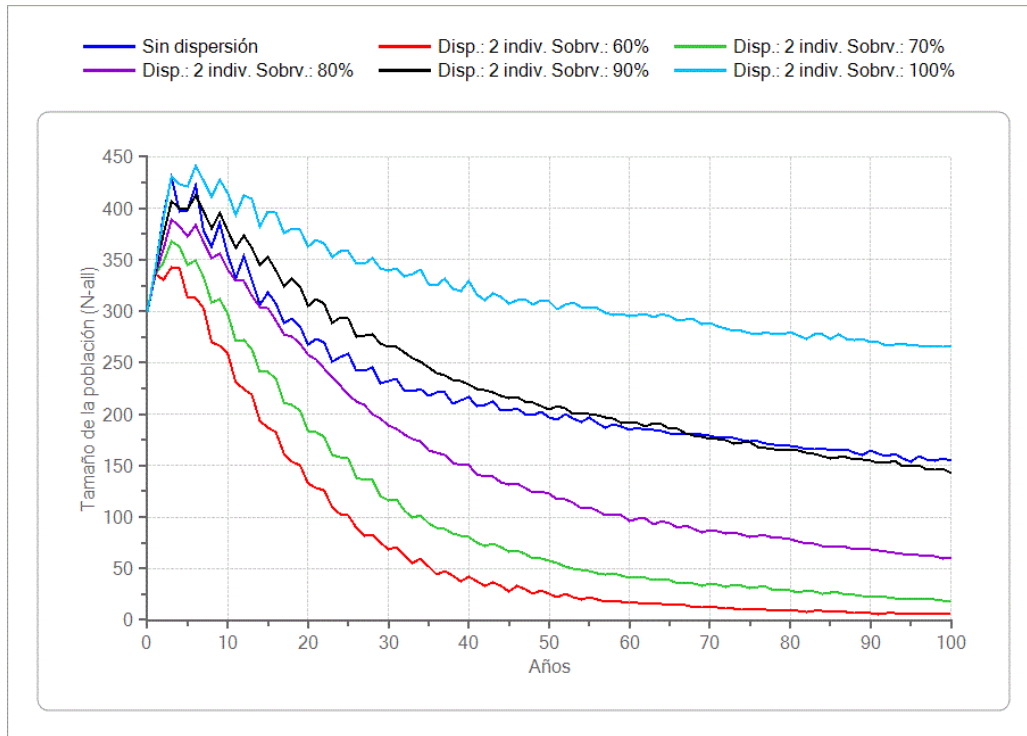


Figura 11: Promedios de tamaño poblacional total proyectados a través del tiempo, a partir de diferentes valores de dispersión de adultos y sobrevivencia durante la dispersión. Indiv: individuos que se dispersan, Sobrv.: sobrevivencia durante la dispersión. El gráfico presenta solo una muestra de escenarios para mostrar mejor las diferentes tendencias entre los valores de sobrevivencia durante la dispersión.

Análisis factorial de parámetros demográficos y colecta de individuos en una población grande

En escenarios anteriores al cambiar el valor de un parámetro a la vez se observa que el tamaño de la población, la mortalidad de hembras y la colecta de individuos son elementos importantes en la estabilidad de la población de ranas, pero ¿qué pasa cuando todos los valores de los parámetros se prueban en diferentes combinaciones? Para analizar si hay diferentes combinaciones de parámetros demográficos que puedan combinarse para que haya un grado de colecta de individuos sin poner en riesgo a la población, se corrió un análisis factorial donde se combinaron diferentes parámetros en una población con un tamaño inicial y capacidad de carga de 1,000 y 2,000 individuos respectivamente.

Los valores de los parámetros que se analizaron son: 1) porcentaje de hembras adultas que se reproducen anualmente: 80%, 85%, 90%; 2) dos puestas anuales con distintas distribuciones: 85%:15%, 90%:10%, 95%:5%; 3) mortalidad de metamorfos: 35%, 45%; 4) mortalidad de individuos (machos y hembras) de dos años de edad en adelante: 10%, 20%, 40%, 75%; 85%; 5) promedio de metamorfos por hembra reproductora: 45, 50, 60 y 6) colecta anual de adultos tanto hembras como machos: 25:25, 50:50, 100:100.

Los análisis factoriales requieren un poder computacional que puede exceder la capacidad de la computadora, especialmente si el tamaño de la población es grande y la especie tiene altas tasas de fecundidad, por esto el análisis se corrió como un modelo basado en la población, en lugar de un modelo basado en individuos. En una simulación basada en la población, todas las opciones y modelos genéticos (por ejemplo, de depresión endogámica) están deshabilitados, al igual que la variación individual (estocasticidad demográfica), por lo que los resultados son algo más optimistas cuando las poblaciones disminuyen a un tamaño pequeño, pero si las poblaciones se mantienen grandes, estos elementos pierden importancia (Lacy et al, 2021, Lacy com. pers. 2021). Como el tamaño de la población en este análisis es grande y poco realista, pero garantiza una colecta alta de individuos, se escoge sacrificar la endogamia y la estocasticidad demográfica a favor de garantizar que los modelos se puedan correr en su totalidad.

Los resultados del Cuadro 9 y Figura 12 muestran que la colecta anual no puede exceder los 100 individuos totales para que la población se mantenga estable a lo largo del tiempo, pero la mortalidad de individuos de dos años en adelante no tiene que ser menor a 40%; de hecho, si la mortalidad de este grupo etario es 40%, la colecta solo podría ser de 50 individuos en total para tener una probabilidad de extinción baja. Existe un grupo pequeño donde la colecta anual de individuos puede llegar a 200 individuos en total y la afectación a la población no se consideraría tan alta ($PE < 0.3000$), pero para esto, la mortalidad de individuos de dos años en adelante tendría que ser 10%, la mortalidad de metamorfos 30% y el número de metamorfos por hembra tendría que ser 60. Otras combinaciones de valores de los parámetros presentan probabilidades de extinción más altas incluso cuando se colectan anualmente un mínimo de 50 individuos totales.

Los resultados del Cuadro 9 y la Figura 12 muestran que la colecta no puede exceder los 100 individuos totales para que la población se mantenga estable durante el tiempo ($PE < 0.0500$), pero la mortalidad de individuos de dos años y más tiene que ser menor al 40%; de hecho, si la mortalidad de este grupo de edad es del 40%, la recolección solo podría ser de 50 individuos en total para tener una baja probabilidad de extinción. Existe un pequeño grupo de escenarios donde la recolección anual de podría llegar hasta 200 individuos en total y el impacto en la población no se consideraría tan alto ($PE < 0.3000$), pero para esto, la mortalidad de individuos de dos años en adelante sería debe ser del 10%, la mortalidad por metamorfosis es del 30% y el número de metamomorfos por hembra debe ser de 60. Otras combinaciones de valores de parámetros presentan mayores probabilidades de extinción incluso cuando se recolecta un mínimo de 50 individuos en total anualmente.

Aunque en el pasado el número de individuos probablemente eran decenas de miles de individuos (Castillo Roque com. pers. 2021), los resultados reflejan en parte lo descrito en la literatura donde el número de individuos que se colectaban comenzó a disminuir incluso desde la década de 1950 (Camacho 2001), lo que, aunado también a otras amenazas, ha provocado que la especie sea rara y recluida a unos pocos sitios de su distribución histórica.

Aun así, la alta resiliencia de la especie producto de su alta fecundidad podría evitar su extinción el tiempo suficiente para mitigar las amenazas y tal vez un día podrá ser una rana abundante como lo fue en el pasado.

Cuadro 9: Estadísticas de salida de algunos escenarios del análisis factorial, las diferentes combinaciones de valores de los parámetros analizados corresponden a este orden: 1) porcentaje de hembras adultas que se reproducen anualmente, 2) dos puestas anuales con distintas distribuciones, 3) mortalidad de metamorfos, 4) mortalidad de individuos (machos y hembras) de dos años de edad en adelante, 5) promedio de metamorfos por hembra reproductora y 6) colecta anual de adultos tanto hembras como machos.

Escenario	Stoch-r	PE	N-all	N-extant	TE
85, 90:10, 35, 10, 60, 25:25	0.8459	0.0000	1992	1992	0
80, 95:5, 45, 40, 45, 25:25	0.4961	0.0320	1898	1961	39
90, 85:15, 45, 40, 60, 50:50	0.5442	0.1620	1546	1845	52
90; 90:10, 35, 10, 60, 100:100	0.6807	0.2160	1468	1872	50
85, 90:10, 45, 40, 50, 100:100	0.3372	0.6410	663	1846	41
85, 95:5, 45, 85, 50, 25:25	-0.5517	1.0000	0	0	6

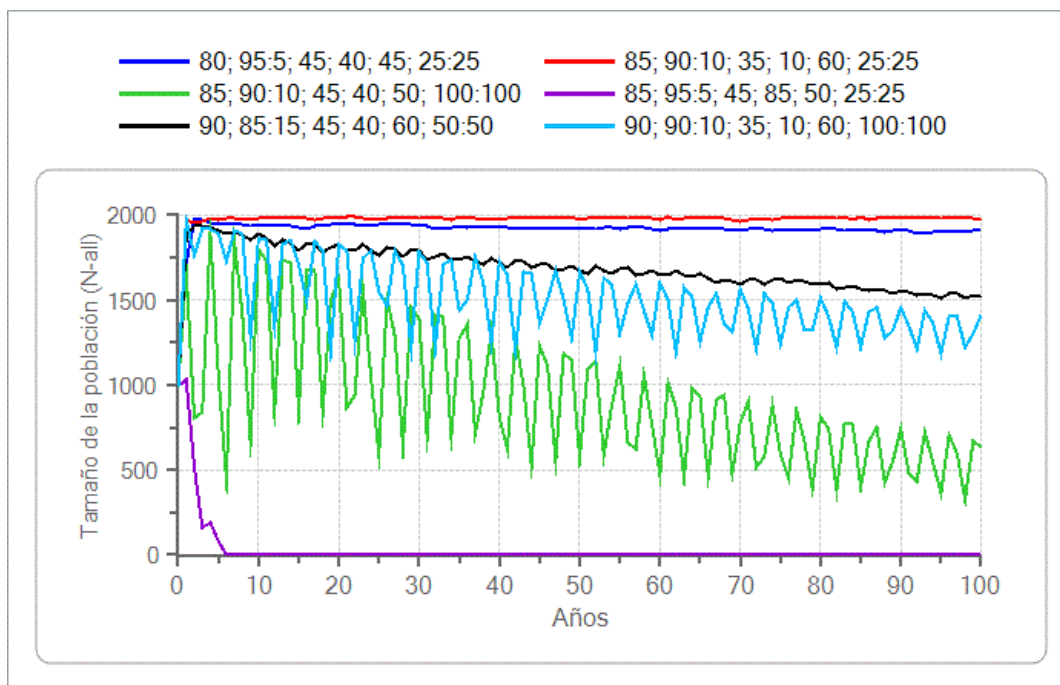


Figura 12: Promedios de tamaño poblacional total de algunos escenarios del análisis factorial, las diferentes combinaciones de valores de los parámetros analizados corresponden a este orden: 1) porcentaje de hembras adultas que se reproducen anualmente, 2) dos puestas anuales con distintas distribuciones, 3) mortalidad de metamorfos, 4) mortalidad de individuos (machos y hembras) de dos años de edad en adelante, 5) promedio de metamorfos por hembra reproductora y 6) colecta anual de adultos tanto hembras como machos.

Agradecimiento

Agradecemos a Robert Lacy de Species Conservation Toolkit Initiative y a Phil Miller y Kathy Traylor-Holzer de Conservation Planning Specialist Group por siempre atender consultas a la hora de realizar los diferentes escenarios *Vortex*.

Conclusiones y recomendaciones

- El PVA muestra que *Telmatobius macrostomus*, uno de los anfibios completamente acuáticos más grandes del mundo, es una especie resiliente a pesar de las altas mortalidades y amenazas a su hábitat.
- Aun así, la proyección poblacional del modelo de línea base tiene una disminución de individuos y tiende a tener un alto porcentaje de extinción, lo que hace que pierda su rol ecológico y sociocultural.
- Las hembras adultas tienen un valor especial en acciones de conservación pues ellas son el sexo limitante a la hora de reclutamiento poblacional.
- Es una especie con tendencias explosivas en cuanto a su potencial de crecimiento poblacional, por lo que será muy fácil ver si las acciones de conservación tienen éxito.
- La reproducción *ex situ*, si se pudiera mantener en el tiempo con entradas propias (p.ej. turismo) podría ser una herramienta exitosa para la conservación de la especie.
- Estudiar, monitorear y hacer acciones de conservación dirigidas a conservar o rehabilitar el hábitat de la especie (relaves de minería, vegetación circundante, presencia de truchas, etc.) puede ser tan importante como los estudios de la demografía de la especie.
- Es importante estudiar si hay dispersión entre poblaciones, donde existe una matriz de amenazas entre cada una de las poblaciones.
- Si se comprueba que la especie muestra una alta fidelidad al cuerpo de agua donde nació, es necesario estudiar acciones de dispersión artificial.
- Se debe promover estudios *ex situ*, pero tienen que ir de la mano con estudios *in situ*, pues la primera solo ganaría tiempo si no se invierte en acciones relacionadas a la segunda.
- En poblaciones pequeñas, una colecta pequeña y esporádica puede tener un efecto negativo en la viabilidad de estas poblaciones. Por esto es importante mantener la anuencia de los entes estatales a trabajar en acciones de conservación. Además, la educación de la comunidad y la implementación de actividades económicas alternativas y rentables (p. ej. turismo) son importantes para eliminar la colecta ilegal de individuos.
- Se podría investigar el valor turístico de la especie como se está haciendo con la rana de lago de Titicaca *T. culeus*, especie emparentada con la rana del lago Junín *T. macrostomus*.

Referencias

- Akçakaya, H. & Sjögren-Gulve, P. 2000. Population viability analysis in conservation planning: an overview. *Ecological Bulletins*, 48: 9-21.
- Auffarth, J., Krug, A., Pröhl, H. & Pröhl, R. 2017. A genetically-informed Population Viability Analysis reveals conservation priorities for an isolated population of *Hyla arborea*. *Salamandra* 53 (2): 171-182.
- Angulo, A. 2008. Conservation needs of *Batrachophrynus* and *Telmatobius* frogs of the Andes of Peru. *Conservation & Society* 6: 328–333.
- Becerra, J. 2012. Biología y conservación de la rana de Junín *Batrachophrynus macrostomus*, Peters, 1873. Primera Edición Gobierno Regional Junín, Huancayo. 43 pp.
- Block, W., Franklin, A., Ward, J., Ganey, J. & White, G. 2001. Design and implementation of monitoring studies to evaluate the success of ecological restoration on wildlife. *Restoration Ecology* 9 (3): 293-303.
- Boyce, M.S. 1992: Population viability analysis. – *Annual Review of Ecology and Systematics*: 481–506.
- Brook, B. W., L. Lim, R. Harden & R. Frankham. 1997. Does population viability analysis software predict the behaviour of real populations? A retrospective study on the Lord Howe Island woodhen *Tricholimnas sylvestris* (Sclater). – *Biological Conservation*, 82: 119–128.
- Burrowes, P.A. & De la Riva, I. 2017. Unraveling the historical prevalence of the invasive chytrid fungus in the Bolivian Andes: implications in recent amphibian declines. *Biological Invasions* 19: 1781–1794. <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1390-8>.
- Camacho, R. 2001. Propuesta de manejo para la rana de Junín (*Batrachophrynus macrostomus*). Tesis de Maestría con especialidad en Conservación de Recursos Forestales, Universidad Nacional Agraria La Molina. 160 pp.
- Castillo H.J. 2008. Influencia antropogénica minera sobre la especie endémica *Batrachophrynus macrostomus* Peters, 1873 en peligro de extinción del Lago Chinchaycocha (Pasco, Junín). Tesis de Doctorado con especialidad de Ciencias Biológicas. Universidad de Trujillo. 78 pp.
- Castillo, S. 2017. Preferencia de microhábitat del renacuajo de *Telmatobius macrostomus* (Peters 1873) “rana gigante de Junín” en los afluentes del lago Chinchaycocha, Junín, Perú. Tesis de Licenciatura con especialidad de Zoología. Universidad Mayor de San Marcos. 74 pp.
- Catenazzi, A., & von May, R. (2014). Conservation status of amphibians in Peru. *Herpetological Monographs*, 28 1– 23.

Clements, C. F., Drake, J. M., Griffiths, J. I., & Ozgul, A. 2015. Factors influencing the detectability of early warning signals of population collapse. *The American Naturalist* 186 (1): 50-58.

Coronel W. & J. Rojas. 2014. Situación actual de *Batrachophrynus macrostomus* (Peters) para la Conservación en la Reserva Nacional de Junín. Tesis universitaria para optar el Título Profesional de Ingeniero Forestal y Ambiental. Facultad de Ciencias Forestales y del Ambiente. Universidad Nacional del Centro del Perú. 119 pp.

del Pino, E.M. 1980. Morphology of the pouch and incubatory integument in marsupial frogs (Hylidae). *Copeia* 1980: 10–17.

Eisler, R. 1996. Silver hazards to fish, wildlife and invertebrates: a synoptic review. National Biological Review Report 32. 44 pp.

Ellner, S., Fieberg, J., Ludwig, D. and Wilcox, C. 2002. Precision of Population Viability Analysis. *Conservation Biology* 16: 258-261.

Fessl, B., Young, H.G., Young, R.P., Rodríguez-Matamoros, J., Dvorak, M., Tebbich, S. & Fa, J.E. 2010. How to save the rarest Darwin's finch from extinction: the mangrove finch on Isabela Island. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 365: 1019-1030.

Fjeldsa J. 1983. Vertebrates of the Junín area, central Peru. *Steenstrupia* 8: 285–298.

FODESA. 1999. Desarrollando las crianzas acuícolas y pecuarias en las riberas del Lago Chinchaycocha, Proyecto: AG-281 y AG-408, Manejo Ecológico y Diversificación Productiva en la Cuenca del Lago Chinchaycocha (1996-1999). Junín, Tarma. 108 pp.

Grupo RANA. 2019. Programa de Conservación de Anfibios Altoandinos del Centro del Perú (*Telmatobius macrostomus* y *T. brachydactylus*) - “Alianza de Anfibios Andinos del Centro de Perú. Informe Final para SERNANP. 19pp.

Hurtado de Mendoza, L. 1987. Cazadores de las punas de Junín y Cerro de Pasco, Perú. *Estudios Atacameños* 8: 195-245.

Iannacone, J. & Manyari, G. 2003. Ecotoxicidad del mercurio, cadmio y plomo sobre renacuajos de la rana de Junín *Batrachophrynus macrostomus* Peters 1873 (Anura: Leptodactylidae). *Revista Brasileira de Toxicología*. 6 (1): 15-20.

IUCN SSC Amphibian Specialist Group. 2018. *Telmatobius macrostomus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T2645A89195689. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T2645A89195689.en>. Descargado en 15 de Agosto de 2021.

Lacy, R.C. 1993. Vortex: A computer simulation model for population viability analysis. *Wildlife Research* 20:45-65.

Lacy, R.C. 2000. Considering threats to the viability of small populations. *Ecological Bulletins* 48:39-51.

Lacy, R.C. & Pollak, J.P. 2021. VORTEX: A Stochastic Simulation of the Extinction Process. Version 10.3.8. Chicago Zoological Society, Brookfield, Illinois, EEUU. Disponible en <https://seti.tools>.

Lacy, R.C., Miller, P.S. & Traylor-Holzer, K. 2021. Vortex 10 User's Manual. 30 March 2021 update. IUCN SSC Conservation Breeding Specialist Group, and Chicago Zoological Society, Apple Valley, Minnesota, EEUU.

Lindenmayer, D. & Likens, G. 2010. The science and application of ecological monitoring. *Biological Conservation*, 143 (6): 1317-1328.

Lindenmayer, D.B., Gibbons, P., Bourke, M., Burgman, M., Dickman, C.R., Ferrier, S., Fitzsimons, J., Freudenberger, D., Garnett, S.T., & Groves, C. 2012. Improving biodiversity monitoring. *Austral Ecology* 37: 285-294.

Lippé, C., Dumont, P. & Bernatchez, L. 2006. High genetic diversity and no inbreeding in the endangered copper redhorse, *Moxostoma hubbsi* (Catostomidae, Pisces): the positive sides of a long generation time. *Molecular Ecology* 15: 1769–1780.

Lips K.R., Diffendorfer J., Mendelson J.R. III, Sears M.W. 2008. Riding the wave: reconciling the roles of disease and climate change in amphibian declines. *PLoS Biology* 6 (3):e72.

Loza, A. & Mendoza, W. 2017. Evaluación poblacional y estado de conservación de *Telmatobius macrostomus* Peters, 1873 (Anura: Telmatobiidae) en humedales altoandinos, Región Pasco-Perú. *Revista de Investigación Altoandina*, 19 (2): 145-156.

Manlik, O., Lacy, R.C. & Sherwin, W.B. 2018. Applicability and limitations of sensitivity analysis for wildlife management. *Journal of Applied Ecology* 55: 1430-1440.

Morrison, C. & Hero, JM. 2003. Geographic variation in life-history characteristics of amphibians: a review. *Journal of Animal Ecology* 72: 270-279.

O'Grady, J.J., Brook, B.W., Reed, D.H., Ballou, J.D., Tonkyn, D.W. & Frankham, R. 2006. Realistic levels of inbreeding depression strongly affect extinction risk in wild populations. *Biological Conservation* 133: 42-51.

Reed, D.H. & Frankham, R. 2003. Correlation between Fitness and Genetic Diversity. *Conservation Biology* 17 (1): 230-237.

Rodbell, D.T., Delman, E.M., Abbott, M.B., Besonen, M.T. & Tapia, P.M., 2014. The heavy metal concentration of Lake Junin national reserve, Peru: an unintended consequence of the juxtaposition of hydroelectricity and mining. *GSA Today*, 24 (8): 4–10.

Shoobridge D. 2006. Protected area profile: Peru: Junin National Reserve: ParksWatch. ParksWatch Perú. [http:// www.parkswatch.org/parkprofiles/pdf/jnar_eng.pdf](http://www.parkswatch.org/parkprofiles/pdf/jnar_eng.pdf) (accedido en 11 de mayo de 2021).

Sinsch, U. & Aguilar-Puntriano. 2021. Growth trajectory of the world's largest aquatic frog (*Telmatobius macrostomus*): skeletochronological analysis of digit growth marks. *Salamandra* 57 (2): 291-294.

Smith, M.A. & Green, D.M. 2005. Dispersal and the metapopulation paradigm in amphibian ecology and conservation: are all amphibian populations metapopulations? *Ecography* 28 (1): 110-128. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2005.04042.x>.

Spielman, D., Brook, B.W. & Frankham, R., 2004. Most species are not driven to extinction before genetic factors impact them. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 101 (42): 15261–15264.

U.S. Fish and Wildlife Service. 2005. Draft Chiricahua Leopard Frog (*Rana chiricahuensis*) Recovery Plan. U.S. Fish and Wildlife Service, Southwest Region, Albuquerque, NM. 149 pp. + Appendices A-N.

Velasco, M.A. 2018. Dinámica poblacional y conservación de La Ranita Del Valcheta, *Pleurodema Somuncurense* (Ceí, 1969), Patagonia, Argentina. Tesis de Doctorado con especialidad en Ciencias Naturales, Universidad Nacional de la Plata, Argentina. 148 pp.

Victorio, S.R. 2017. Evaluación del estado de conservación del *Telmatobius macrostomus*, en la laguna Chacacancha del distrito de Ninacaca, provincia de Pasco – Región Pasco. Tesis de Ingeniería Ambiental, Universidad Nacional Daniel Alcides Carrión. 93 pp.

Wakamiya, S.M. & Roy, C.L. 2009. Use of monitoring data and population viability analysis to inform reintroduction decisions: Peregrine falcons in the Midwestern United States. *Biological Conservation* 142: 1767-1776.

Watson A., Fitzgerald, A. & Baldeón, O. 2017a. Diet composition and prey selection of *Telmatobius macrostomus*, the Junín giant frog. *Endangered species research*. 32: 117-121. DOI: <https://doi.org/10.3354/esr00785>.

Watson A., Fitzgerald, A. & Baldeón, O. 2017b. Habitat characterization, occupancy and detection probability of the Endangered and endemic Junín giant frog, *Telmatobius macrostomus*. *Endangered species research*. 32: 429-436. DOI: <https://doi.org/10.3354/esr00821>.

**Taller Análisis de Viabilidad Poblacional (PVA)
de la rana gigante del lago Junín (*Telmatobius macrostomus*)**

**Taller facilitado de forma virtual
17 de febrero – 24 de marzo, 2021**

**Sección V
Population Viability Analysis**

Summary

The Lake Junín giant frog (*Telmatobius macrostomus*) is one of the largest fully aquatic frogs in the world. In the past it was abundant and was at the top of the food chain of Lake Junín and other bodies of water in the regions of Junín and Pasco in central Peru. The species was so abundant that it was a food resource for the human community since pre-Columbian times. However, the harvest of individuals without any control, together with other human activities that have affected the size and environmental quality of water bodies, has contributed to the species' current listing as Endangered (EN), according to IUCN.

The Population Viability Analysis shows that it is a resilient species, even when different threats have made it difficult to observe today. Even so, if the threats persist over time or increase in intensity, the frog could become extinct in the near future. Only if management actions aimed at mitigating threats to the habitat and the survival of individuals, especially females, are implemented, the giant frog could recover and probably in a short time given its high fertility potential.

Introduction

The Lake Junín giant frog (*Telmatobius macrostomus*) is a large aquatic frog, with a reported maximum weight of 2.8 kg and a snout-vent length of 30 cm (Fjeldsa 1983). It is an endemic species of the Central Sierra of Peru (Junín and Pasco) that generally inhabits lakes and lagoons with a broad coastline, with a bottom formed by a thick layer of silt and abundant aquatic vegetation (Camacho 2001). It is a species that in the past was abundant and was frequently collected for human consumption (Camacho 2001), but over time the over harvesting and loss in the size and quality of its habitat has led to it being considered an Endangered species (EN) (Watson et al. 2017a, IUCN SSC Amphibian Specialist Group 2018).

Understanding population dynamics is critical to wildlife conservation and management, as it provides the most direct measures of population status and trends (Block et al. 2001). However, the long-term studies necessary to identify the most important factors in the viability of the species are scarce and laborious (Block et al. 2001, Lindenmayer and Likens 2010, Lindenmayer et al. 2012, Clements et al. 2015). Assessments made with a Population Viability Analysis (PVA) can help identify the most important factors in the population growth of wildlife species. Models can also be used to assess the effects of alternative management strategies to identify the most effective conservation actions for a population or species and to identify research needs (Akçakaya and Sjögren-Gulve 2000, Ellner et al. 2002, Fessl et al. 2010, Wakamiya and Roy 2009).

The most common software of choice for the Conservation Planning Specialist Group of the IUCN's Species Survival Commission (IUCN SSC CPSG) for making a PVA is *Vortex*, a

package written by Robert Lacy of the Chicago Zoological Society and JP Pollak of Cornell University (Lacy and Pollak 2021). *Vortex* serves as an exceptionally valuable tool to help stimulate discussion about population data collection and the assumptions built into that process, to integrate diverse data sets based on the biological and even social sciences, and to assess, without judgment or biases, a series of alternative management proposals. *Vortex* is available for free at <https://scti.tools>.

Vortex uses a Monte Carlo simulation to model the effect of deterministic and stochastic factors on wild and captive populations. Deterministic events are constant over time (eg hunting, habitat loss, pollution, and habitat fragmentation), while stochastic events are related to a probability of occurrence and are classified as demographic (e.g. probabilities of survival, reproduction, sex determination), environmental (e.g. fluctuations in population rates caused by fluctuations in climate, competition, food supply, disease), catastrophes (e.g. hurricanes, prolonged droughts, oil spills, epidemic diseases) and genetics (e.g. genetic drift, inbreeding). At first, the program generates individuals to form the initial population; each animal then moves through different life cycle events, such as birth, mate selection, reproduction, mortality, and dispersal, which are determined according to the probability of occurrence that is entered into the model. As a result, each model simulation (iteration) gives a different result. By allowing the random variables to change within certain limits, the program predicts at the end of the simulation: the risk of extinction, the average size of the surviving populations and the genetic diversity retained by the population, among other statistical results. By running the model hundreds of times, it is possible to examine the likely outcome and a range of possibilities (Lacy 1993, Lacy 2000, Lacy et al. 2021).

PVA methods are not intended to give absolute and precise "answers" to what the future will bring for a given species or population of wildlife. This limitation arises from two fundamental facts about the natural world: (1) the detailed behavior of many biological processes is inherently unpredictable, and (2) we rarely fully understand all the factors and the precise mechanisms through which they act. Consequently, many researchers have cautioned against using the absolute results of a PVA exclusively to promote specific management actions for threatened populations.

The true value of a PVA lies in the compilation and critical analysis of available information about the species and its ecology, the identification of data gaps, and the ability to consider and compare quantitative metrics of population performance in simulated scenarios. For a more detailed explanation of *Vortex* and its use in PVAs see the software manual (Lacy et al. 2021) or visit <https://scti.tools> and www.cpsg.org.

Glossary

The results reported for the scenarios include the following parameters:

Stoch-r: The mean stochastic population growth or decline rate shown by the simulated populations, averaged over the years and iterations, for all those simulated populations that do not get extinct. Includes all sources of demographic and environmental variation that are included in the model.

PE: The population extinction probability, determined by the proportion of iterations of a given scenario that get extinct in the simulation. For example, if the value of the statistic is 0.60, this means an extinction probability of 60%.

N-all: Mean population size of a given scenario at the end of the simulation (averaging both the iterations that survive and those that get extinct).

N-extant: Mean size of the population of the iterations that survive to the end of the simulation. If the probability of extinction of the population is very high (e.g. 90%), the value of N-extant loses importance, but if the probability of extinction is low (e.g. 10%) this statistic becomes more important. As the probability of extinction decreases, the difference between N-all and N-extant decreases.

GeneDiv: Expected genetic diversity or heterozygosity of non-extinct populations, expressed as a percentage of the initial genetic diversity of the population. Most endangered species have less genetic diversity than related species that are not endangered (Spielman et al. 2004). Individuals with little genetic diversity have a lower fitness (Reed and Frankham 2003) that translates into a greater susceptibility to sudden changes in the environment and ultimately a greater risk of population extinction (O'Grady et al. 2006).

TE: The mean extinction time averaged over the years and iterations of the simulated populations that went extinct. It becomes more important as the growth rate shows a decline in the population, increasing its risk of extinction.

General Description

The simulation of population trajectories was repeated 1,000 times (iterations) for each scenario that was tested. This is sufficient to characterize both mean expected performance and the range of possible trajectories.

Population dynamics was projected over 100 years to show the long-term consequences of currently estimated conditions or alternative scenarios.

Inbreeding depression: The default value of 6.29 lethal equivalents was entered, but with 100% lethal recessive alleles. This change was made to run the simulations of this species with high fecundity more effectively. By entering 100 lethal recessive alleles, *Vortex*

calculates the inbreeding depression coefficient faster by automatically eliminating individuals with recessive alleles. This inbreeding depression approach is quite optimistic since, by eliminating lethal alleles quickly, the effects of inbreeding depression are also rapidly eliminated from the population.

Definition of extinction: In the model, "extinction" is defined as the absence of one of the sexes, thus, even if there are individuals at the end of the simulation, the population would be doomed to extinction because there is no form of growth at a natural level.

Correlation of environmental variation (EV) between survival and reproduction: The closer the value is 1.00, the more synchronized both parameters are in terms of EV of good and bad years during the simulation. There is no information on how related both parameters are in *T. macrostomus*, therefore, the default value of the program of 0.50 was left; thus, the EV in reproduction will correlate in part with the EV in survival, but not totally.

Reproductive Rates

Breeding system: Polygamy. There is no clear evidence in wildlife as to whether this particular species has a polygamy system, but it is a common breeding system in amphibians. In addition, observations in semi-captivity support this reproductive system (Victorio 2017).

Density dependent reproduction: It was decided not to use this option in the baseline model. Although there are examples of amphibians where populations are regulated by either stochastic or population density-dependent processes (Auffarth et al. 2017), caution should be exercised when using a density-dependent model in a PVA (Boyce 1992, Brook et al. al. 1997), thus it was preferred not to use this approach in the present study.

Age of first breeding: Many species of amphibians reach sexual maturity once they reach adults. However, this trend is stronger in lowland tropical species, which tend to have a high body growth rate and can reach the size necessary for reproduction quickly (Morrison and Hero 2003). Species from high altitudes and latitudes tend to develop more slowly and reach sexual maturity at larger sizes (Morrison and Hero 2003). This frog is large and can be expected to need a minimum size achieved after several years. In addition, the size of the eggs and tadpoles are also large, and it would be expected that at least the females need a minimum size to have the energy expenditure necessary for egg laying. Data on *T. culeus* in semi-captivity reveal that these frogs reach adulthood when they weigh between 150-480 g, which occurs when they are between 2-10 years old, but on average the adult stage is reached at 2 years and 8 months old (Victorio 2017). Coronel and Rojas (2014) mention that, in captivity situations, *T. macrostomus* begins to breed between 2-3 years old, considering environmental conditions and feeding, but Sinsch and Aguilar-Puntriano (2021) estimated that in the wild, frogs reach sexual maturity after three years of age. For the baseline model, it was established that on average both sexes begin to reproduce at three years of age.

Maximum age of life: There is no data on the longevity of this species in the wild, but it is expected that due to the size it can reach, they will survive more than five years. Based on osteological cuts (skeleton-chronology) of museum individuals, it is estimated that it may well live up to 10 years (Sinsch pers. comm. 2020), and this value is chosen for the present baseline. Additionally, it was assumed that individuals can breed throughout their lives.

Percentage of females that breed each year: *Vortex* is a program that simulates individuals, which is one of its strengths when it comes to modeling (Lacy 1993, Lacy 2000, Lacy et al. 2021), but in turn it can become a weakness to the model of species that breed a large number of litters or clutches, if you do not have the necessary computer equipment to simulate possibly thousands of individuals. To avoid this possibility without losing the advantage of modeling individuals, this parameter is defined as females that successfully breed metamorphs to reduce the number of individuals in the simulations.

There are no data in the wild for *T. macrostomus*. In amphibians, a high percentage of individuals could be expected to breed to compensate for the high predation that they may suffer during the different life stages. In tropical species it would be expected that both the percentage of females and males that breed each year tend to 100%. However, at least three species from more temperate zones with a PVA consider that the percentage of females that successfully breed is at 75-80% (US Fish and Wildlife Service 2005, Auffarth et al. 2017, Velasco 2018). The percentage of females that do not breed in a given year may include those that fail to lay eggs, those where none of the eggs ever hatch, or will never become metamorphs (Wildlife Service 2005), and it is also possible that a group of females reach their first reproduction one or two years later than the rest, since Sinsch and Aguilar Puntriano 2021 estimate that females reach sexual maturity when they are 118–120 mm SVL, and it is probable that not all females reach these measurements at three years of age. For the case of the baseline model, a conservative value of 70% was assumed for females that breed in an average year. *Vortex* needs a value expressed as a standard deviation (SD) to simulate the annual variations in different vital parameters such as the percentage of females that breed per year. Although there are no data on annual variations, it was considered that there may be years where there may be significant deviations, so a value of 10% was entered, assuming that much of the time the percentage of reproductive females may well be between 60-80%.

Percentage of males in the breeding pool: It was assumed that all adult males are capable of breeding if there is at least one female available to do so. This is because males do not tend to directly fight each other to get a female; this competition is carried out by the number of successful multiple amplexus that each one can have.

Number of clutches per year: In tropical aquatic species there is a tendency to several clutches per year (Bolaños and Chaves pers. comm. 2021), especially when the rainy season is extensive. However, in tropical species that inhabit habitats with a marked dry season, this trend decreases and there is a trend towards fewer clutches (Chaves pers. comm. 2021). Morrison and Hero (2003) found a tendency to reduce the number of annual clutches in

species from altitudes and high latitudes, for example, *Gastrotheca riobambae*, a species from the Ecuadorian Andes that can be observed throughout the year only presents one clutch a year (del Pino 1980). Tadpoles of *T. macrostomus* are seen throughout the year, but with a tendency to a higher number in the rainy season (October-April). It is believed that these observations have more to do with the individual development of each tadpole, which depends on the quality and quantity of food necessary for its metamorphosis (Castillo, pers. comm. 2021) It has also been seen that many species of vertebrates in the region tend to synchronize their reproductive season during this rainy season (Chamorro pers. comm. 2021). In captivity, *T. macrostomus* has been made to have two clutches per year (Coronel and Rojas 2014). Captive data for *T. culeus* when environmental conditions remain the same as the rainy season throughout the year stimulate females to lay multiple clutches, but when conditions attempt to simulate natural environmental changes, females only lay one clutch (Elias pers. comm. 2021). High-altitude species tend to have large tadpoles (Morrison and Hero 2003). For the baseline model, most of the participants agreed that it is very possible that the species has only one clutch per year and the fact of finding tadpoles all year round is partly due to a certain plasticity of the species and tadpole development related to habitat quality.

Clutch size: *T. macrostomus* has been recorded to lay between 2,000-4,000 eggs per clutch (Camacho 2001), but it is believed that only a few females actually reach the maximum number (Castillo com. pers 2021). Captive data say that females can lay between 450 and 3,200 eggs with an average of 1,675. However, for this baseline model "clutch size" was defined as the number of metamorphs approximately nine months old that survive from when the adult female laid the egg. Using the data in this way makes *Vortex* run faster when it comes to modeling species that can lay very large litters or clutches, without sacrificing individual simulation by the program.

Number of metamorphs per clutch: In the field, for every 100 tadpoles there are about 10 metamorphs (Castillo pers. Comm. 2021), which shows the large number of eggs and individuals that do not reach this stage of life. Even mortality from human threats can further decrease the number of individuals reaching this stage. Considering these threats and the fact that the populations studied are currently quite low, a maximum value of 110 was entered in the baseline model with an average of 55 metamorphs produced by each female that successfully breed, with a SD of ± 10 %.

Sex ratio of metamorphs: No studies have been done on the composition of populations at the level of sex, since there is no visually easy differentiation between the two sexes; nor have environmental conditions been seen to influence sex determination at hatching. Finally, although there could be marked differences at the individual clutch level, it would be expected that they would decrease when considering all clutches in a population. Therefore, a ratio of 0.50: 0.50 was assumed.

Mortality Rates

It is believed that neither sex has a natural survival advantage over the other and threats from human actions affect them in a similar way, so in the baseline model it was assumed that mortality for each age group is the same for both sexes.

This frog was quite abundant in the Lake Junín and surrounding bodies of water (rivers, lakes and lagoons), to the point that hunting individuals both as a source of protein and to prepare typical dishes with presumed medicinal properties was an important economic resource for the community (Camacho 2001, Angulo 2008, Castillo 2017, Victorio 2017), where the extractive activity from 1950 to 1974 was from 10 to more dozen per day per hunter (Camacho 2001). After a catastrophic event that occurred in 1996, the estimated populations size has remained small (73-200 individuals) (Loza and Mendoza 2017) and currently the cost-benefit of extraction of individuals is considered too low to be considered a profitable economic activity (Camacho 2001).

Although there are no real numbers on mortality rates, different threats are known to affect the survival of individuals. These threats include: 1) discharge of mining waste (tailings, chemicals, acid mine drainage, etc.) from mining projects into the San Juan River, which in turn empties into Lake Junín. Different studies have found high bioaccumulation of toxic metals such as lead, mercury, cadmium, arsenic and iron in tadpoles and adults of *T. macrostomus*, which also affect other species of fauna and flora in the habitat (Camacho 2001, Iannacone and Manyari 2003, Castillo 2008, Rodbell et al. 2014); 2) presence of trout in the habitat, which act as competitors for prey such as the fish species *Orestias* spp., As predators of tadpoles (Angulo 2008, Becerra 2012, Catenazzi and von May 2014, Watson et al. 2017a, b, Castillo 2017); 3) wastewater from different communities in Lake Junín (Camacho 2001, Castillo 2017, Loza and Mendosa 2017); 4) climate change that has generated an increase in environmental temperature of bodies of water and could affect the survival rates of different species in the region (Becerra 2012, Castillo 2017). Climate change affects amphibians in the form of long-term population fluctuations or declines, rather than sudden deaths and subsequent rapid declines in local populations (Lips et al. 2008); 5) reservoir and discharge operations due to the activity of the Upamayo Dam (Shoobridge 2006, Watson et al. 2017a); 6) local extinction of its preferred prey *Orestias* spp. caused by many of these same threats that affect this frog (Becerra 2012); 7) emerging infectious diseases such as chytridiomycosis caused by the chytrid fungus *Batrachochytrium dendrobatidis* (*Bd*) that has affected other *Telmatobius* species (Angulo 2008, Catenazzi and von May 2014, Burrowes and De La Riva 2017) and 8) illegal harvesting of individuals, that although at present the cost benefit is very high, for example, in a recent research work it took nine hours of searching effort to find an adult individual (Watson et al. 2017b), which has made this activity sporadic and for opportunistic consumption (Chamorro and Castillo pers. comm. 2021), even so, this activity can put pressure on current populations if it is maintained over time.

To estimate mortality according to sex and age class of the individuals for the baseline model, all these pressures on the species were considered, except for illegal harvesting, which will be explored in other scenarios. As the initial stage was defined as metamorphs, the initial mortality only includes the three months that this stage needs to transform into a complete frog; all other mortalities are full 12-month years. *Vortex* also requests a value for environmental variation as standard deviation (SD) and since it does not have specific values, low values were assumed that reflect a stable environment throughout the year that does not influence large population changes from year to year. The calculated values are as follows:

Table 1: Mortality values as a percentage estimated for the different age and sex classes of *T. macrostomus*. The values in parentheses are the environmental variation required by *Vortex*.

Age	Males	Females
Metamorphs (9 months-1 year old)	40% (2)	40% (2)
1-2 years old	40% (2)	40% (2)
2-3 years old	80% (2)	80% (2)
3 years old and older (adults)	80% (2)	80% (2)

Catastrophes

Catastrophes are rare events with severe impacts. In 1996, an unusual mortality event was reported, where dead frogs began to be seen in their different life stages: larvae, tadpoles, juveniles and adults. This mortality event began in the southern part of the lake at the height of the city of Junín and progressively advanced to the north, encompassing the entire lake (FODESA 1999). A high number of frogs floated with the abdomen up, presenting bloody wounds and sores all over the body, more frequently in the joints of the forelimbs (Camacho 2001). Mortality of up to 95% of the population was estimated (FODESA 1999). It is not known with certainty what caused this population catastrophe, but different human actions or diseases are suspected: 1) A high discharge of mining waste (Castillo 2008); 2) high contamination of silver nitrate and silver iodide, a product of artificial rain to increase the flow of the Upamayo dam, where mainly silver iodide increases the mortality of fish and amphibians (Eisler 1996); 3) chytridiomycosis, this disease is reported throughout the world and affects large numbers of amphibians and is believed to be an important cause in the global decline in amphibians that became increasingly evident from the 1990s (Lips et al. 2008), however, this mortality event also affected fish (personal communications from local people in Junín and Pasco) and there is evidence that the effects of *Bd* decrease in the highlands (Borrowes and De la Riva 2017); 4) El Niño phenomenon 1997-1998 generated an unusual drought that may have contributed to the unusual mortality of the frog.

Although it is difficult to estimate the effect of a single catastrophic event on the survival and reproduction of a population, the fact that there was a large decline in the *T. macrostomus*

population from this 1996 event and that there are possible causes for this decline, it should be considered that other catastrophic events may occur in the future, so for the baseline model a catastrophe was assumed with a frequency of 1% per year (once every 100 years) and an important effect on both survival and reproduction of a normal year (assumed as a reduction to 25% of the average value of both parameters).

Population Size

This species was once abundant in both Lake Junín and surrounding bodies of water (Victorio 2017, Castillo 2017). However, based on data from harvested individuals for human consumption over time, there has been a reduction in the population (Camacho 2001, Castillo 2017), until reaching a very marked decrease as of 1996 (Camacho 2001, Grupo Rana 2019) that has made it a difficult species to find (Loza and Mendoza 2017, Victorio 2017, Watson et al. 2017b) with a population fragmented into small subpopulations, mainly in lagoons of the Ninacaca district (north of the lake Junín) where water sources are not so affected by pollution caused by water discharges from cities and minerals from mining activity. Loza and Mendoza (2017) obtained population estimates in: 1) Chacacancha lagoon with 135 individuals; 2) Lulicocha lagoon with 73 individuals; 3) Jacancacha lagoon with 184 individuals and 4) Cochachuyco lagoon with 202 individuals. Additionally, Victorio (2017) estimated a higher population for the Chacacancha lagoon with 251 individuals. For the baseline model, a single population was entered with an initial number of 100 individuals.

Carrying Capacity

The maximum total number of frogs that could currently be supported in any body of water or across the entire range of the species is unknown, but there is evidence that this number was higher in the past. For the baseline model, an upper limit on the size of the population was set as of twice the initial population size as the carrying capacity imposed in the model. If the projections show that under some scenarios the populations would grow to this limiting carrying capacity in the model, then there would be confidence that the populations were projected to be viable and healthy, even though it is not known how large the populations might become.

Although the number of frogs in the population and the total census size of the species and the carrying capacity of the habitat are all uncertain, this PVA also considers other statistics such as the rate of population growth or decline, rather than just the numbers that could be reached if the population grow.

Model Results

Baseline Model

The baseline model results project a population that during the first six years the reproduction rate exceeds the mortality rates and thus the population grows, but as time passes, the mortality rates and eventual catastrophes become dominant, causing the population to decrease abruptly, ending in a certain population stability of 53 individuals. The probability of extinction is 64% with a mean time to extinction of 36 years. However, the remaining 36% of simulations that survive is enough to make a mean growth rate of 5.6%, which is reinforced with a final population size of 147 individuals if only these surviving simulations are considered. Approximately every three years there is an increase in the population size; this is because the females of each cohort that become adults produce many metamorphs, but as time passes these females die and contribute less and less with their metamorphs to the population.

The mean genetic diversity remaining at 100 years is barely 24%, a very low number, considering that the inbreeding depression model is optimistic, which suggests that the sharp population decline has an important weight in this parameter, together with a short mean generation time for females (average age of reproducing females) of a little over three years; it is expected that long generation times can act as a buffer effect that contributes to reducing the rate of decline in genetic diversity in threatened species (Lippé et al. 2006).

The demographic results of the baseline model tend to be relatively in agreement with what is seen in real life, where recent population censuses of the existing subpopulations give results of relative stability, although with few individuals (Grupo RANA 2019, Chamorro and Castillo com pers. 2021). See Figure 1 and Table 2 for more details.

Table 2: Baseline model output statistics.

Scenario	Stoch-r	PE	N-all	N-extant	GeneDiv	TE
Base	0.0566	0.6370	53	147	0.2431	36

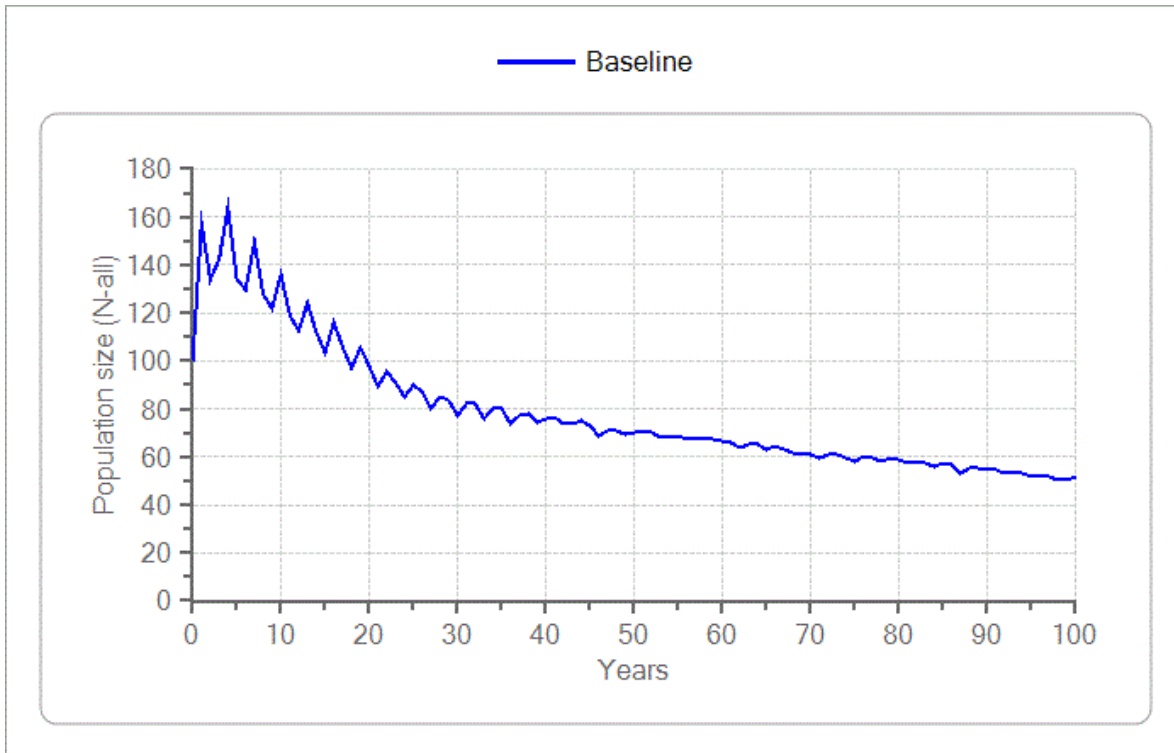


Figure 1: Mean total population size (N-all) projected from the baseline model over 100 years.

Changing Initial Population Size and Carrying Capacity

Smaller populations are expected to experience greater random fluctuations due to various stochastic processes, while larger populations are more demographically predictable. If random processes are strong determinants of population dynamics, then smaller populations can rapidly decline and go extinct earlier than initially larger populations (Lacy 2000). For this group of scenarios, different initial population sizes were tested, keeping a carrying capacity (K) of twice the initial size. In Figure 2 and Table 3 it is observed how population sizes of 200-500 individuals are more stable in all the output statistics, which indicates that the random processes of vital rates that affect small populations are an important element in survival of populations. As the initial population size increases, so does its growth rate, which contributes to final population sizes increasingly closer to carrying capacity and a decreasing difference between mean total population size (N-all) mean surviving population size (N-extant). Even the values of genetic diversity retained in the surviving populations are higher than those of the baseline model. The results show the importance of mitigating the threats that affect the size and quality of the ecosystem habitat (water quality, vegetation, prey diversity, etc.) (Becerra 2012, Watson et al. 2017a, Castillo, Chamorro and Navarro com pers. 2021), which put the survival of frog populations at risk.

Table 3: Output statistics of scenarios with different initial population sizes and carrying capacity (K). Results of the baseline model are presented as a form of comparison. Individ.: individuals.

Escenario	Stoch-r	PE	N-all	N-extant	GeneDiv	TE
100 indiv. / K = 200 (Base)	0.0566	0.6370	53	147	0.2431	36
50 indiv. / K = 100	-0.0201	0.9780	1	66	0.0357	21
200 indiv. / K = 400	0.0940	0.2390	246	324	0.5097	44
300 indiv. / K = 600	0.1039	0.1190	449	510	0.6408	50
500 indiv. / K = 1000	0.1138	0.0460	834	874	0.7779	51

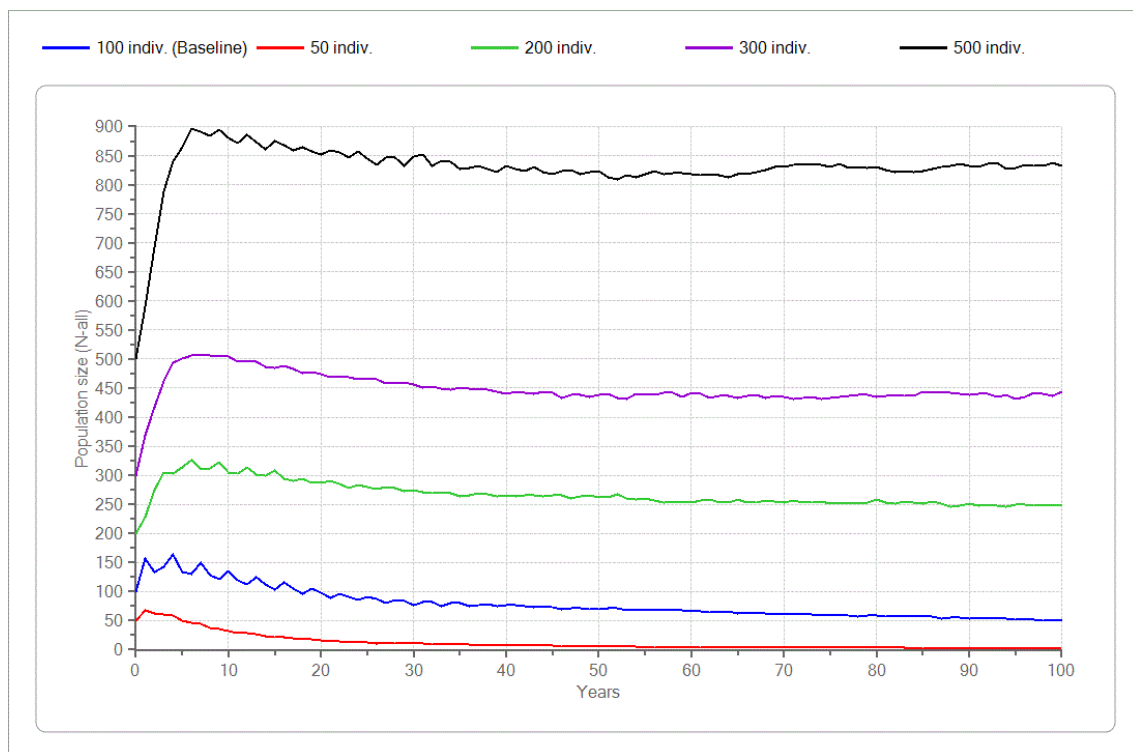


Figure 2: Mean total population size (N-all) projected over 100 years of scenarios with different initial population sizes and carrying capacity. Baseline model projections are presented for comparison. Individ.: individuals.

Demographic Rates

Key demographic rates vary between sites, vary over years, and are estimated only imprecisely. An important part of PVA is sensitivity testing, examining projections using a range of plausible values for model parameters that are uncertain (Manlik et al. 2018). Therefore, a range of plausible values was assessed for: 1) percentage of adult females that breeds annually (65%, 75%, 80%, 85%, 90%); 2) mortality of individuals two years of age and older (10%, 20%, 75%; 85%) metamorph mortality (35%, 38%, 42%, 45%), 4) mean

number of metamorphs per breeding female (45, 50, 60) and 5) two annual clutches with different distributions (90%: 10%, 80%: 20%, 70%: 30%), in order to determine the influence that each of these variable rates and uncertain about population projections. These analyses can give us insight into which demographic rates affect different demographics the most, so that we can direct research and conservation resources to better understand and improve these demographic rates. The results are explained below and shown in greater detail in Table 4 and Figures 3-7.

The demographic rates that show more sensitivity to changes are mortality of females two years of age and older, followed by the percentage of adult females that breed annually, two annual clutches with different distributions, the average number of metamorphs per breeding female and female metamorph mortality.

The lowest values assessed in mortality of females two years of age and older (10% -40%) would represent more a scenario where there are no threats to the species and its habitat, so the output statistics are very favorable in the probability of extinction and growth rate, although the fact that genetic diversity remains below 50% may be an indication that the small size of the population continues to have a significant effect on the population. It should be noted that even with 75% mortality, the population presents better output values than the baseline model, thus conservation actions that reduce this vital rate, even a little, could have positive repercussions on the population. It is in the scenario where the mortality values are 85% that the population shows a rate of decline and a probability of extinction close to 100%. Most likely, the very high baseline value of this parameter has a significant impact on the other parameters assessed. A high mortality is consistent with the current situation of the species, where a great search effort is needed to find few individuals, especially adults.

The range of plausible values for breeding females (65% -90%) can be wide, but the results show the importance of this demographic rate in the model. It may well be that under current conditions the percentage of breeding females is lower because only a low number reach the weight necessary to have a successful reproduction, because of a suboptimal dietary quality or because habitat contamination affects the reproductive system (see Sinsch and Aguilar-Puntriano 2021).

The fact that metamorphs are found throughout the year raises the question whether there is more than one spawn per year. This analysis was conducted after the workshop but is included in this report. In this group of scenarios, a population where 10% -30% of the breeding females can have two clutches was tested. The results show that the more females that lay two clutches, the higher the growth rate, which leads to a lower probability of extinction. The fact that they are not accompanied by a marked increase in other exit statistics means that other demographic rates such as the mortality rates of each age group put a ceiling on this parameter. Genetic diversity tends to decrease as the percentage of females that lay two clutches increases, one reason may be that this is accompanied by a decrease in generation time, which in turn contributes to a faster eroding of final genetic diversity.

The lowest value estimated for the mean number of metamorphs per breeding female (45 individuals), causes a rate of decline in the population and a probability of extinction greater than 80%. However, the maximum value tested (60 individuals), although it generates a higher growth rate, does not result in a great improvement in the other output statistics, which leads to think that the other input parameters have their weight in the model. Although the range tested may be underestimated, the results show that a very broad negative change in this demographic rate is not required for the population to begin to decline.

The mortality of female metamorphs also shows a degree of sensitivity, although less because the range that was tested was not that wide and because even in the case of the lowest values that were tested, individuals always must survive several years before breeding. and the mortality rates of these age groups are very high so that very few female metamorphs reach adulthood.

The male mortalities (two years of age and older and metamorphs) do not show as much sensitivity as their female counterparts in growth rate because in polygynous species only one male is needed for reproduction to take place. Even so, in the scenario with the highest male mortality two years of age and older (85%), the value is high enough for the probability of extinction to be greater than 75%. Furthermore, compared to their counterparts, these scenarios tend to have greater genetic diversity, implying that males are important in the genetic transmission and keeping heterozygosity within the population.

The demographic rates that show a greater impact on the population as they are varied are related to the survival of females and the recruitment of individuals to the population. As long as there are enough males to breed with multiple females and these in turn can have enough metamorphs to become reproductive adults, the population will tend to grow as far as mortality and habitat quality from human threats allow.

Table 4: Output statistics of scenarios with different demographic rates values. Results of the baseline model are presented for comparison.

Demographic rate: percentage of adult females that breed annually						
Scenario	Stoch-r	PE	N-all	N-extant	GeneDiv	TE
70% (Base)	0.0566	0.6370	53	147	0.2431	36
65%	0.0264	0.7320	38	143	0.2167	32
75%	0.0867	0.4990	74	148	0.2589	37
80%	0.1073	0.4540	84	153	0.2487	38
85%	0.1308	0.3690	97	154	0.2811	39
90%	0.1514	0.3390	103	156	0.2727	43
Demographic rate: female mortality two years and older						
Scenario	Stoch-r	PE	N-all	N-extant	GeneDiv	TE
80% (Base)	0.0566	0.6370	53	147	0.2431	36
10%	0.6572	0.0440	158	165	0.4033	50
20%	0.6113	0.0320	163	168	0.3975	60
40%	0.5036	0.0310	169	174	0.3943	51
75%	0.1565	0.3100	108	157	0.2851	42
85%	-0.0947	0.9840	1	83	0.0592	21
Demographic rate: male mortality two years and older						
Scenario	Stoch-r	PE	N-all	N-extant	GeneDiv	TE
80% (Base)	0.0566	0.6370	53	147	0.2431	36
10%	0.0778	0.5920	66	161	0.4597	45
20%	0.0778	0.5340	75	161	0.4352	43
40%	0.0741	0.4840	81	156	0.3939	41
75%	0.0635	0.5780	64	151	0.2543	36
85%	0.0354	0.7710	30	133	0.1812	34
Demographic rate: female metamorph mortality						
Scenario	Stoch-r	PE	N-all	N-extant	GeneDiv	TE
40% (Base)	0.0566	0.6370	53	147	0.2431	36
35%	0.0867	0.5410	66	144	0.2385	36
38%	0.0703	0.5740	60	142	0.2343	35
42%	0.0421	0.6890	45	145	0.2233	32
45%	0.0231	0.7390	37	140	0.2360	36
Demographic rate: male metamorph mortality						
Scenario	Stoch-r	PE	N-all	N-extant	GeneDiv	TE
40% (Base)	0.0566	0.6370	53	147	0.2431	36
35%	0.0546	0.6400	52	143	0.2283	34
38%	0.0552	0.6320	53	145	0.2378	33
42%	0.0581	0.6210	54	143	0.2235	33
45%	0.0578	0.6190	55	146	0.2305	35
Demographic rate: mean number of metamorphs per breeding female						
Scenario	Stoch-r	PE	N-all	N-extant	GeneDiv	TE
55 (Base)	0.0566	0.6370	53	147	0.2431	36
45	-0.0217	0.8640	60	129	0.1793	30
50	0.0177	0.7650	45	143	0.2311	32
60	0.0890	0.5350	66	149	0.2466	37
Demographic rate: two annual clutches with different distribution (1 clutch: 2 clutches)						
Scenario	Stoch-r	PE	N-all	N-extant	GeneDiv	TE
100%:0% (Base)	0.0566	0.6370	53	147	0.2431	36
90%:10%	0.0884	0.5490	62	147	0.2256	36
80%:20%	0.1145	0.4670	84	142	0.2023	39
70%:30%	0.1419	0.4060	80	147	0.1923	39

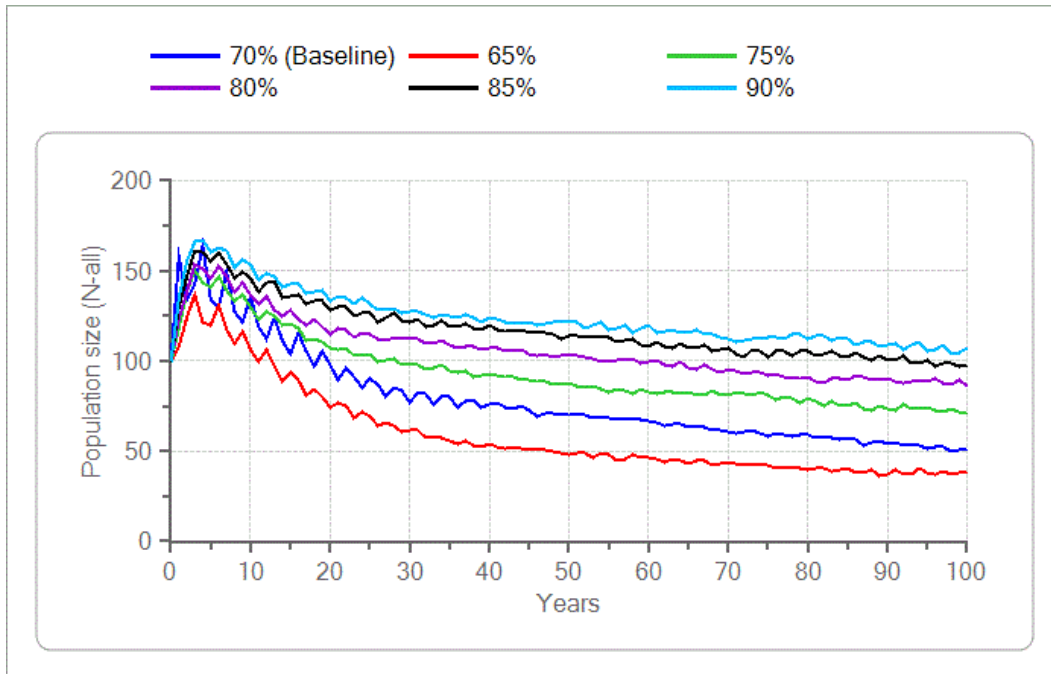


Figure 3: Mean total population size (N-all) projected over 100 years of scenarios with different percentages of annual breeding females. Baseline model projections are presented for comparison. Individ.: individuals.

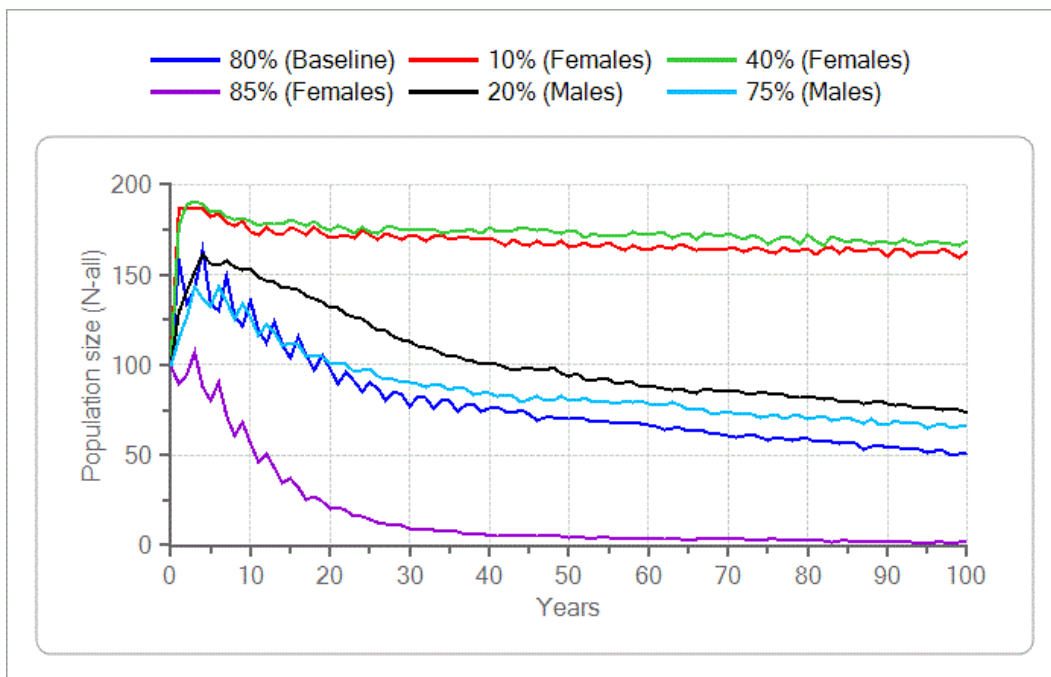


Figure 4: Mean total population size (N-all) projected over 100 years of scenarios with different mortalities of individuals two years of age and older (females and males). Only a few scenarios are shown to better observe the differences in projections based on modified sex mortality. Baseline model projections are presented for comparison.

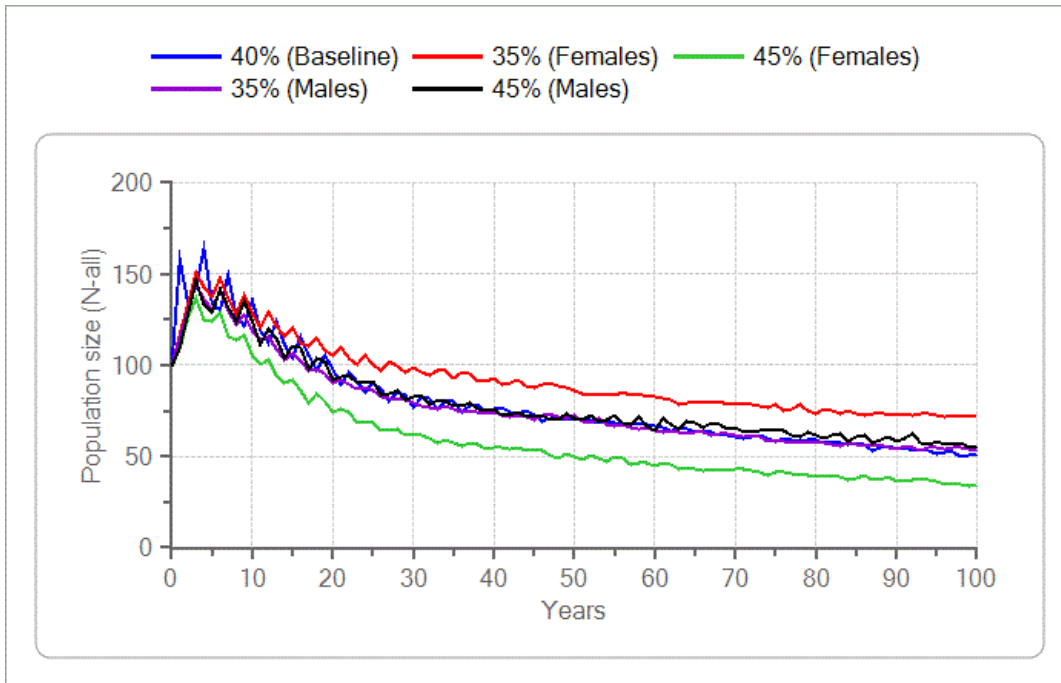


Figure 5: Mean total population size (N-all) projected over 100 years of scenarios with different metamorph mortalities (female and male). Only a few scenarios are shown to better observe the differences in projections based on modified sex mortality. Baseline model projections are presented for comparison.

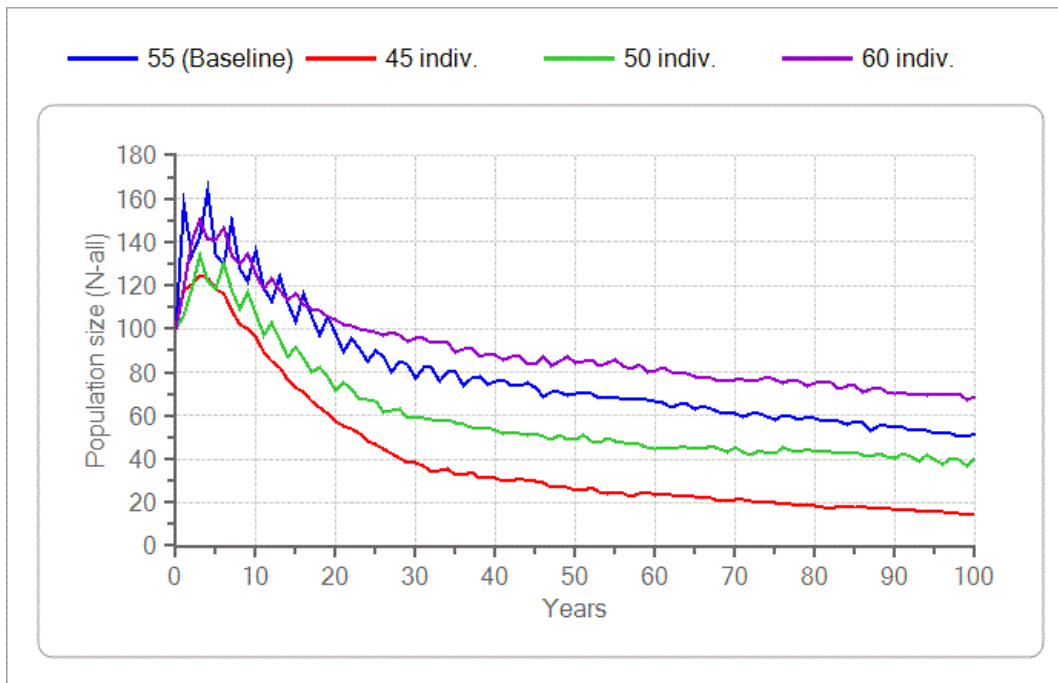


Figure 6: Mean total population size (N-all) projected over 100 years of scenarios with different mean number of metamorphs per breeding female. Baseline model projections are presented for comparison. Indiv.: individuals.

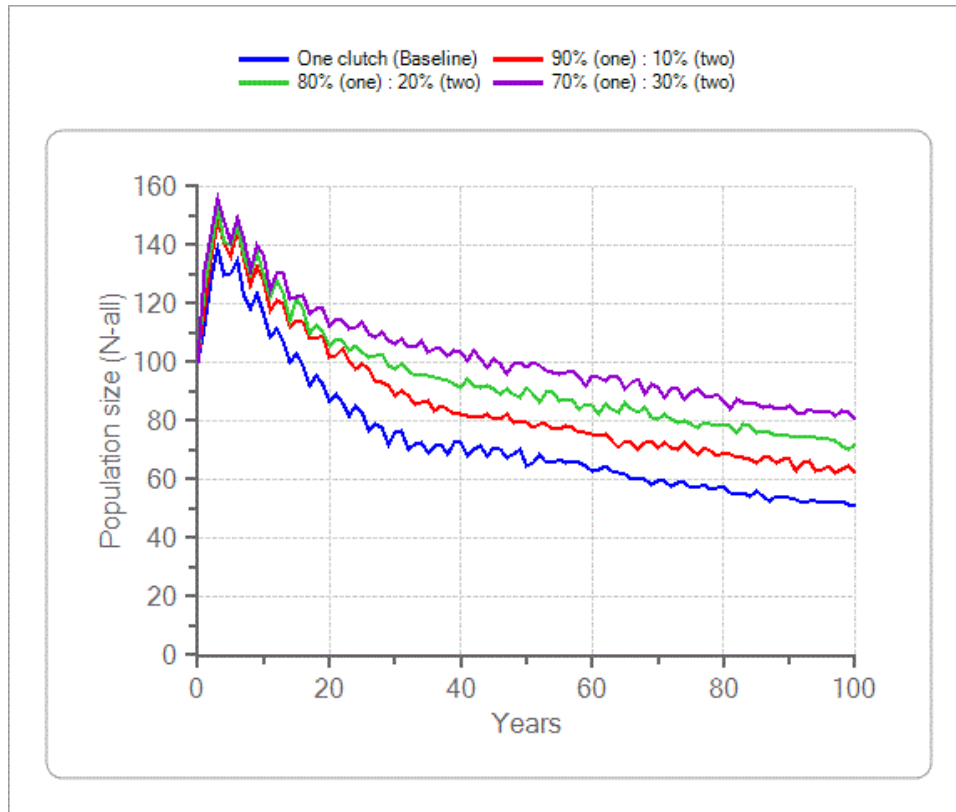


Figure 7: Mean total population size (N-all) projected over 100 years of scenarios with two annual clutches with different distributions. Baseline model projections are presented for comparison.

Maximum Lifespan and Reproductive Age

This analysis was done after the workshop because of a publication released months later. In this publication, Sinsch and Aguilar-Puntriano (2021) determined the age of several museum individuals using chronological skeleton determinations. The results indicated that the oldest individuals were 6-8 years old.

Using this information, different maximum lifespan reproduction ages were tested, maintaining the assumption that frogs breed their entire lives. The results of the scenarios show that there are no demographic differences when these parameters change between 6-12 years, which would lead to the estimation that in the baseline model, the mortalities entered are too high for adults to live many years. This agrees with the very short generational time calculated for the baseline model of a little over 3 years of age, with the large capture effort of individuals (Watson et al. 2017a) and with the small sizes recorded of the adult individuals in the present (Sinsch and Aguilar-Puntriano 2021). The results of this group of scenarios are shown below in Table 5 and Figure 8.

Table 5: Output statistics of scenarios with different values of maximum lifespan and reproductive age.

Scenario	Stoch-r	PE	N-all	N-extant	GeneDiv	TE
10 years (Baseline)	0.0566	0.6370	53	147	0.2431	36
6 years	0.0564	0.6310	52	141	0.2188	34
8 years	0.0543	0.6480	51	145	0.2144	33
12 years	0.0579	0.6260	53	141	0.2336	35

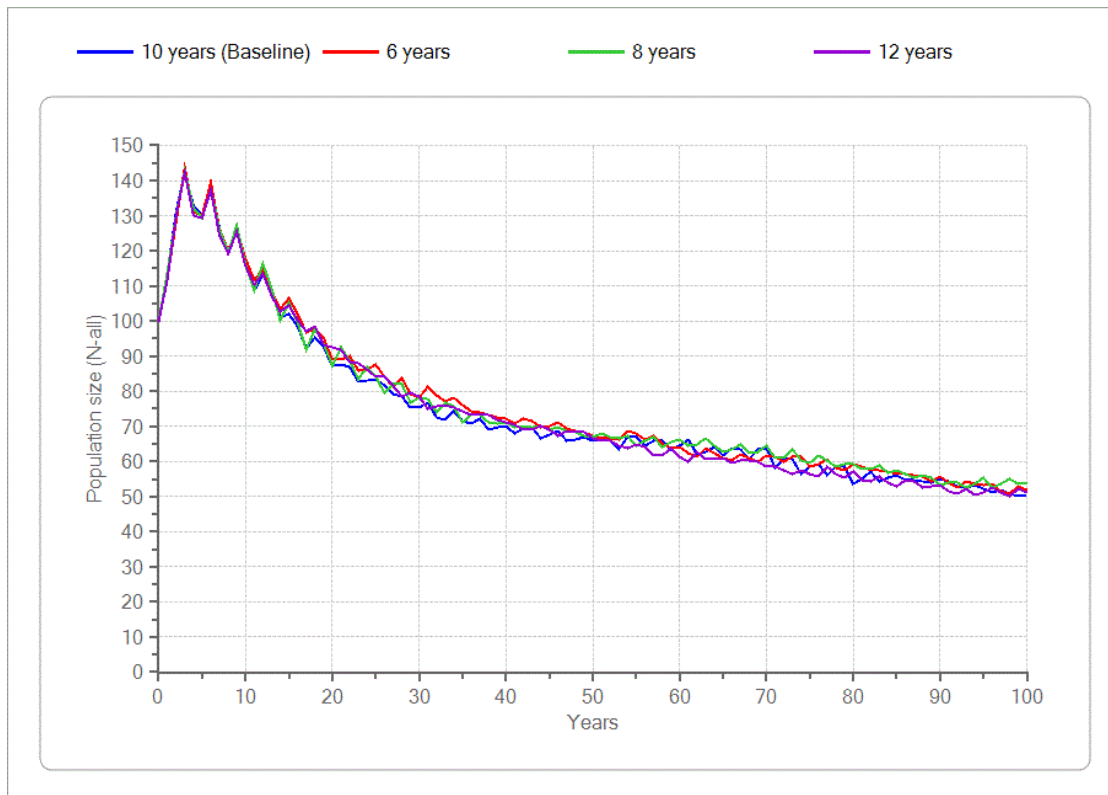


Figure 8: Mean total population size (N-all) projected over 100 years of scenarios with different values of maximum lifespan and reproductive age. Baseline model projections are presented for comparison.

Harvesting of Adult Individuals

The harvesting of individuals for human consumption has been a cultural practice for hundreds of years (Hurtado de Mendoza 1987 & Toribio Yantas personal observation), but a decline has been reported since the 1950s (Camacho 2001). At present this activity has become rare due to the small economic benefit caused by the large number of hours required to find an individual (Castillo 2008, Watson et al. 2017b), but there are still reports of illegal harvesting and a significant percentage of the community continues to prefer the consumption of this frog over other sources of protein such as chicken, trout, and lamb (Loza

and Mendoza 2017, Grupo RANA 2019). To test the effect of illegal harvesting, scenarios were run with different numbers of adult individuals harvested at different intervals.

Although the scenarios that were tested are a simplification of reality, the results show that, the greater the intensity of the collection in terms of the number of individuals harvested and the frequency of harvesting, the greater pressure this activity poses on the population. Table 6 and Figure 8 show that, by including this new factor, some scenarios present a rate of decline that causes the probability of extinction to rise and when they become extinct, on average they do so in periods of less than two decades. The scenarios where 2 individuals are harvested shows a positive growth rate and extinction probability lower than 80% when the collection occurs every 5 years, the scenarios with harvesting of 4 individuals achieve this when the frequency is every 10 years, while the scenarios with a collection of 6 individuals achieve this combination when the harvesting frequency is every 15 years. This group of scenarios shows how a harvesting activity, although sporadic, can pose even more pressure on a species that already has different important factors that put it in danger of extinction. It is important to do studies on the intensity of harvesting to have a better idea of how much risk it puts on the species.

Table 6: Output statistics of scenarios with different values of harvesting intensity (number of individuals and frequency). F: females, M: males.

Scenario	Stoch-r	PE	N-all	N-extant	GeneDiv	TE
No harvesting (Base)	0.0566	0.6370	53	147	0.2431	36
1F:1M each year	-0.0957	0.9920	1	148	0.0586	17
2F:2M each year	-0.2209	1.0000	0	0	0.0000	9
3F:3M each year	-0.3536	1.0000	0	0	0.0000	5
1F:1M every 5 years	0.0288	0.7740	31	137	0.2216	31
2F:2M every 5 years	-0.0011	0.8770	17	135	0.2126	27
3F:3M every 5 years	-0.0350	0.9390	8	132	0.2324	22
1F:1M every 10 years	0.0423	0.7070	43	146	0.2194	32
2F:2M every 10 years	0.0275	0.7680	34	146	0.1782	30
3F:3M every 10 years	0.0100	0.8410	24	149	0.1777	28
1F:1M every 20 years	0.0470	0.6780	44	140	0.275	33
2F:2M every 20 years	0.0345	0.7440	39	151	0.2002	31
3F:3M every 20 years	0.0279	0.7640	35	149	0.1802	30

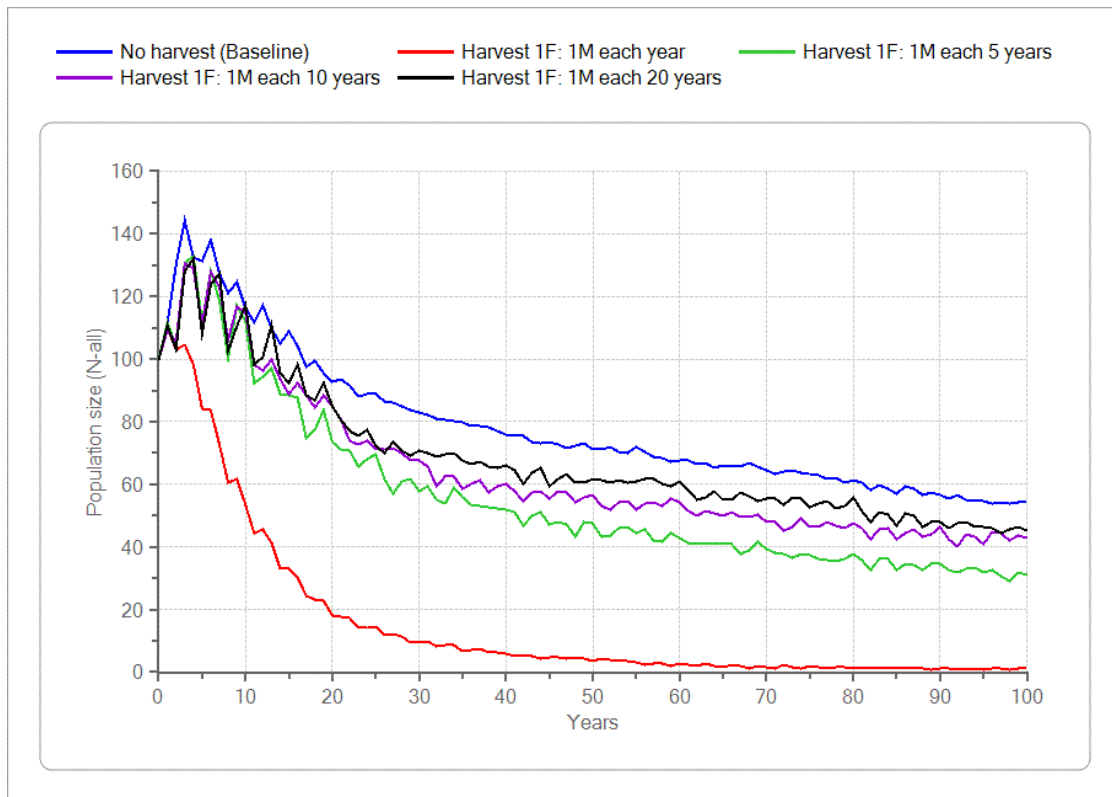


Figure 9: Mean total population size (N-all) projected over 100 years, of scenarios with different harvesting intensities in number of individuals and frequency. The graph presents only a sample of scenarios to better show the different trends between the analyzed collection intensities. F: adult females, M: adult males.

Adult Individuals and Metamorphs Supplementation

Between the decades 1960-2000, different efforts have been made to have a successful *ex situ* reproduction of the species, but none of these efforts have been successful in the long term (Camacho 2001). Even so, the idea of having an *ex situ* breeding center to meet the demand of the community or to supplement the populations of the species remains (Carrillo pers. Comm. 2021).

To test the effect of supplementing individuals to the population, scenarios were run where adult individuals (M: males, H: females) and metamorphs (Mm: male metamorphs, Hm: female metamorphs) were supplemented during the first 10 years of the simulation, this to reflect an estimated period of operation with limited resources and also to see if after this time, the population can recover after this human intervention. To model metamorph supplementation, the default event order given by *Vortex* had to be changed, changing the supplementation event after reproduction.

Table 7 and Figure 10 show the results. In all scenarios, the populations grow even more than the baseline model during the years of supplementation, but as time passes, the population

tends to look more like the baseline model, even so, the supplementation of individuals has a positive effect. which is reflected in the output statistics. The fact that metamorph supplementation causes the population to grow to carrying capacity for the first 10 years, but fall to levels similar to the baseline model, is because as the large number of supplemented individuals goes through several years of high mortalities, only a small percentage of them actually reach the adult stage and breed. How much is invested in individuals to supplement (metamorphs vs adults) and its effect on wild populations is part of the decisions that would have to be made if an *ex situ* breeding center is created for supplementation to *in situ* populations.

It should be noted that the population increase occurs in year 1 in the metamorph scenarios, but it occurs in year 2 in the adult scenarios, this is because by changing the order of events in a year to allow supplementing metamorphs, Vortex includes these individuals at the beginning of that first year and the effect on the population occurs that same year. While in the scenarios where adults are supplemented, the predetermined order of events was used, supplementation occurs at the end of the first year, and the effect of the reproduction of the supplemented individuals begins in the second year, when there are metamorphs of those same adults.

It should be noted that the population increase occurs in year 1 in the metamorph scenarios, but occurs in year 2 in the adult scenarios, this is because by changing the order of events to allow supplementing metamorphs, Vortex includes these individuals at the beginning of that first year and the effect on the population occurs that same year. Whereas in the scenarios where the adults are supplemented, where the predetermined order of events was used, the supplementation occurs at the end of the first year, and the effect of the reproduction of the supplemented individuals begins in the second year, when there are metamorphs of those same adults.

Finally, the abrupt changes in the population of the 100Hm: 100Mm scenario is also a reflection of the modeling steps. The population boost caused by the supplemented metamorphs causes that in a period of 30-40 years, each time the age group of supplemented metamorphs that survives to three years of age produces many new individuals, but many die from the high mortality entered in the following age groups. However, as the time since the last supplementation increases, these sudden changes diminish until they are almost imperceptible.

Table 7: Output statistics of scenarios with different values of adults and metamorphs supplementation during the first 10 years of the simulation. F: females, M: males, Fm: metamorphic females, Mm: metamorphic males.

Scenario	Stoch-r	PE	N-all	N-extant	GeneDiv	TE
No supplementation (Baseline)	0.0566	0.6370	53	147	0.2431	36
1F:1M	0.0734	0.5860	60	145	0.2674	45
2F:2M	0.0844	0.5520	66	146	0.2779	47
3F:3M	0.0922	0.5610	64	145	0.2664	46
25Fm:25Mm	0.0830	0.5910	59	145	0.2642	47
50Fm:50Mm	0.1019	0.5920	57	140	0.2733	46
100Fm:100Mm	0.1370	0.5910	59	145	0.2780	46

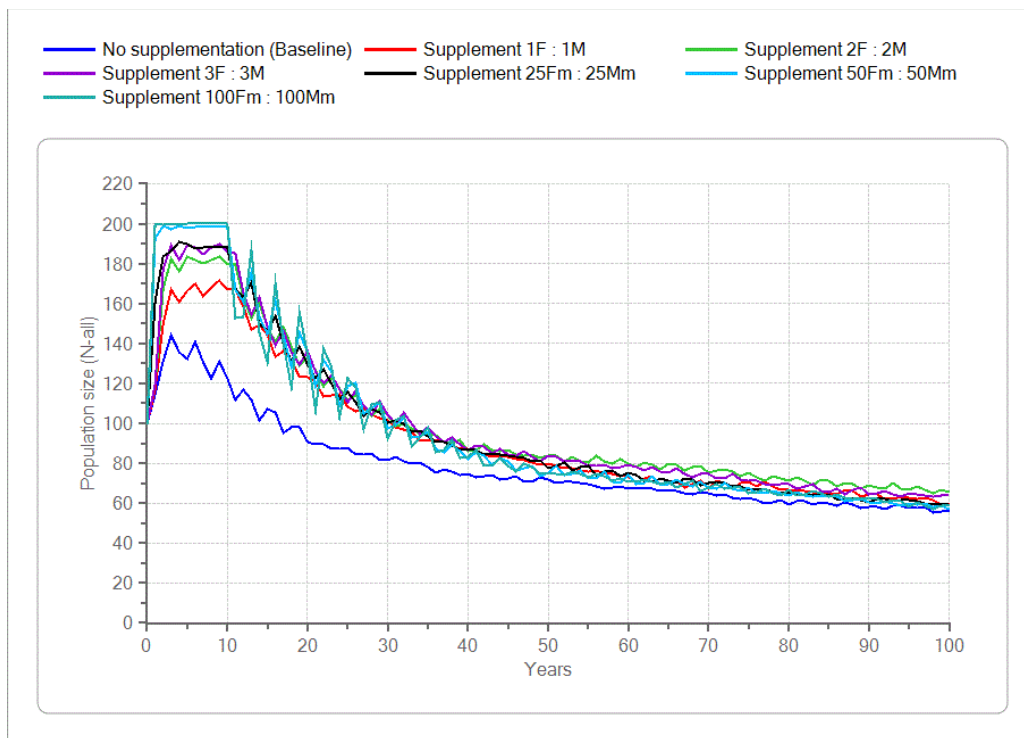


Figure 10: Mean total population size (N-all) projected over 100 years, of scenarios with different adults and metamorphs supplementation values during the first 10 years of the simulation. F: females, M: males, Fm: metamorph females, Mm: metamorph males.

Metapopulation

It is estimated that individuals in existing populations have a low probability of dispersal, either because of the distance between them, because it is thought that the individuals have high site fidelity, or because of the possible threats that could affect individuals during movement between populations. However, as in many cases with amphibians, there is no

clear evidence whether frogs actually disperse or even try (Smith and Green 2005). Therefore, a series of scenarios were tested with three populations identical to the baseline model population with different distributions of individuals (adult males and females) that can disperse and the risk of dying during the dispersal process. In these scenarios, *Vortex* disperses individuals in a probabilistic way and according to the entered value, therefore, it can disperse different numbers of males or females in each iteration. The results of metapopulation are shown in Table 8 and Figure 11. The first thing that stands out is that metapopulation does better if individuals do not disperse compared to scenarios with low survival of individuals when dispersing, where many of them die in the process. Only in scenarios where 90% -100% of individuals survive and successfully disperse is that the population trajectory and other output statistics tend to be greater than the metapopulation values where there is no dispersal of individuals. As Smith and Green (2005) suggest, determining the degree of dispersal of an amphibian species may be important in conservation actions. The results of this group of scenarios are significant if it is proven that frogs have a behavior of dispersing from the body of water where they were born, which makes it important to mitigate threats that could affect them during movement between bodies of water. However, they could also be used if management actions are applied by artificial dispersal of individuals between bodies of water.

Table 8: Output statistics of scenarios with different values of adult dispersion and survival during dispersal. Indiv: individuals that disperse, Surv.: survival during dispersal.

Scenario	Stoch-r	PE	N-all	N-extant	GeneDiv	TE
No dispersion (Baseline)	0.0902	0.2660	153	208	0.3652	58
Indiv: 1, Surv. 50%	-0.0012	0.8480	26	169	0.3151	44
Indiv: 2, Surv. 50%	-0.0807	0.9930	1	109	0.1039	29
Indiv: 3, Surv. 50%	-0.1564	1.0000	0	0	0.0000	19
Indiv: 4, Surv. 50%	-0.2238	1.0000	0	0	0.0000	15
Indiv: 5, Surv. 50%	-0.2690	1.0000	0	0	0.0000	13
Indiv: 2, Surv. 60%	-0.0513	0.9640	4	113	0.2146	35
Indiv: 2, Surv. 70%	-0.0085	0.8760	19	152	0.3060	43
Indiv: 2, Surv. 80%	0.0332	0.6620	62	183	0.3811	52
Indiv: 2, Surv. 90%	0.0743	0.3520	148	239	0.4555	58
Indiv: 2, Surv. 100%	0.1097	0.1170	267	302	0.5297	64

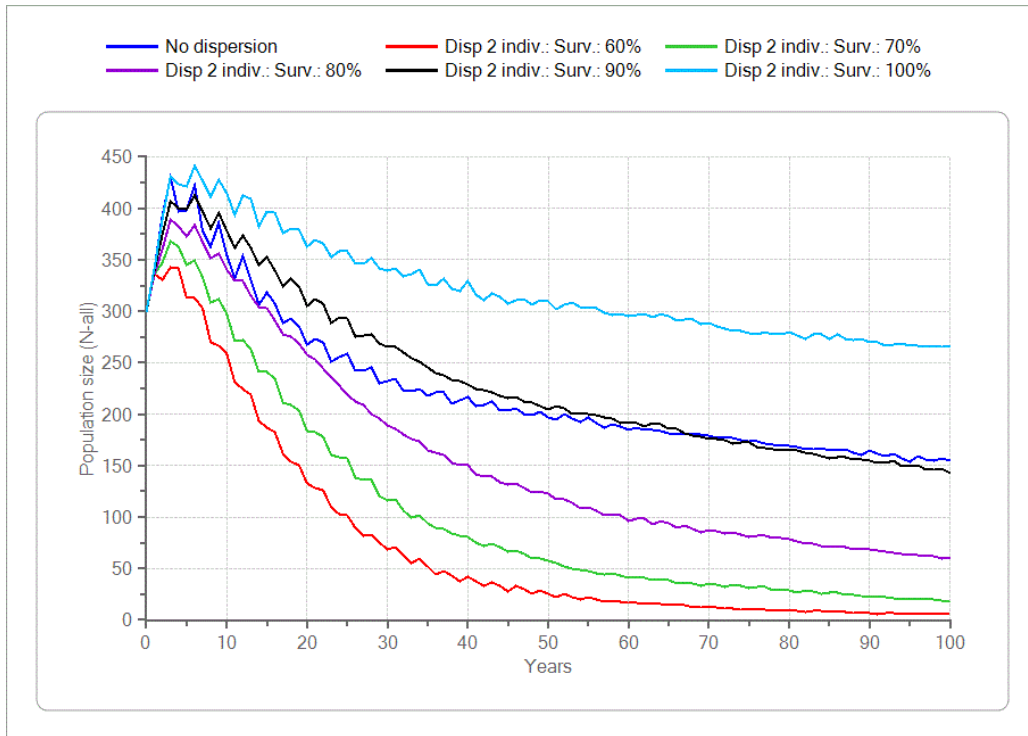


Figure 11: Mean total population size (N-all) projected over 100 years, of scenarios with different values of adult dispersion and survival during dispersal. Individ.: individuals that disperse, Surv.: survival during dispersal. The graph presents only a sample of scenarios to better show the different trends between the survival values during the dispersion.

Factor Analysis of Demographic Parameters and Harvesting of Individuals in a Large Population

In previous scenarios, when changing the value of one parameter at a time, it is observed that the size of the population, the mortality of females and the collection of individuals are important elements in the stability of the frog population, but what happens when all the parameter values are tested in different combinations? To test if there are different combinations of demographic parameters that can be combined so that there is a degree of harvesting of individuals without putting the population at risk, a factor analysis performed where different parameters were combined in a population with an initial population size and carrying capacity of 1,000 and 2,000 individuals respectively.

The parameter values that were tested are: 1) percentage of annual breeding females: 80%, 85%, 90%; 2) two annual clutches with different distributions: 85%: 15%, 90%: 10%, 95%: 5%; 3) metamorph mortality: 35%, 45%; 4) mortality of individuals (both males and females) two years of age and older: 10%, 20%, 40%, 75%; 85%; 5) mean number of metamorphs per breeding female: 45, 50, 60; and 6) annual harvesting of both female and male adults: 25:25, 50:50, 100: 100.

Factor analyzes require computational power that may exceed the capacity of the computer, especially if the population size is large and the species has high fertility rates, therefore the analysis was run as a population-based model, rather than of an individual-based model. In a population-based simulation, all genetic options and models (for example, inbreeding depression) are disabled, as well as individual variation (demographic stochasticity), so the results are somewhat more optimistic when populations decline to a small size, but if populations remain large, these elements lose importance (Lacy et al, 2021, Lacy pers. comm. 2021). As the population size in this analysis is large and unrealistic, but guarantees a high number of harvesting of individuals, it is chosen to sacrifice inbreeding and demographic stochasticity in favor of ensuring that the models can be fully run.

The results of Table 9 and Figure 12 show that harvesting cannot exceed 100 total individuals for the population to be stable trough time (PE <0.0500), but the mortality of individuals two years and older has to be lower than 40%; in fact, if the mortality of this age group is 40%, harvesting could only be of 50 total individuals to have a low probability of extinction. There is a small group of scenarios where the annual harvesting of could go up to 200 total individuals and the impact on the population would not be considered as high (PE <0.3000), but for this, the mortality of individuals two years and older would have to be 10%, metamorph mortality 30%, and the number of metamorphs per female would have to be 60. Other combinations of parameter values present higher extinction probabilities even when a minimum of 50 total individuals are harvested annually.

Although in the past the number of individuals was probably tens of thousands of individuals (Castillo Roque pers. comm. 2021), the results partly reflect what has been described in the literature where the number of individuals that were collected began to decrease even from the decade of the 1950s (Camacho 2001), which, together with other threats, has made the species rare and confined to a few sites of its historical distribution. Even so, the high resilience of the species because of its high fecundity could prevent its extinction long enough to mitigate the threats and perhaps one day it could be an abundant frog as it was in the past.

Table 9: Output statistics of some factor analysis scenarios, the different combinations of values of the parameters tested correspond to this order: 1) percentage of annual breeding females, 2) two annual clutches with different distributions, 3) metamorphs mortality, 4) mortality of individuals (males and females) of two years of age and older, 5) mean number of metamorphs per breeding female and 6) annual harvesting of both female and male adults.

Scenario	Stoch-r	PE	N-all	N-extant	TE
85, 90:10, 35, 10, 60, 25:25	0.8459	0.0000	1992	1992	0
80, 95:5, 45, 40, 45, 25:25	0.4961	0.0320	1898	1961	39
90, 85:15, 45, 40, 60, 50:50	0.5442	0.1620	1546	1845	52
90; 90:10, 35, 10, 60, 100:100	0.6807	0.2160	1468	1872	50
85, 90:10, 45, 40, 50, 100:100	0.3372	0.6410	663	1846	41
85, 95:5, 45, 85, 50, 25:25	-0.5517	1.0000	0	0	6

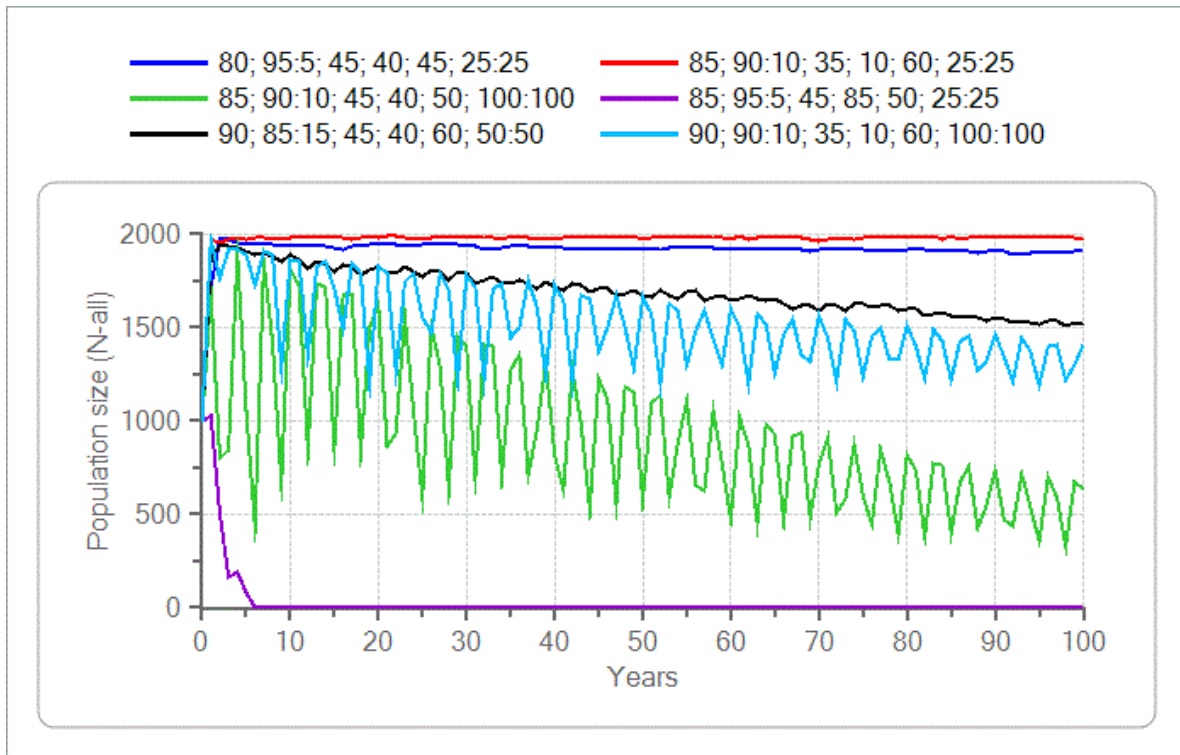


Figure 12: Mean total population size (N-all) projected over 100 years, of some factor analysis scenarios, the different combinations of values of the parameters tested correspond to this order: 1) percentage of annual breeding females, 2) two annual clutches with different distributions, 3) metamorphs mortality, 4) mortality of individuals (males and females) of two years of age and older, 5) mean number of metamorphs per breeding female and 6) annual harvesting of both female and male adults.

Acknowledgment

We thank Robert Lacy of the Species Conservation Toolkit Initiative and Phil Miller and Kathy Traylor-Holzer of the Conservation Planning Specialist Group for always answering questions when making the different *Vortex* scenarios.

Conclusions and Recommendations

- The PVA shows that *Telmatobius macrostomus*, one of the largest fully aquatic amphibians in the world, is a resilient species despite high mortalities and threats to its habitat.
- Even so, the population projection of the baseline model shows population decline and has a high probability of extinction, which would cause the species to lose its ecological and sociocultural role.
- Adult females have a special value in conservation actions since they are the limiting sex when it comes to population recruitment.
- It is a species with explosive tendencies regarding its potential for population growth, so it will be very easy to see if conservation actions are successful.
- If *ex situ* breeding could be successful over time with its own resources (e.g. tourism), then it could be a positive tool for the conservation of the species.
- Research, monitoring, and conservation actions aimed at conserving or rehabilitating the habitat of the species (mining tailings, surrounding vegetation, presence of trout, etc.) can be as important as research on species demography.
- It is important to study if there is dispersion between populations, where at the present a matrix of threats between each of the populations exist.
- If it is found that the species shows high fidelity to the body of water where it was born, it is necessary to study artificial dispersal actions.
- *Ex situ* studies should be promoted, but they have to go hand in hand with *in situ* studies, since the former would only save time if there is no investment in actions related to the latter.
- In small populations, a small and sporadic harvesting can have a negative effect on the viability of these populations. For this reason, it is important to keep the consent of state entities to work on conservation actions. In addition, community education and the implementation of alternative and profitable economic activities (e.g. tourism) are important to eliminate illegal collecting by individuals.
- The tourist value of the species could be investigated as is being done with the Lake Titicaca frog, *T. culeus*, a species related to the Lake Junín frog, *T. macrostomus*.

References

- Akçakaya, H. & Sjögren-Gulve, P. 2000. Population viability analysis in conservation planning: an overview. *Ecological Bulletins*, 48: 9-21.
- Auffarth, J., Krug, A., Pröhl, H. & Pröhl, R. 2017. A genetically-informed Population Viability Analysis reveals conservation priorities for an isolated population of *Hyla arborea*. *Salamandra* 53 (2): 171-182.
- Angulo, A. 2008. Conservation needs of *Batrachophrynus* and *Telmatobius* frogs of the Andes of Peru. *Conservation & Society* 6: 328–333.
- Becerra, J. 2012. Biología y conservación de la rana de Junín *Batrachophrynus macrostomus*, Peters, 1873. Primera Edición Gobierno Regional Junín, Huancayo. 43 pp.
- Block, W., Franklin, A., Ward, J., Ganey, J. & White, G. 2001. Design and implementation of monitoring studies to evaluate the success of ecological restoration on wildlife. *Restoration Ecology* 9 (3): 293-303.
- Boyce, M.S. 1992: Population viability analysis. – *Annual Review of Ecology and Systematics*: 481–506.
- Brook, B. W., L. Lim, R. Harden & R. Frankham. 1997. Does population viability analysis software predict the behaviour of real populations? A retrospective study on the Lord Howe Island woodhen *Tricholimnas sylvestris* (Sclater). – *Biological Conservation*, 82: 119–128.
- Burrowes, P.A. & De la Riva, I. 2017. Unraveling the historical prevalence of the invasive chytrid fungus in the Bolivian Andes: implications in recent amphibian declines. *Biological Invasions* 19: 1781–1794. <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1390-8>.
- Camacho, R. 2001. Propuesta de manejo para la rana de Junín (*Batrachophrynus macrostomus*). Tesis de Maestría con especialidad en Conservación de Recursos Forestales, Universidad Nacional Agraria La Molina. 160 pp.
- Castillo H.J. 2008. Influencia antropogénica minera sobre la especie endémica *Batrachophrynus macrostomus* Peters, 1873 en peligro de extinción del Lago Chinchaycocha (Pasco, Junín). Tesis de Doctorado con especialidad de Ciencias Biológicas. Universidad de Trujillo. 78 pp.
- Castillo, S. 2017. Preferencia de microhábitat del renacuajo de *Telmatobius macrostomus* (Peters 1873) “rana gigante de Junín” en los afluentes del lago Chinchaycocha, Junín, Perú. Tesis de Licenciatura con especialidad de Zoología. Universidad Mayor de San Marcos. 74 pp.
- Catenazzi, A., & von May, R. (2014). Conservation status of amphibians in Peru. *Herpetological Monographs*, 28 1– 23.

Clements, C. F., Drake, J. M., Griffiths, J. I., & Ozgul, A. 2015. Factors influencing the detectability of early warning signals of population collapse. *The American Naturalist* 186 (1): 50-58.

Coronel W. & J. Rojas. 2014. Situación actual de *Batrachophrynus macrostomus* (Peters) para la Conservación en la Reserva Nacional de Junín. Tesis universitaria para optar el Título Profesional de Ingeniero Forestal y Ambiental. Facultad de Ciencias Forestales y del Ambiente. Universidad Nacional del Centro del Perú. 119 pp.

del Pino, E.M. 1980. Morphology of the pouch and incubatory integument in marsupial frogs (Hylidae). *Copeia* 1980: 10–17.

Eisler, R. 1996. Silver hazards to fish, wildlife and invertebrates: a synoptic review. National Biological Review Report 32. 44 pp.

Ellner, S., Fieberg, J., Ludwig, D. and Wilcox, C. 2002. Precision of Population Viability Analysis. *Conservation Biology* 16: 258-261.

Fessl, B., Young, H.G., Young, R.P., Rodríguez-Matamoros, J., Dvorak, M., Tebbich, S. & Fa, J.E. 2010. How to save the rarest Darwin's finch from extinction: the mangrove finch on Isabela Island. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 365: 1019-1030.

Fjeldsa J. 1983. Vertebrates of the Junín area, central Peru. *Steenstrupia* 8: 285–298.

FODESA. 1999. Desarrollando las crianzas acuícolas y pecuarias en las riberas del Lago Chinchaycocha, Proyecto: AG-281 y AG-408, Manejo Ecológico y Diversificación Productiva en la Cuenca del Lago Chinchaycocha (1996-1999). Junín, Tarma. 108 pp.

Grupo RANA. 2019. Programa de Conservación de Anfibios Altoandinos del centro del Perú (*Telmatobius macrostomus* y *T. brachydactylus*) - “Alianza de Anfibios Andinos del Centro de Perú. Informe Final para SERNANP. 19pp.

Hurtado de Mendoza, L. 1987. Cazadores de las punas de Junín y Cerro de Pasco, Perú. *Estudios Atacameños* 8: 195-245.

Iannacone, J. & Manyari, G. 2003. Ecotoxicidad del mercurio, cadmio y plomo sobre renacuajos de la rana de Junín *Batrachophrynus macrostomus* Peters 1873 (Anura: Leptodactylidae). *Revista Brasileira de Toxicología*. 6 (1): 15-20.

IUCN SSC Amphibian Specialist Group. 2018. *Telmatobius macrostomus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T2645A89195689. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T2645A89195689.en>. Descargado en 15 de agosto de 2021.

Lacy, R.C. 1993. Vortex: A computer simulation model for population viability analysis. *Wildlife Research* 20:45-65.

Lacy, R.C. 2000. Considering threats to the viability of small populations. *Ecological Bulletins* 48:39-51.

Lacy, R.C. & Pollak, J.P. 2021. VORTEX: A Stochastic Simulation of the Extinction Process. Version 10.3.8. Chicago Zoological Society, Brookfield, Illinois, EEUU. Disponible en <https://scti.tools>.

Lacy, R.C., Miller, P.S. & Traylor-Holzer, K. 2021. Vortex 10 User's Manual. 30 March 2021 update. IUCN SSC Conservation Breeding Specialist Group, and Chicago Zoological Society, Apple Valley, Minnesota, EEUU.

Lindenmayer, D. & Likens, G. 2010. The science and application of ecological monitoring. *Biological Conservation*, 143 (6): 1317-1328.

Lindenmayer, D.B., Gibbons, P., Bourke, M., Burgman, M., Dickman, C.R., Ferrier, S., Fitzsimons, J., Freudenberger, D., Garnett, S.T., & Groves, C. 2012. Improving biodiversity monitoring. *Austral Ecology* 37: 285-294.

Lippé, C., Dumont, P. & Bernatchez, L. 2006. High genetic diversity and no inbreeding in the endangered copper redhorse, *Moxostoma hubbsi* (Catostomidae, Pisces): the positive sides of a long generation time. *Molecular Ecology* 15: 1769–1780.

Lips K.R., Diffendorfer J., Mendelson J.R. III, Sears M.W. 2008. Riding the wave: reconciling the roles of disease and climate change in amphibian declines. *PLoS Biology* 6 (3):e72.

Loza, A. & Mendoza, W. 2017. Evaluación poblacional y estado de conservación de *Telmatobius macrostomus* Peters, 1873 (Anura: Telmatobiidae) en humedales altoandinos, Región Pasco-Perú. *Revista de Investigación Altoandina*, 19 (2): 145-156.

Manlik, O., Lacy, R.C. & Sherwin, W.B. 2018. Applicability and limitations of sensitivity analysis for wildlife management. *Journal of Applied Ecology* 55: 1430-1440.

Morrison, C. & Hero, JM. 2003. Geographic variation in life-history characteristics of amphibians: a review. *Journal of Animal Ecology* 72: 270-279.

O'Grady, J.J., Brook, B.W., Reed, D.H., Ballou, J.D., Tonkyn, D.W. & Frankham, R. 2006. Realistic levels of inbreeding depression strongly affect extinction risk in wild populations. *Biological Conservation* 133: 42-51.

Reed, D.H & Frankham, R. 2003. Correlation between Fitness and Genetic Diversity. *Conservation Biology* 17 (1): 230-237.

Rodbell, D.T., Delman, E.M., Abbott, M.B., Besonen, M.T. & Tapia, P.M., 2014. The heavy metal concentration of Lake Junin national reserve, Peru: an unintended consequence of the juxtaposition of hydroelectricity and mining. *GSA Today*, 24 (8): 4–10.

Shoobridge D. 2006. Protected area profile: Peru: Junin National Reserve: ParksWatch. ParksWatch Perú. http://www.parkswatch.org/parkprofiles/pdf/jnar_eng.pdf (accedido en 11 de mayo de 2021).

Sinsch, U. & Aguilar-Puntriano. 2021. Growth trajectory of the world's largest aquatic frog (*Telmatobius macrostomus*): skeletochronological analysis of digit growth marks. *Salamandra* 57 (2): 291-294.

Smith, M.A. & Green, D.M. 2005. Dispersal and the metapopulation paradigm in amphibian ecology and conservation: are all amphibian populations metapopulations? *Ecography* 28 (1): 110-128. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2005.04042.x>.

Spielman, D., Brook, B.W. & Frankham, R., 2004. Most species are not driven to extinction before genetic factors impact them. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 101 (42): 15261–15264.

U.S. Fish and Wildlife Service. 2005. Draft Chiricahua Leopard Frog (*Rana chiricahuensis*) Recovery Plan. U.S. Fish and Wildlife Service, Southwest Region, Albuquerque, NM. 149 pp. + Appendices A-N.

Velasco, M.A. 2018. Dinámica poblacional y conservación de La Ranita Del Valcheta, *Pleurodema Somuncurense* (Ceí, 1969), Patagonia, Argentina. Tesis de Doctorado con especialidad en Ciencias Naturales, Universidad Nacional de la Plata, Argentina. 148 pp.

Victorio, S.R. 2017. Evaluación del estado de conservación del *Telmatobius macrostomus*, en la laguna Chacacancha del distrito de Ninacaca, provincia de Pasco – Región Pasco. Tesis de Ingeniería Ambiental, Universidad Nacional Daniel Alcides Carrión. 93 pp.

Wakamiya, S.M. & Roy, C.L. 2009. Use of monitoring data and population viability analysis to inform reintroduction decisions: Peregrine falcons in the Midwestern United States. *Biological Conservation* 142: 1767-1776.

Watson A., Fitzgerald, A. & Baldeón, O. 2017a. Diet composition and prey selection of *Telmatobius macrostomus*, the Junín giant frog. *Endangered species research*. 32: 117-121. DOI: <https://doi.org/10.3354/esr00785>.

Watson A., Fitzgerald, A. & Baldeón, O. 2017b. Habitat characterization, occupancy and detection probability of the Endangered and endemic Junín giant frog, *Telmatobius macrostomus*. *Endangered species research*. 32: 429-436. DOI: <https://doi.org/10.3354/esr00821>.

Taller Análisis de Viabilidad Poblacional (PVA) de la rana gigante del lago Junín (*Telmatobius macrostomus*)

**Taller facilitado de forma virtual
17 de febrero – 24 de marzo, 2021**

Sección VI Lista de participantes



Nombre de participante	Correo	Institución
Yuri Beraún Baca	yberaun@minam.gob.pe	Ministerio del Ambiente
Lizette Bermúdez Larrazábal	lizette.bermudez@zoohuachipa.com.pe	Patronato Parque de Las Leyendas
Federico Bolaños Vives	federico.bolanos@ucr.ac.cr	Universidad de Costa Rica
Eduardo Bolaños Vargas	relacionespublicas@fundazoo.org	Fundación Pro Zoológicos
Luis Castillo Roque	castilloroqueluis@gmail.com	Denver Zoo/Asociación GRUPO RANA
Alan Chamorro Cuestas	alanchc.ac@gmail.com	Asociación Ecosistemas Andinos
Gerardo Chaves Cordero	gerardo.chaves@ucr.ac.cr	Centro de Investigación en Biodiversidad y Ecología Tropical, Universidad de Costa Rica
Roberto Elias Piperis	roberto.elias@upch.pe	Denver Zoo/Universidad Peruana Cayetano Heredia
Eduardo Elías Núñez	eelias@sernanp.gob.pe	Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas-Reserva Nacional de Junín
Austin Fitzgerald	austinl.fitzgerald@gmail.com	Investigador independiente
Matt Herbert	mherbert@denverzoo.org	Denver Zoo
Juan Carlos Hurtado Valerio	jhurtado@sernanp.gob.pe	Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas-Reserva Nacional de Junín
Victor Jassmani Vargas	vjvargasg@gmail.com	Asociación Pro Fauna Silvestre, Ayacucho IUCN SSC Amphibian Specialist Group – Peru
Yolanda Matamoras	yolanda@cpsgmesoamerica.org	Fundación Pro Zoológicos/UICN SSC Grupo Especialista en Planificación para la Conservación
Jhusely Danesy Navarro Patiño	jnavarro.rana@gmail.com	Asociación GRUPO RANA
Jorge Rodríguez Matamoras	jorge@cpsgmesoamerica.org	Fundación Pro Zoológicos/UICN SSC Grupo Especialista en Planificación para la Conservación
Andrew Watson	a.watson029@gmail.com	University of Canterbury

Taller Análisis de Viabilidad Poblacional (PVA) de la rana gigante del lago Junín (*Telmatobius macrostomus*)

**Taller facilitado de forma virtual
17 de febrero – 24 de marzo, 2021**

Anexo I Presentación

Wilhelm Peters,
1873


2. Über neue oder weniger bekannte Gattungen und Arten von Batrachiern.
1. *Batrachophrynus* nov. gen.
1. *B. macrostomus* n. sp. (Tab. 2, Fig. 1.)
Im Habitus dem *Collyprophila* ähnlich, aber mit kürzerem und mehr sagittaler Schwanz. Die etwas grossen Augen convergiren nach vorn, so dass sie hier ungefähr einen Ausdrucks-
Hocico más corto y puntiagudo, ojos grandes hacia adelante, piel lisa, protuberancias pequeñas detrás del párpado. Dedos largos. Color olivo - pardo. **Ventre amarillento.**

7

Anfibios de la Sierra Central del Perú
Una clave de identificación para adultos y larvas.
Ulrich Steudl*

INHALTSANGABE
Ein Bestimmungsschlüssel für die 8 Amphibienarten der peruanischen Zentralanden wird vorgestellt. Er basiert hauptsächlich auf den äusserlich sichtbaren Kennzeichen lebender Tiere (Mäuler und Kehlkäuge) und ist als Bestimmungshilfe für Freilanduntersuchungen gedacht. Das gegenwärtige Wissen über die Habitat- und die Biologie der einzelnen Arten wird zusammengefasst.

6 a) Adultos grandes (124 mm - 285 mm SVL), dedos largos y delgados, pliegues en la región abdominal, solamente en los lagos de la región Junín — Cerro de Pasco.....
.....*Batrachophrynus macrostomus*.



8



9




GORE PASCO, 2012

Extremidades

10

Huevos



Max 1cm.

Promedio de 1500 huevos (450 a 3500)

Becerra, 2012

(menos de 11 días)

11

Unto sin patas visibles



4 meses aprox.

12



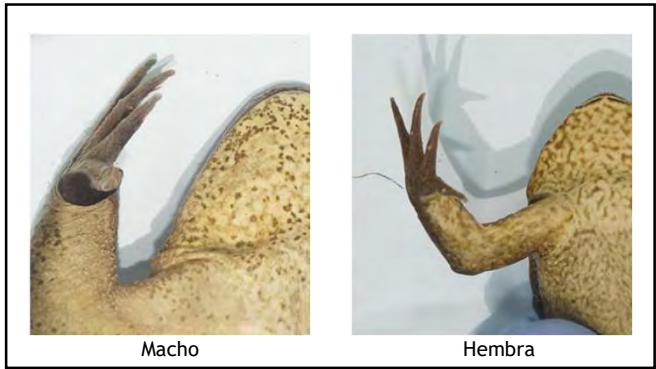
13



14



15



16



17

Se presenta un archivo de desoves de ranas obtenidos en el Centro Experimental de La Huaycha, solamente durante un mes (marzo del año 2.003):

Fecha de desove	N° de ovas promedio	Fecha de eclosión	T° C	% de Superviv.	N° de larvas Eclosionadas
08-Marzo	1.000	13-Marzo	21 °C	92	920
09-Marzo	450	14-Marzo	21 °C	98	441
09-Marzo	2.200	14-Marzo	21 °C	90	1.980
10-Marzo	1.200	20-Marzo	16 °C	92	1.104
12-Marzo	3.200	22-Marzo	16 °C	84	2.701
15-Marzo	2.000	21-Marzo	21 °C	70	1.400
	10.050				8.545

Becerra, 2012

18

Coloración en vida

19



20

Hábitat

21



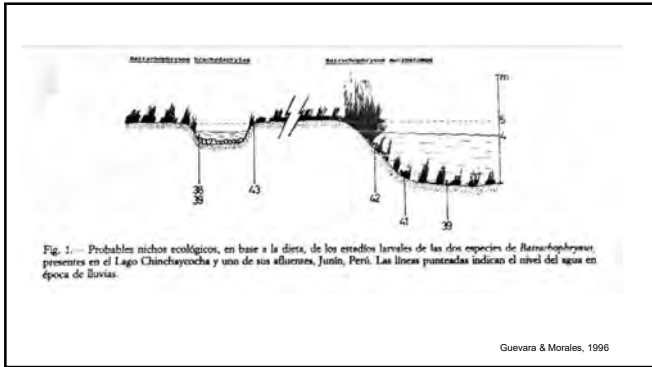
22



23



24



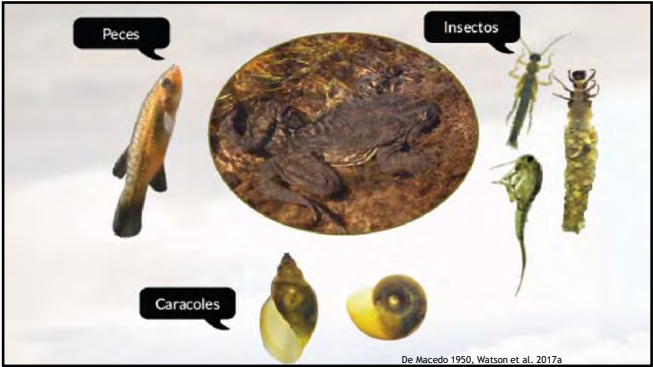
25





26

Asociación con otras especies



27



28

Protozoos		Sanguijuela
		<i>Helobdella</i> sp.
<i>Opalina ranarum</i>	<i>Entomoeba invadens</i>	Cestoda
		<i>Proteocephalus</i> sp.
		Nemátodo
		<i>Falcaustra condorcanqui</i>
(Hurtado, 1996; Sanchez & Rodriguez, 2004).		Hurtado (1996) García (1986)

29

Protozoos parásitos <ul style="list-style-type: none"> • <i>Trichodina</i> sp. • <i>Ichthyophthirius multifiliis</i> • <i>Nyctotherus cordiformis</i> 	Enterobacterias <ul style="list-style-type: none"> • <i>Enterobacter cloacae</i> • <i>Proteus vulgaris</i> • <i>Klebsiella pneumoniae</i> • <i>Citrobacter freundii</i> 
Iannaccone & Manyari, 2008	

30

Distribución geográfica

31



32



33



34

Sociocultural

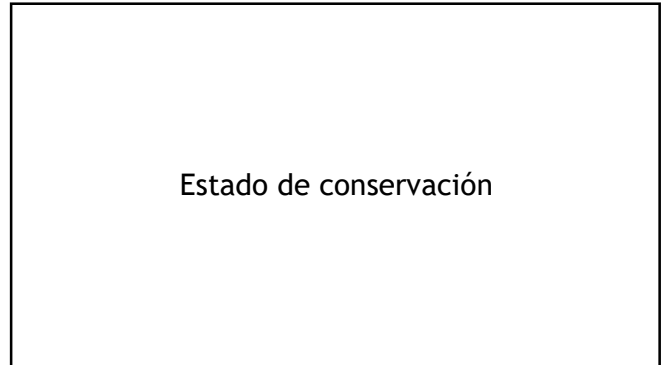
35



36



37



38

Marco legal

- Artículo 68° de la Constitución Política del Perú.
- Artículo 29° de la Ley N° 26839, la Ley de Conservación y Aprovechamiento sostenible de la Biodiversidad.
- Convenio de sobre la Diversidad Biológica, ratificado por el Perú por R.L. N° 26181.
- Artículo 1° de la Ley Forestal y Fauna Silvestre N° 27308.

39

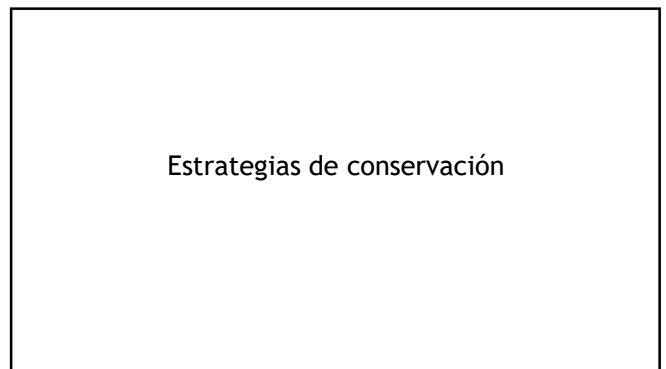
1977	1990	2000	2004	2014
No categorizado	No categorizado	No categorizado	En Peligro	En Peligro

Decreto Supremo que aprueba la actualización de la lista de clasificación y categorización de las especies amenazadas de fauna silvestre legalmente protegidas. N° 004-2014-MINAGRI
 IUCN SSC Amphibian Specialist Group. 2018. *Rhinombombus macrostomus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T2645A89195689. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T2645A89195689.en>. Downloaded on 17 February 2021

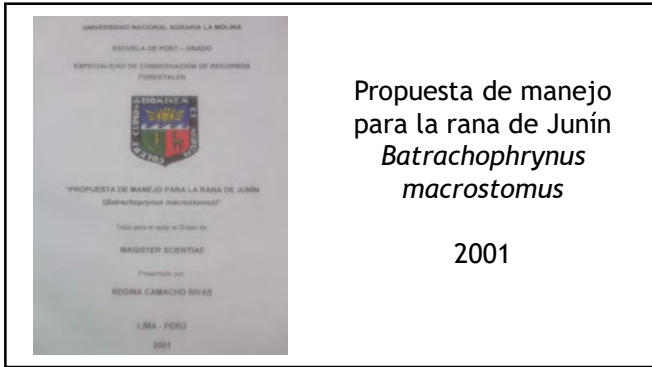
40



41



42



Propuesta de manejo para la rana de Junín *Batrachophrynus macrostomus*

2001

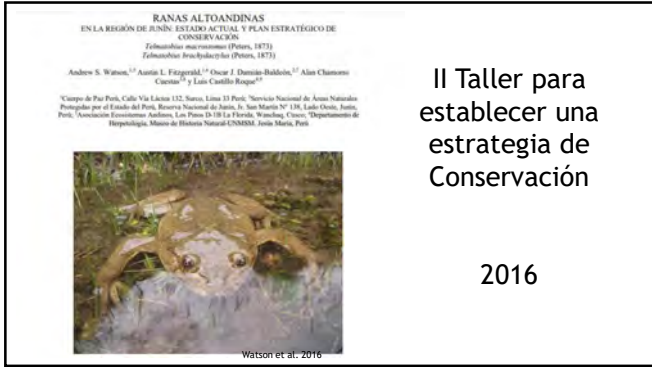
43



I Taller para establecer una estrategia de Conservación de la rana gigante del lago Junín (*Telmatobius macrostomus*)

2013

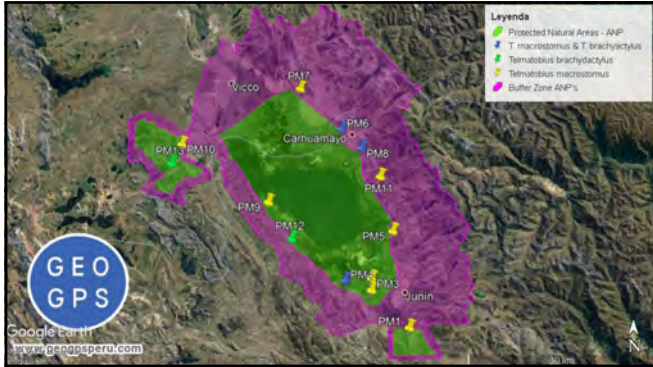
44



II Taller para establecer una estrategia de Conservación

2016

45



46



47



48



49



50



51

Taller Análisis de Viabilidad Poblacional (PVA) de la rana gigante del lago Junín (*Telmatobius macrostomus*)

**Taller facilitado de forma virtual
17 de febrero – 24 de marzo, 2021**

Anexo II

**Respuestas de participantes a preguntas
solicitadas antes del taller**

Información de los participantes y preguntas

Pregunta 1

Por favor proporcione su nombre y una breve identificación de la organización, área de especialización y área de interés principal.

-Luis Castillo Roque, biólogo con estudios en biodiversidad y gestión de ecosistemas, trabajo como coordinador de proyectos para Denver Zoo y director de investigación y finanzas de la ONG GRUPO RANA. Mi área de estudio son los anfibios acuáticos del género *Telmatobius*.

-Gerardo Antonio Chaves Cordero del Centro de investigaciones en biodiversidad terrestre de la Universidad de Costa Rica, soy herpetólogo con interés en taxonomía y ecología de anfibios y reptiles área de especialización y área de interés principal.

-Jhusely Danesy Navarro Patiño. Organización: Asociación Grupo RANA, es una organización sin fines de lucro comprometida con la naturaleza y la sociedad, trabajando por la conservación de la biodiversidad y los ecosistemas, con énfasis en la rana gigante de Junín. Área de especialización: Ingeniería ambiental. Área de interés principal: Conservación de biodiversidad y Sistemas Socio ecológicos.

-Eduardo A. Bolaños Vargas, encargado del Departamento de Relaciones Públicas, Fundación Pro-Zoológicos. Mi área principal de interés es el apoyo tecnológico a la actividad y aprender de una especie tan importante de la cual no tengo conocimiento.

-Yuri Beraún Baca, actualmente especialista en gestión de fauna silvestre del Ministerio del Ambiente de Perú. Especializado en los aspectos técnico-normativos vinculados con la conservación y uso sostenible de la diversidad biológicamente, especialmente especies amenazadas e incluidas en los Apéndices de las convenciones CITES y CMS.

-Víctor Jassmani Vargas García. Asociación Pro-Fauna Silvestre, Ayacucho. IUCN SSC Amphibian Specialist Group – Perú.

-Mi nombre es Eduardo Elías Núñez, guardaparque de la Reserva Nacional de Junín del Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado – SERNANP, tengo interés en estudiar los ecosistemas acuáticos continentales.

-Alan Chamorro, represento a la ONG Asociación Ecosistemas Andinos – ECOAN, una institución que trabaja en la conservación de especies endémicas y amenazadas, así como en ecosistemas vulnerables, en consenso con las Comunidades locales. En la actualidad, coordino los proyectos en la región centro (Junín y alrededores) y me interesa, el diseño, implementación y sostenibilidad de los proyectos de conservación.

-Andrew Watson. Investigador Asociado – Zoológico de Denver y Grupo RANA. Soy Biólogo. Estoy haciendo un programa doctoral en temas ecológicos acuáticos.

-Federico Bolaños Vives, M.Sc. Escuela de Biología, Universidad de Costa Rica
Herpetólogo con un interés principal en Comportamiento, Ecología y Conservación de Anfibios.

-Matt Herbert, Zoológico de Denver (Denver Zoo en Ingles). Somos un ONG en el estado de Colorado, EE. UU. cuya misión es “Inspirar a comunidades a salvar la vida silvestre para generaciones futuras”. Trabajo dentro del Departamento de Conservación. Mi cargo y mi interés principal es manejo de proyectos, especialmente en relación con educación ambiental. Otro énfasis que tengo es asegurar que los proyectos de campo de esta involucrado Denver Zoo son vinculados a nuestra estrategia institucional y son relevantes a nuestras comunidades en Colorado.

-Ing. Juan Carlos Hurtado Valerio- Especialista de la Reserva Nacional de Junín. Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado-SERNANP Reserva Nacional de Junín: Es un área natural protegida, cuyo objetivo es proteger la belleza escénica, flora y fauna peculiares del Lago Junín. Rendir homenaje a los héroes de Junín. Contribuir al desarrollo social y económico mediante el turismo.

- *Área de especialización:* Ecología y Gestión Ambiental
- *Área de interés principal:* Ecología de especies

-Austin L. Fitzgerald. Especialización en biología de campo, colección de datos relacionadas a anfibios, reptiles, y peces y ecosistemas.

Pregunta 2

¿Cuál es su objetivo personal para el Taller Análisis de Viabilidad de Poblaciones de la rana gigante del lago Junín (*Telmatobius macrostomus*)? ¿Qué es lo que desea que se logre con este taller?

-Obtener información que permita tomar decisiones para la conservación de la especie.

-La conservación de los anfibios y la sostenibilidad de los recursos naturales es parte de mi trabajo profesional. Dado que parte del problema de conservación de esta especie ha sido el uso intensivo para consumo humano, me parece relevante analizar su viabilidad poblacional para poder establecer controles en su uso que garanticen su supervivencia.

-Aprender sobre los futuros riesgos que enfrentará la rana gigante del lago Junín, y cuáles serán cruciales en su supervivencia, asimismo cómo esto determinará la tendencia de su población.

-Mi objetivo personal es que por medio de mi apoyo a la realización del taller se pueda llevar a buen fin la investigación y las discusiones, así como mi conocimiento particular de la especie. Deseo que se logren los objetivos del taller en el tiempo esperado, en la particularidad de ser una iniciativa a distancia.

-Contribuir con los análisis integrales que demandan este tipo de actividades. Asimismo, brindar información relevante que pueda contar nuestra institución para enriquecer el análisis del PVA. Espero que se logre concretar un documento que pueda ayudar a los actores de los diferentes niveles a poder dimensionar de manera adecuada las necesidades de conservación de la especie y sus hábitats.

-Conocer y estandarizar metodologías para determinar la Viabilidad de las Poblaciones de anfibios acuáticos y aportar con conocimientos en el proceso.

-Conocer a fondo el riesgo de extinción y las probabilidades de recuperación de la especie. Determinar acciones realistas para las amenazas que enfrenta esta especie.

-Me gustaría contribuir con el diseño de una estrategia eficiente y sostenible para conservar a la rana gigante, busco aportar en encontrar acciones reales, financieramente posibles y sustentables. Busco que al final del taller, se puedan definir las herramientas para recoger información, el tipo de dato que se debe coleccionar y priorizar las acciones de conservación para salvar a la rana de la extinción, en lo posible.

-Me gustaría participar en el taller a brindar apoyo y recomendaciones. Además, estoy interesado en el análisis.

-Aunque yo no tengo experiencia con la especie en cuestión lo que espero es que esta y otras especies que tienen requerimientos similares se vean favorecidos en su permanencia con experiencias como la que se está desarrollando con este taller.

-Objetivo personal: Nunca he participado en un PVA, así que quiero saber más del proceso mientras contribuyo con mis conocimientos y pensamientos respecto a la rana gigante de Junín. ---

-Que se logre: Un análisis de la situación poblacional y ecosistémica de la rana gigante de Junín, basado en la lógica y la ciencia, para el uso de priorizar estrategias de conservación, justificar porque se ha escogido tales estrategias e involucrar personas claves en la conservación de la especie.

-Conocer las poblaciones de Rana de Junín, para implementar estrategias de conservación dentro de la Reserva Nacional de Junín.

-Objetivo personal sería refamiliarizarme con los trabajos actuales que se llevan a cabo en Junín y alrededores. Espero que el taller identificará las áreas de datos e información que

todavía faltan para entender la población, o las poblaciones, de *Telmatobius* en Junín y alrededores.

Pregunta 3

¿Cuál, según su punto de vista, es el mayor problema que afrontarán la rana gigante del lago Junín durante los próximos 25 años?

-Pérdida y alteración del hábitat.

-Pérdida y alteración de sus hábitats.

-Efectos del cambio climático y acción humana.

-Principalmente impactos antrópicos derivados de la industria hidroeléctrica, desecho de residuos sólidos y la caza ilegal de la especie.

-El cambio climático y la contaminación ambiental.

-Tráfico ilegal para consumo humano.

-La constante pérdida de hábitat. Hay una basta cantidad de situaciones que reducen el hábitat de la rana en diferentes estadios de su vida (embalse y desembalse artificial del lago Junín, contaminación por aguas residuales, metales pesados, detergentes, químicos y otros, remoción de cobertura vegetal sumergida/emergente, manejo y canalización de ríos) y no existe una normativa eficiente que reduzca, mitigue o elimine la contaminan/reducción del hábitat. Se debe plantear algo para cambiar esa situación.

-Creo que el problema más importante es la disminución de hábitat adecuado, como la calidad de hábitat y la conectividad de hábitat para mantener las poblaciones.

-Aunque sabemos que hay una gran cantidad de amenazas para la vida silvestre considero que el cambio climático y el surgimiento de enfermedades son las principales amenazas a futuro.

-Con el presente estado de la población (que se piensa es relativamente pequeño y dispersado) la destrucción de su hábitat, especialmente los canales, es el mayor problema. Si anticipamos que la población va a incrementar en los próximos 25 años- y ojalá que sí crezca- pienso que la cosecha para consumo por seres humanos será el mayor problema.

-El mayor problema es la disminución de su población por la contaminación minera y doméstica, hasta el punto de extinguirse, sino se establece estrategias de conservación.

-Falta de control por agencias nacionales que se encargan de la aplicación de regulaciones relacionados a la conservación de especies. (La oficina de aplicación de regulaciones que se encuentra en La Oroya debe ser la oficina encargada de la región Junín, por cuestión de logística y el tiempo necesario para responder a situaciones).

Pregunta 4

¿Con qué quiere contribuir a este taller?

-Compartir la poca información biológica que se tiene de la especie y la experiencia en campo.

-Dado que desconozco la biología de esta especie, quisiera inicialmente conocer en detalle detalles de su biología, particularmente su ecología. Con mi experiencia en los problemas de anfibios y uso de recurso en Costa Rica me gustaría aportar mi experiencia en estos campos para colaborar con los expertos en la especie.

-Proporcionando la mirada de las poblaciones locales, como estudiantes y miembros de las comunidades.

-Con el apoyo técnico, toma de notas, registros de conversaciones y lo que sea posible ayudar para el desarrollo del informe final.

-Información de tipo diagnóstica que ha generado el ministerio sobre la especie y sus hábitats. El MINAM ha esbozado en años anteriores mapas de distribución de la especie.

-Con conocimientos sobre las ranas acuáticas del género *Telmatobius*.

-Proponiendo acciones que ayuden a su conservación.

-Mi experiencia en campo, con las Comunidades campesina y en la gestión de recursos naturales, creo que puedo dar algunos puntos de vista válidos para la elaboración de estrategias eficientes.

-Tengo más de 7 años de experiencias estudiando la ecología de rana gigante de Junín.

-Aunque no tengo experiencia con la especie en cuestión creo que puedo contribuir con información que tengo del grupo de los anfibios como un todo y de la experiencia que tenemos en Costa Rica.

-Basado en mis experiencias en proyectos de conservación, quiero contribuir una manera de pensar estratégica y lógicamente respeto al estado ideal de la especie, las amenazas que la enfrentan, estrategias, y las probabilidades de varias situaciones en el futuro respeto a la población y hábitat de la rana.

-Una contribución post taller, sería difundir lo aprendido, para establecer una línea base de conservación de la especie.

-Quiero proveer mis puntos de vista acerca del estudio y conservación de las ranas. Entender las complicaciones involucrados en trabajos con varias agencias, organizaciones, grupos etc.

Pregunta 5

¿Cuál sería el estado ideal de la salud de las poblaciones de la rana gigante del lago Junín en los próximos 25 años?

-Estable, con un ligero incremento poblacional a partir de proyectos de repoblamiento y reforzamiento. Disminución de las amenazas hacia la rana.

-He leído que era una especie muy abundante en el pasado, que para el 2012 se reportan un máximo de 3 individuos por hectárea en algunos hábitats, para un total de 592 animales estimados en su ambiente natural. Otras especies de ranas acuáticas alcanzan densidades entre cientos a miles de individuos por hectárea en otros países suramericanos. *Telmatobius macrostomus* debería alcanzar densidades cercanas a la de estas especies.

-Que la población de la rana gigante de Junín se mantenga estable y que los pobladores locales contribuyan a su conservación y manejo.

-Identificación de poblaciones importantes que puedan ser aisladas y protegidas para asegurar su reproducción en condiciones naturales.

-Poblaciones estables, identificadas y monitoreadas adecuadamente. Hasta donde tenemos información disponible, no se conoce el tamaño real de la población, por lo que cualquier actividad orientada a limitar las amenazas ya constituyen logros para la conservación de la especie.

-Estable, toda vez que se mantiene las fuentes de agua que son soporte para estas poblaciones.

-Que exista una población que cuadruple a la actual, libre de enfermedades como la quitridiomycosis.

-Hay situaciones que son insalvables, espero una población estable en una parte o porcentaje del lago, donde se aseguren caudales y cauces limpios, y donde las acciones contaminantes estén prohibidas con normas eficientes, donde la Comunidad pueda tener un centro de rescate (semicautiverio) que requiera un mínimo esfuerzo para obtener un recurso turístico y así asegurar la conservación de la especie y su hábitat.

-Poblaciones estables y no en peligro de extinción.

-Realmente no tengo respuesta para esta pregunta. Pero esperaría que las poblaciones sean saludables y en recuperación poblacional.

-Una población sustentable, resiliente a las amenazas que la enfrentaran, que existe en un hábitat adecuada.

-Desde mi punto de vista, el estado ideal sería una especie libre de enfermedades y con una alta tasa de crecimiento poblacional.

-Un entendimiento mejor de la distribución de las ranas en el contexto de su distribución histórica. Creo que todavía no sabemos la distribución actual de *Telmatobius macrostomus* ni de *Telmatobius brachydactylus*. Sin saber el rango de distribución no se puede hablar con confianza de conservación de poblaciones. Hay que planificar expediciones en Junín, Pasco, etc “para poner puntos en el mapa”.