

UNIVERSIDAD NACIONAL
SISTEMA DE ESTUDIOS DE POSGRADO
INSTITUTO INTERNACIONAL EN CONSERVACION
Y MANEJO DE VIDA SILVESTRE

EL COQUÍ COMÚN (*ELEUTHERODACTYLUS COQUI*) EN COSTA RICA: SELECCIÓN
DE HÁBITAT, ETAPA DE INVASIÓN Y ASPECTOS SOCIALES ANTRÓPICOS QUE
PODRÍAN INFLUIR EN SU DISPERSIÓN Y MANEJO

Jimmy Barrantes Madrigal

Heredia, agosto de 2017

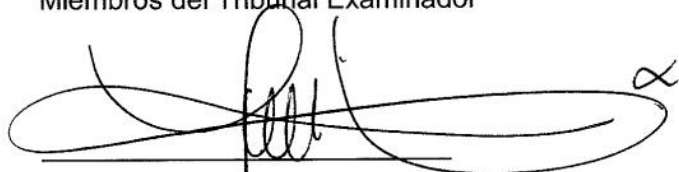
Tesis sometida a consideración del Tribunal Examinador de Postgrado
de la Universidad Nacional para optar al título de Magister Scientiae
en Conservación y Manejo de Vida Silvestre

EL COQUÍ COMÚN (*ELEUTHERODACTYLUS COQUI*) EN COSTA RICA: SELECCIÓN
DE HÁBITAT, ETAPA DE INVASIÓN Y ASPECTOS SOCIALES ANTRÓPICOS QUE
PODRÍAN INFLUIR EN SU DISPERSIÓN Y MANEJO

Jimmy Barrantes Madrigal

Tesis presentada para optar al grado de Magister Scientiae en Conservación y Manejo de
Vida Silvestre. Cumple con los requisitos establecidos por el Sistema de Estudios de
Posgrado de la Universidad Nacional. Heredia. Costa Rica.

Miembros del Tribunal Examinador



Luis Alfredo Miranda Calderón, Dr.

Presidente del Consejo Central de Posgrado o su representante



Laura Porras Murillo, PhD

Representante de la Dirección del

ICOMVIS



Víctor Acosta Chaves, M.Sc.

Tutor



Manuel Spinola Parallada, PhD

Asesor



Gilbert Alvarado Barboza, M.Sc.

Asesor



Jimmy Barrantes Madrigal

Sustentante

RESUMEN

Las especies introducidas han causado impactos ambientales, sociales y económicos alrededor del mundo. Un ejemplo de esto es la rana coquí común de Puerto Rico (*Eleutherodactylus coqui*). Esta especie ha sido considerada como una de las 100 peores especies invasoras en el mundo, principalmente por los efectos causados por su introducción en Hawái. Dicho anuro fue introducido en Costa Rica hace aproximadamente 20 años, sin embargo, no se cuenta con información sobre el estado e impactos de sus poblaciones en el país. El objetivo de este trabajo es analizar la selección de hábitat, etapa de invasión y aspectos antrópicos que influyen en la dispersión y manejo de esta especie en Costa Rica. Realicé un análisis de selección de hábitat mediante modelos de ocupación. Determiné la etapa de invasión mediante un marco de referencia que considera las condiciones y barreras que una especie debe superar para avanzar en el continuo de invasión. Como resultado, el coquí seleccionó puntos cercanos al sitio donde se introdujo, con abundante vegetación, bromelias y palmas. La razón de esto probablemente se deba a aspectos de su capacidad de dispersión, requerimientos ambientales y biología reproductiva. En cuanto a la etapa de invasión, detecté una nueva población de esta especie en una localidad lejana al punto de origen y es posible que existan otras aun no detectadas, por lo tanto, esta especie actualmente se clasifica en una etapa de invasión avanzada. Adicionalmente, apliqué encuestas a la gente local para conocer su percepción y nivel de conocimiento sobre esta especie, luego analicé las posibles implicaciones que esto tiene para su dispersión y manejo. Las personas parecen tener un limitado conocimiento sobre el coquí y su percepción hacia esta especie es en su mayoría positiva. Esto puede tener repercusiones en la aplicación de medidas de manejo y favorecer la dispersión de dicha especie. Recomiendo la aplicación de cuatro medidas: mantener un monitoreo constante de las poblaciones de coquí en el país, desarrollar campañas informativas para aumentar el nivel de conocimiento de las personas sobre la biología y posibles impactos de esta especie, incentivar la investigación sobre los impactos de esta especie para detener o mitigar los de carácter negativo; por último, implementar un manejo donde se involucre a la comunidad, mejorando la aceptación y apoyo de la gente local.

ABSTRACT

Introduced species have caused environmental, social and economic impacts around the world. An example is the common coqui frog of Puerto Rico (*Eleutherodactylus coqui*), a species that has been considered one of the 100 worst invasive species in the world, mainly due to the effects caused by its introduction in Hawaii. This anuran was introduced in Costa Rica about 20 years ago; however, there is very little information about the state and impacts of its populations in the country. The objective of this work is to analyze the habitat selection, stage of invasion and anthropic aspects that influence the dispersion and management of the species in Costa Rica. I performed an habitat selection analysis using occupancy models. Also, I determined the stage of invasion through a framework that considers the conditions and barriers that a species must overcome in order to advance in the invasion continuum. As a result, the coqui selected points near the site where was introduced, with abundant vegetation, bromeliads and palms. The reason for this is probably due to aspects of their dispersal and reproductive biology. Additionally, a new population of this species was detected in a locality far from the point of origin. Actually, it is possible that others populations are still undetected, therefore, this species is currently classified in an advanced invasion stage. Additionally, I applied surveys to the local people to know their perception and level of knowledge about this species, to then analyzed the possible implications that this has for their dispersal and management. People seem to have limited knowledge about the frog and their perception is mostly positive. This can have repercussions in the application of management measures and favor the dispersion of this species. I recommend the application of four measures: maintain a constant monitoring of the coqui populations in the country, develop informative campaigns to increase the level of knowledge of the people about the biology and possible impacts of this species, encourage research on the impacts of this species to stop or mitigate the negative ones, and, implement a management where the community is involved, improving acceptance and support of local people.

AGRADECIMIENTOS

Deseo agradecer a mi tutor y asesores de tesis por su apoyo y comentarios durante la realización de este trabajo. A mis compañeros y amigos David Mejía, Michelle Monge y Gabriela Brenes por su compañía y colaboración durante los muestreos de campo. A Berta Antúnez y Juan Quiñones por ayudarme en los momentos finales de este trabajo. A Don Jorge Hernández por su apoyo, interés y colaboración con el trámite de los permisos de investigación. A Hannia Rodríguez y Pedro Murillo de la Escuela de Biología de la Universidad de Costa Rica por compartirme la información sobre la introducción de esta especie en el país. Quisiera dar gracias también al Jardín Botánico del CATIE y la Universidad de Costa Rica-Sede del Atlántico por permitirme el ingreso a sus instalaciones durante los muestreos. Agradezco a IDEA WILD y The Rufford Foundation por el financiamiento y materiales donados para realizar este proyecto. Por último, pero no menos importante, a mi familia y amigos por el apoyo durante todo el proceso de este posgrado.

CONTENIDO

	Página
RESUMEN	IV
ABSTRACT	V
AGRADECIMIENTOS	VI
LISTA DE CUADROS	IX
LISTA DE FIGURAS	X
INTRODUCCIÓN	1
Introducción general.....	1
Información sobre la especie.....	4
Antecedentes del coquí común como especie invasora	6
Introducción del coquí común en Costa Rica.....	8
LITERATURA CITADA	9
OBJETIVOS	16
CAPÍTULO I. SELECCIÓN DE HÁBITAT Y ETAPA DE INVASIÓN DE LA RANA COQUÍ COMÚN (ELEUTHERODACTYLUS COQUI) EN COSTA RICA	17
RESUMEN	17
INTRODUCCIÓN	18
ÁREA DE ESTUDIO.....	20
MATERIALES Y MÉTODOS	22
Selección de hábitat	22
Etapa de invasión	26
RESULTADOS.....	28
Selección de hábitat	28
Etapa de invasión	31
DISCUSIÓN	33
Selección de hábitat	33
Etapa de invasión	35
LITERATURA CITADA.....	38
ANEXOS	44
CAPÍTULO II. CONOCIMIENTO, PERCEPCIÓN Y ACTITUD ANTE PROPUESTAS DE MANEJO DE LAS PERSONAS QUE CONVIVEN CON EL COQUÍ COMÚN (ELEUTHERODACTYLUS COQUI) EN COSTA RICA	46
RESUMEN	46
INTRODUCCIÓN	47

AREA DE ESTUDIO.....	49
MATERIALES Y MÉTODOS	51
RESULTADOS.....	52
DISCUSIÓN	55
LITERATURA CITADA.....	59
ANEXOS.....	64
CONCLUSIONES	66
RECOMENDACIONES	68

LISTA DE CUADROS

Cuadro 1. Detalle de covariables utilizada para analizar la selección de hábitat del coquí (<i>Eleutherodactylus coqui</i>) en Costa Rica. 2017.....	24
Cuadro 2. Marco de referencia para la clasificación de la etapa de invasión una especie.	26
Cuadro 3. Primeros 10 modelos del conjunto con mejor ajuste ($\Delta AIC < 2$) utilizados en el análisis de selección de hábitat de <i>Eleutherodactylus coqui</i> , Turrialba, 2017.	29

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1. Coquí común de Puerto Rico (*Eleutherodactylus coqui*) detectado en Turrialba, Costa Rica, 2017. Fotografía por: Víctor Acosta Chaves. 5
- Figura 2. Ubicación y detalle del área de estudio para el análisis de ocupación de *Eleutherodactylus coqui* en Costa Rica, Turrialba, 2017. 21
- Figura 3. Importancia de relativa de las covariables según el conjunto de modelos con mejor ajuste ($\Delta AIC < 2$) utilizados en la selección de hábitat de *Eleutherodactylus coqui* en Turrialba, Costa Rica, 2017. 30
- Figura 4. Probabilidad de ocupación de las covariables utilizadas para analizar la selección de hábitat de *Eleutherodactylus coqui* en Costa Rica. 2017 31
- Figura 5. Ubicación de las áreas donde se ha detectado la presencia de *Eleutherodactylus coqui* en Costa Rica, 2017. 50
- Figura 6. Conocimiento sobre la rana *Eleutherodactylus coqui* de las personas que interactúan con esta especie, Turrialba, 2017. 52
- Figura 7. Percepción y tendencia poblacional deseada de *Eleutherodactylus coqui* por parte de las personas que interactúan con esta especie, Turrialba, 2017. 54

INTRODUCCIÓN

Introducción general

Los humanos han transportado especies de plantas y animales a regiones geográficas fuera de sus ámbitos de distribución natural durante cientos de años (Ricciardi 2007, Richardson et al. 2011). Sin embargo, la frecuencia con que ocurren estos eventos ha aumentado considerablemente en los últimos tres siglos a causa del desarrollo de las tecnologías de transporte y comercio (Wilson et al. 2009). En la actualidad estas especies representan un componente dominante en muchos ecosistemas alrededor del mundo (Pysek y Richardson 2010) y son un tema de preocupación para la comunidad científica debido a las alteraciones causadas en los nuevos ecosistemas invadidos (Bellard et al. 2016).

Los impactos provocados por las especies introducidas pueden ser muy variados. En algunos casos se consideran beneficiosos puesto que proveen bienes y servicios a las poblaciones humanas circundantes (ej. especies de importancia económica; Chapman 2016, Schlaepfer et al. 2011). Pero en otras ocasiones, causan severas alteraciones en el ambiente invadido (Bellard et al. 2016, Blackburn et al. 2014). Se estima que entre únicamente un 5 a 20 % de las especies introducidas son consideradas problemáticas (McGeoch et al. 2016), pero en estos casos, sus efectos son severos y persistentes (Bellard et al. 2016, Blackburn et al. 2014, Zenni y Nuñez 2013), por lo que son consideradas importantes agentes de cambio a nivel global (Pysek y Richardson 2010). Una vez establecidas en el nuevo ambiente, los impactos negativos abarcan desde alteraciones ecosistémicas como cambios en el ciclo de nutrientes, estructura de las comunidades bióticas o extinción de especies (Crowl et al. 2008, Pysek et al. 2012), hasta problemas sociales, económicos y de salud humana o animal (ej. daños a cultivos, introducción de enfermedades, daño a infraestructuras) (Dassonville et al. 2008).

La mejor manera de evitar estos problemas es la prevención de la introducción de las especies. Se han aplicado políticas y esfuerzos a nivel mundial para evitar el transporte e introducción de especies potencialmente problemáticas (Simpson et al. 2009, Hulme 2009). Sin embargo, estas no son totalmente efectivas y los eventos de introducción siguen siendo comunes e incluso se espera que aumenten en los próximos años

(Tittensor et al. 2014). Debido a esta problemática, se han incrementado las demandas y obligaciones referentes al manejo de especie introducidas (Crowley et al. 2017).

Un manejo efectivo de estas especies involucra un amplio espectro de actividades en políticas ambientales y prácticas, que incluye la prevención de introducciones, contención y erradicación en los nuevos hábitats invadidos y la mitigación del impacto de las poblaciones establecidas (Simberloff et al. 2013). El problema es que la aplicación de estas medidas generalmente es muy costosa, en especial cuando la escala espacial invadida es amplia (McGeoch et al. 2016). La manera más eficaz es actuar en las primeras etapas de invasión, antes que la población introducida aumente su distribución e impactos, de esta manera se reducen los costos y se logran resultados más efectivos (Simberloff et al. 2013). Sin embargo, estas medidas son difíciles de aplicar debido a la falta de información durante las primeras etapas de invasión (Simberloff 2003).

Otro reto que deben enfrentar los manejadores de vida silvestres es que el incremento de la cantidad y escala de los proyectos dedicados al manejo de las especies introducidas inevitablemente interseca con una amplia variedad de comunidades, intereses y valores humanos (Estévez et al. 2015). No se puede obviar el hecho de que las invasiones biológicas son un problema en el que los humanos están involucrados en algún punto relacionado a su introducción, dispersión, impacto o solución (García-Llorente et al. 2016). Esto implica que se debe lidiar con desacuerdos sociales, que en algunos casos se intensifican hasta conflictos destructivos (Estévez et al. 2015). Afortunadamente, la integración de las dimensiones humanas en el estudio de los procesos de invasión es un tema que ha ganado interés recientemente generando buenos resultados (Verbrugge et al. 2013, García-Llorente et al. 2016). Por ejemplo, la comprensión de la manera en cómo las personas perciben las especies introducidas ha contribuido al planteamiento de estrategias de prevención y manejo con mayor aceptación pública, así como también a un mayor involucramiento y colaboración de las personas locales en este tema (Crowley et al. 2016, Verbrugge et al. 2013).

Costa Rica no está exenta de la problemática de las especies introducidas. En el país existen muchas especies de distintos grupos taxonómicos provenientes del exterior (Monge 2009). Una recopilación realizada en el 2006 enlista más de 1048 especies de plantas introducidas en el país, de las cuales 230 se encuentran establecidas en vida

silvestre (Chacón y Saborío 2006) y algunas crecen dentro de áreas silvestres protegidas con potencial de causar daños ambientales (Chacón 2009). Animales introducidos también han sido asociados con problemas ambientales, sociales y económicos (Monge 2009). La paloma de castilla (*Columba livia*) por ejemplo, no solo causa daños a infraestructuras en zonas urbanas del país, sino que también pueden ser portadoras de 7 diferentes patógenos transmisibles a los humanos (Ramírez-Alan et al. 2017, Haag-Wackernagel y Moch 2004); de igual manera, el Geco de Casa Asiático (*Hemidactylus frenatus*) puede ser portador de bacterias como la Salmonela (Jiménez et al. 2015). Peces introducidos como la tilapia (*Oreochromis spp*), los peces diablo (*Hypostomus spp*) y el pez león (*Pterois volitans*) atentan contra la integridad de los ecosistemas acuáticos del país (Molina 2009; Marengo 2010, Monge 2009). Adicionalmente, en la Isla del Coco, se han propuesto esfuerzos para erradicar especies introducidas como cerdos, cabras y venados que afectan el ecosistema natural (Sierra 2002, Madriz 2009). A pesar de estas afectaciones conocidas, son pocas las investigaciones en el tema de invasiones biológicas en el país (Chacón 2009). Por suerte, este tema recientemente ha adquirido mayor interés por parte del Sistema Nacional de Áreas de Conservación (SINAC). Sin embargo, la información sobre muchas especies introducidas aún es escasa o nula (Jorge Hernández, com. per). Esto dificulta a las autoridades ambientales la evaluación y priorización de las especies introducidas en el país y la posterior aplicación de medidas de manejo (Roldan 2010, Simberloff 2003).

Este trabajo está enfocado en una de las especies introducidas en el país, la rana coquí común de Puerto Rico (*Eleutherodactylus coqui*) (Figura 1). Esta especie ha sido catalogada como una de las 100 peores especies invasoras en el mundo (Lowe et al. 2004), sin embargo, no se cuenta con información sobre el estado e impacto de sus poblaciones en el país.

Esta investigación integra dos enfoques importantes para la evaluación y manejo de esta especie, uno desde el punto de vista ecológico y otro social. El primer capítulo analiza la selección de hábitat de la población de *E. coqui* en Costa Rica, brindando información sobre las características del hábitat que favorecen la ocupación por parte de esta especie; adicionalmente incluyo una clasificación de la especie según la etapa de invasión en la que se encuentra, lo que facilitará a futuros investigadores y manejadores de vida silvestre conocer el estado actual de la población de esta especie en Costa Rica.

El segundo capítulo abarca la dimensión social de la introducción de *E. coqui* en Costa Rica. En este capítulo, analizo el conocimiento y percepción de las personas locales acerca de esta especie y las posibles implicaciones para su dispersión y manejo.

Información sobre la especie

El coquí común de Puerto Rico (*Eleutherodactylus coqui*) es una de las 16 especies de ese género nativas de Puerto Rico (Figura 1). Esta especie es la más abundante y ampliamente distribuida de los anfibios de la Isla (Beard y Pitt 2012). Se le puede encontrar desde el suelo hasta el dosel del bosque y habita en casi todos los ambientes, incluidas áreas urbanas (Joglar 1998). Una de las características más particulares son sus vocalizaciones compuestas típicamente de dos notas a las que hace referencia a su nombre (Co – quí), este sonido es muy intenso y puede alcanzar los 80-90 decibeles a medio metro de distancia (Beard y Pitt 2005).

La especie presenta una talla relativamente pequeña: en promedio las hembras adultas miden entre 33,8-35,5 mm, mientras que los machos son de menor tamaño (29,6-32,3 mm). Sin embargo, sus dimensiones pueden variar de acuerdo a la elevación altitudinal (Beard y Pitt 2012, Fogarty y Vilella 2002). Su coloración es variable, generalmente presenta un cuerpo con la región ventral color gris claro y la región dorsal café grisáceo (Joglar 1998), pero algunos individuos pueden presentar patrones de franjas claras en la cabeza y el dorso (Beard y Pitt 2012).

Esta especie se reproduce durante todo el año, pero tiende a hacerlo con mayor intensidad durante la temporada húmeda y cálida (Townsend y Stewart 1994). Los machos son territoriales y defienden los sitios con mejores condiciones para forrajear y atraer a las hembras (Townsend 1989). Luego de la fertilización, las hembras generalmente seleccionan sitios cubiertos para depositar sus huevos, de esta manera se mantienen protegidos de la lluvia y las condiciones ambientales (Townsend 1989, Beard y Pitt 2012). El macho cuida los huevos hasta su eclosión, la cual ocurre luego de 14 – 17 días (Townsend y Stewart 1994). El desarrollo de los huevos es directo, es decir, que a diferencia de otros anfibios, no cuentan con una fase larval acuática, y de los huevos nacen pequeñas ranas completamente formadas (Townsend y Stewart 1985), a los cuales les toma entre 8 a 9 meses convertirse en sexualmente maduros (Townsend y Stewart

1994). En promedio la especie deposita entre 4-6 puestas de huevos por año, cada una con 16-41 huevos por puesta (promedio 28) (Towsend y Stewart 1994).



Figura 1. Coquí común de Puerto Rico (*Eleutherodactylus coqui*) detectado en Turrialba, Costa Rica, 2017. Fotografía por: Víctor Acosta Chaves.

La esperanza de vida de *Eleutherodactylus coqui* ronda los 4-6 años, sin embargo, en Puerto Rico 80% de ellos no sobreviven el primer año (Kraus et al. 1999). La mortalidad por depredadores en su hábitat nativo es bastante alta por lo que constituye un componente importante de la cadena trófica en los ecosistemas de Puerto Rico (Steward y Woolbright 1996). Sus principales depredadores son aves e invertebrados como por ejemplo búhos, halcones, túrdidos, serpientes y arañas. Estos últimos prefieren alimentarse de individuos juveniles más que de adultos (Steward y Woolbright 1996).

Antecedentes del coquí común como especie invasora

Históricamente, *Eleutherodactylus coqui* ha sido introducido en las Bahamas, Republica Dominicana, Islas Galápagos, Guam, Islas Vírgenes, Florida, Hawái y Costa Rica (Global Invasive Species Database, disponible en <<http://www.iucngisd.org/gisd/>>, accesado el 28 de abril de 2017). A pesar de no disponerse de información actualizada acerca del estado poblacional de la especie en todas estas localidades, por ejemplo, en Florida, sus poblaciones se encontraban restringidas principalmente en viveros o invernaderos y probablemente hayan desaparecido (Meshaka et al. 2004, Beard et al. 2009). En el caso de las Islas Vírgenes las poblaciones de *E. coqui* están bien establecidas, y sus impactos permanecen desconocidos, pero por su similitud con la fauna y ambiente natural de Puerto Rico, se espera no sea un tema de preocupación (Kraus et al. 1999). En Guam, únicamente se detectaron dos individuos y fueron eliminados, por lo que se cree que la especie ha sido erradicada de esa localidad (Beard et al. 2009).

El caso más importante donde se ha documentado ampliamente la invasión de esta especie ha sido en Hawái (Beard y Pitt 2012). *E. coqui* fue introducido en esta localidad a finales de la década de 1980, aparentemente debido al comercio de plantas ornamentales que habrían servido como transporte para la rana (Kraus et al. 1999). Su dispersión fue rápida; en 1998 había únicamente 8 poblaciones en la isla principal y Maui (Kraus et al. 1999), pero para 2001 habían más de 200 poblaciones en toda la isla: 36 en Maui, 14 en Oahu y dos en Kauai (Kraus y Campbell 2002). El proceso de dispersión continuó de manera acelerada, expandiendo su distribución de 2800 ha hasta más de 8000 ha entre 2006 y 2007 (Sin 2008). Dicha dispersión fue incluso más rápida en elevaciones bajas (menores a 500 msnm) donde las precipitaciones anuales son mayores que en zonas altas (Chu y Chen 2005). Al inicio *E. coqui* se expandió principalmente por el comercio y movimiento de productos de viveros, pero más recientemente, su expansión se debe a la dispersión de las poblaciones existentes y por movimientos vehiculares (Peacock et al. 2009). Adicionalmente se conoce que en muchos sitios fueron introducidas intencionalmente (Kraus y Campbell 2002). La mayoría de las poblaciones se han establecido a lo largo de bosques cercanos a carreteras, viveros, jardines residenciales y parques estatales (Beard y Pitt 2012).

La expansión de las poblaciones de *E. coqui* ha causado grandes impactos ecológicos en la isla desde su introducción (Beard y Pitt 2005). Debido a sus elevadas densidades de hasta 90 000 individuos por hectárea (equivalente a 9 ind/m²) se estima que puede consumir 690 000 presas/ha/noche (Choi y Beard 2012). Esto es un grave problema pues está disminuyendo las poblaciones de invertebrados endémicos del sitio, e incluso probablemente esté afectando a otras especies insectívoras como aves (Beard y Pitt 2005, Choi y Beard 2012). También parece influenciar indirectamente los procesos ecosistémicos a cargo de los invertebrados, por ejemplo, las tasas de herbivoría y descomposición de materia son menores en sitios con presencia de estas ranas (Sin et al. 2008). Estos cambios generan alteraciones en ciclo de nutrientes y pueden afectar o cambiar la estructura vegetal del ecosistema (Sin et al. 2008, Beard y Pitt 2005). Otra preocupación debido a la presencia de *E. coqui* en Hawái es que las poblaciones de algunos depredadores de esta especie puedan aumentar considerablemente sus poblaciones al tener un recurso alimenticio tan abundante (ej. ratas, sapos, serpientes) (Beard y Pitt 2005). Adicionalmente, se ha detectado la presencia del hongo quitridio *Batrachochytrium dendrobatidis*, en las poblaciones de Puerto Rico y Hawái (Beard y O'Neill 2005). Este hongo ha estado asociado con declines poblacionales de anfibios a nivel mundial (Pounds et al. 2006). Parece ser que, al menos en Puerto Rico, los individuos sobreviven con la presencia del hongo (Rollins-Smith et al. 2015) por lo que puede ser un buen portador y por ende, potencialmente contagiar a otras especies.

Además de los impactos ecológicos, la invasión de *Eleutherodactylus coqui* ha provocado descontento social y grandes pérdidas económicas (Beard et al. 2009). El ruido generado por las altas densidades de machos vocalizando cerca de las residencias se ha convertido en un problema de salud pública al provocar problemas para dormir (Beard et al. 2009). Debido a este descontento, las propiedades con presencia de la especie han reducido su valor en aproximadamente un 0,16 %, lo cual se traduce en pérdidas monetarias por 7,6 millones de dólares en toda la isla (Burnett y Kaiser 2007). Por su parte las industrias de exportación y venta de plantas han tenido que pagar por asegurar la desinfección de *E. coqui* de sus productos y todas sus consecuencias asociadas como la destrucción de material contaminado y retraso por trabajo extra (Beard y Pitt 2012).

El Estado también ha tenido que invertir en el control de la especie: el costo de las agencias públicas excedía los cuatro millones de dólares en 2006, pero se redujo en los años siguientes (Beard et al. 2009). Los esfuerzos de erradicación han sido muy exitosos en algunas islas. Sin embargo, debido a la gran escala de invasión en que se encuentra esta especie se cree que es poco probable su erradicación total (Beard y Pitt 2012).

Introducción del coquí común en Costa Rica

La siguiente información fue recopilada durante una entrevista aplicada por la Escuela de Biología de la Universidad al responsable de la introducción de *Eleutherodactylus coqui* en Costa Rica (UCR, datos sin publicar) y complementada con una comunicación personal con el hijo de esta persona:

La especie fue transportada por un residente de la ciudad de Turrialba a finales de la década de los 90, pues la persona mantenía un intercambio de reptiles de manera legal e ilegal con un contacto de Puerto Rico. Debido a sus constantes visitas a la isla, desarrolló agrado por el coquí común por lo que decidió transportar algunos individuos ilegalmente hacia Costa Rica. Las ranas fueron colectadas en la localidad de Guayama en Puerto Rico, colocadas en una jabonera y transportadas en avión hasta Costa Rica dentro de la bolsa de la camisa del responsable. Una vez en Costa Rica, seis ranas (sexo desconocido) fueron liberadas en el patio de una casa donde lograron establecerse y reproducirse con éxito. Al poco tiempo, dicha población creció e invadió paulatinamente los jardines de los vecinos. Esto produjo descontento en algunos residentes del área, principalmente en los que contaban con una alta densidad de individuos en sus patios. Algunos trataron de eliminarlas con la aplicación de venenos u otros métodos, mientras que otros aceptaron sin problemas la nueva especie en la localidad. Las ranas se hicieron populares y durante los primeros años existió una venta de individuos. Aparentemente fueron llevados a Guápiles, Heredia y Turrialba Centro, pero no se cuenta con noticias de poblaciones viables en dichas localidades.

La población resultante de esta introducción fue reportada en una revista científica hasta el año 2010 (García-Rodríguez et al. 2010). Estos autores reportan una población de aproximadamente 100 individuos en un área residencial ubicada en Turrialba, cerca del punto donde se introdujeron los primeros individuos. Luego de esto, no se ha publicado ninguna investigación referente a esta especie en Costa Rica.

LITERATURA CITADA

- Beard, K. H. y W. C. Pitt. 2005. Potential consequences of the coqui frog invasion in Hawaii. *Diversity and Distributions* 11(5): 427-433.
- Beard, K. H. y W. C. Pitt. 2012. *Eleutherodactylus coqui* Thomas (Caribbean tree frog). Pp. 311-319 en Francis, A. (ed.). *A handbook of global freshwater invasive species*. Earthscan, Londres.
- Beard, K. H., E. A. Price y W. C. Pitt. 2009. Biology and Impacts of Pacific Island Invasive Species. *Eleutherodactylus coqui*, the Coqui Frog (Anura: *Leptodactylidae*). *Pacific Science* 63(3): 297-316.
- Beard, K. H., y E. M. O'Neill. 2005. Infection of an invasive frog *Eleutherodactylus coqui* by the chytrid fungus *Batrachochytrium dendrobatidis* in Hawaii. *Biological Conservation* 126(4): 591-595.
- Bellard, C., P. Cassey y T. M. Blackburn. 2016. Alien species as a driver of recent extinctions. *Biology Letters* 12(2).
- Blackburn, T. M., F. Essl., T. Evans., P. E. Hulme., J. M. Jeschke., I. Kühn., ... y J. Pergl. 2014. A unified classification of alien species based on the magnitude of their environmental impacts. *PLoS Biol* 12(5).
- Chacón, E. M. 2009. Las plantas invasoras en Costa Rica: ¿Cuáles acciones debemos realizar?. *Biocenosis*. 22(1-2): 31-40
- Chacón, E. y G. Saborío. 2006. Análisis taxonómico de las especies de plantas introducidas en Costa Rica. *Lankesteriana* 6(3): 139-147.
- Chapman, P. 2016. Benefits of invasive species. *Marine Pollution Bulletin* 107: 1-2.
- Choi, R. T. y K. H. Beard. 2012. Coqui frog invasions change invertebrate communities in Hawaii. *Biological Invasions* 14(5): 939-948.

Chu, P. S. y H. Q. Chen. 2005. Interannual and interdecadal rainfall variations in the Hawaiian Islands. *Journal of Climate* 18: 4796-4813.

Crowl, T. A., T. O. Crist., R. R. Parmenter., G. Belovsky y A. E. Lugo. 2008. The spread of invasive species and infectious disease as drivers of ecosystem change. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6(5): 238-246.

Crowley, S. L., S. Hinchliffe y R. A. McDonald. 2017. Conflict in invasive species management. *Frontiers in Ecology and the Environment* 15(3): 133-141.

Crowley, S. L., S. Hinchliffe y R. A. McDonald. 2016. Invasive species management will benefit from social impact assessment. *Journal of Applied Ecology* 54(2): 351-357.

Dassonville, N., S. Vanderhoeven., S. Domken., P. Meerts y L. Chapuis-Lardy. 2008. *Invasive Species: detection, Impact and Control*. Nova Science Publishers, New York City.

Estévez, R. A., C. B. Anderson., J. C. Pizarro y M. A. Burgman. 2015. Clarifying values, risk perceptions, and attitudes to resolve or avoid social conflicts in invasive species management. *Conservation Biology* 29(1): 19-30.

Fogarty, J. H., and F. J. Vilella. 2002. Population dynamics of *Eleutherodactylus coqui* in Cordillera Forest reserves of Puerto Rico. *J. Herpetol* 36:193–201.

García-Llorente, M., B. Martín-López, P. A. Nunes, J. A. González, P. Alcorlo y C. Montes. 2011. Analyzing the social factors that influence willingness to pay for invasive alien species management under two different strategies: eradication and prevention. *Environmental management* 48(3): 418-435.

García-Rodríguez, A., G. Chaves., M. Wainwright y A. Villegas. 2010. *Eleutherodactylus coqui* (Puerto Rican coquí). *Herpetological review* 41(3): 320-321.

Haag-Wackernagel, D. y H. Moch. 2004. Health hazards posed by feral pigeons. *Journal of Infection* 48(4): 307-313.

Hulme, P. E. 2009. Trade, transport and trouble: managing invasive species pathways in an era of globalization. *Journal of applied ecology* 46(1): 10-18.

Jiménez, R. R., E. Barquero-Calvo., J. G. Abarca y L. P. Porras. 2015. Salmonella Isolates in the Introduced Asian House Gecko (*Hemidactylus frenatus*) with Emphasis on *Salmonella Weltevreden*, in Two Regions in Costa Rica. *Vector-Borne and Zoonotic Diseases* 15(9): 550-555.

Joglar, R. L. 1998. Los coquíes de Puerto Rico: su historia natural y conservación. University of Puerto Rico, San Juan.

Kraus, F., E. W. Campbell., A. Allison y T. Pratt. 1999. *Eleutherodactylus* Frog introduction to Hawaii. *Herpetological Review* 30(1): 21-25

Lowe, S., M. Browne., S. Boudjelas., M De Poorter. 2004. 100 of the world's worst invasive alien species. A Selection From the Global Invasive Species Database. IUCN/SSC Invasive Species Specialist Group (ISSG). Auckland, New Zealand

Madriz, J. P. M. 2009. El Parque Nacional Isla del Coco (PNIC): una isla oceánica invadida. *Biocenosis* 22(1-2).

Marenco, Y. C. 2010. El pez diablo: una especie exótica invasora. *Biocenosis* 23(2): 16-19.

Maxwell, S. L., R. A. Fuller., T. M. Brooks y J. E. Watson. 2016. Biodiversity: The ravages of guns, nets and bulldozers. *Nature* 536(7615): 143-145.

McGeoch, M. A., P. Genovesi, P. J. Bellingham., M. J. Costello., C. McGrannachan y A. Sheppard. 2016. Prioritizing species, pathways, and sites to achieve conservation targets for biological invasion. *Biological invasions* 18(2): 299-314.

Meshaka, W. E., B. P. Butterfield y J. B. Hauge. 2004. *The Exotic Amphibians and Reptiles of Florida*. Krieger Publishing Company. Malabar, Florida. 166.

- Molina, H. U. 2009. El pez león del Indo-Pacífico: Nueva especie invasora en Costa Rica. *Biocenosis* 22(1-2).
- Monge, J. M. 2009. Las especies invasoras vertebradas. *Biocenosis* 22(1-2): 3-12
- Peacock, M. M., K. H. Beard., E. M. O'Neill., V. S. Kirchoff y M. B. Peters. 2009. Strong founder effects and low genetic diversity in introduced populations of Coqui frogs. *Molecular Ecology* 18(17): 3603-3615.
- Pounds, J. A., M. R. Bustamante., L. A. Coloma., J. A. Consuegra., M. P. Fogden., P. N. Foster., E. La Marca., K. L. Masters., A. M. Viteri., R. Puschendorf., S. R. Ron., G. A. Sánchez., C. J. Still y B. Young. 2006. Widespread amphibian extinctions from epidemic disease driven by global warming. *Nature* 439 (12): 161-167.
- Pyšek, P. y D. M. Richardson. 2010. Invasive species, environmental change and management, and health. *Annual Review of Environment and Resource* 35: 25-55.
- Pyšek, P., V. Jarošík., P. E Hulme., J. Pergl., M. Hejda., U. Schaffnery., M. Vilà. 2012. A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species' traits and environment. *Global Change Biology* 18(5): 1725-1737.
- Ramírez-Alán, O., J. De la O-Castro., D. Bolaños-Picado y J. K. Mc Queen-Blanco. 2017. Evaluación de la abundancia relativa y percepción de la presencia de palomas *Columba livia* (Columbiformes: *Columbidae*) en la Universidad Nacional de Costa Rica. *Uniciencia* 31(1): 29-38.
- Ricciardi, A. 2007. Are modern biological invasions an unprecedented form of global change?. *Conservation Biology* 21(2): 329-336.
- Richardson, D. M., J. Carruthers., C. Hui., F. A. Impson., J. T. Miller., M. P. Robertson., ... y J. R Wilson. 2011. Human-mediated introductions of Australian acacias—a global experiment in biogeography. *Diversity and Distributions* 17(5): 771-787.

- Roldan, C. C. 2010. Las especies invasoras amenazan la biodiversidad. *Biocenosis* 23(2).
- Rollins-Smith, L. A., L. K. Reinert y P. A. Burrowes. 2015. Coqui frogs persist with the deadly chytrid fungus despite a lack of defensive antimicrobial peptides. *Diseases of aquatic organisms* 113(1): 81-83
- Schlaepfer, M. A., D. F. Sax y J. D. Olden. 2011. The potential conservation value of non-native species. *Conservation Biology* 25(3): 428-437.
- Sheppard, A. 2016. Prioritizing species, pathways, and sites to achieve conservation targets for biological invasion. *Biological invasions* 18(2): 299-314.
- Sierra, C. 2002. Estrategia de erradicación de cuatro vertebrados introducidos en la Isla del Coco, Costa Rica: cerdos cimarrones (*Sus scrofa*), gatos cimarrones (*Felis catus*), rata negra (*Rattus rattus*) y rata de alcantarilla (*R. norvegicus*). Área de Conservación Marina y Terrestre Isla del Coco (ACMIC), Ministerio de Ambiente y Energía (MINAE), UNESCO.
- Simberloff, D. 2003. How much information on population biology is needed to manage introduced species?. *Conservation Biology* 17(1): 83-92.
- Simberloff, D., J. L. Martin., P. Genovesi., V. Maris., D. A. Wardle., J. Aronson, ... y P. Pyšek. 2013. Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in ecology & evolution* 28(1): 58-66.
- Simpson, A., Jarnevich, C., Madsen, J., Westbrooks, R., Fournier, C., Mehrhoff, L., ... & Sellers, E. 2009. Invasive species information networks: collaboration at multiple scales for prevention, early detection, and rapid response to invasive alien species. *Biodiversity* 10(2-3): 5-13.
- Sin, H., K. H. Beard y W. C. Pitt. 2008. An invasive frog, *Eleutherodactylus coqui*, increases new leaf production and leaf litter decomposition rates through nutrient cycling in Hawaii. *Biological Invasions* 10(3): 335-345.

Stewart, M. M. y L. L. Woolbright. 1996. Amphibians. Pp. 363–398 en Reagan D. P. y R. B. Waide (eds.). *The Food Web of a Tropical Rain Forest*. University of Chicago Press, Chicago.

Tittensor, D. P., M. Walpole., S. L Hill., D. G Boyce., G. L Britten., N. D. Burgess., ... y R. Baumung. 2014. A mid-term analysis of progress toward international biodiversity targets. *Science* 346(6206): 241-244.

Townsend, D. S. 1989. The consequences of microhabitat choice for male reproductive success in a tropical frog (*Eleutherodactylus coqui*). *Herpetologica* 45: 451–458

Townsend, D. S. y M. M. Stewart. 1994. Reproductive ecology of the Puerto Rican Frog *Eleutherodactylus coqui*. *Journal of Herpetology* 28: 34-40

Townsend, D. S. y M. M. Stewart. 1985. Direct development in *Eleutherodactylus coqui* (Anura: *Leptodactylidae*): A staging table. *Copeia* 1985(2): 423-436

Verbrugge, L. N., R. J. Van den Born y H. R. Lenders. 2013. Exploring public perception of non-native species from a visions of nature perspective. *Environmental management* 52(6): 1562-1573.

Wilson, J. R., E. E. Dormontt., P. J. Prentis., A. J. Lowe y D. M. Richardson. 2009. Something in the way you move: dispersal pathways affect invasion success. *Trends in Ecology & Evolution* 24(3): 136-144.

Wilson, J. R., P. García-Díaz., P. Cassey., D. M. Richardson., P. Pyšek y M. T. Blackburn 2016. Biological invasions and natural colonisations are different—the need for invasion science. *NeoBiota* 31, 87.

Zenni, R. D. y M. A. Nuñez. 2013. The elephant in the room: the role of failed invasions in understanding invasion biology. *Oikos* 122(6): 801-815

Comunicaciones personales

M.Sc. Jorge Hernández Benavides. Coordinador de los Programas de Manejo y Conservación de Vida Silvestre. Área de Conservación Cordillera Volcánica Central, Sistema Nacional de Áreas de Conservación - Ministerio de Ambiente y Energía. Correo: jorge.hernandez@sinac.go.cr

OBJETIVOS

Objetivo general

Analizar la selección de hábitat, etapa de invasión, y aspectos sociales antrópicos que pueden influir en la dispersión y manejo del coquí común (*Eleutherodactylus coqui*), una especie introducida, en Costa Rica

Objetivos específicos

- Analizar la selección de hábitat de *E. coqui* en Turrialba, Costa Rica.
- Determinar la etapa de invasión de *E. coqui* en Costa Rica y las implicaciones para su manejo.
- Analizar el nivel de conocimiento y percepción de los pobladores locales sobre la rana *E. coqui* y las posibles implicaciones para su dispersión y manejo.

CAPÍTULO I. SELECCIÓN DE HÁBITAT Y ETAPA DE INVASIÓN DE LA RANA COQUÍ COMÚN (*ELEUTHERODACTYLUS COQUI*) EN COSTA RICA

RESUMEN

La mejor estrategia para el manejo de las especies introducidas es actuar en los primeros estadios de invasión. Sin embargo, la falta de información sobre las poblaciones introducidas dificulta aplicar estas estrategias adecuadamente. El Coquí común de Puerto Rico (*Eleutherodactylus coqui*) es una rana nativa de esa isla con un amplio historial como especie invasora en localidades como Hawái. Desde su introducción en Costa Rica cerca del año 1998, no se ha realizado ninguna investigación sobre esta especie en el país. El objetivo de este capítulo es analizar la selección de hábitat de la población de *E. coqui* en Turrialba, Costa Rica, y determinar la etapa de invasión en la que se encuentra y sus implicaciones para manejo. Ejecuté modelos de ocupación donde incluí variables de hábitat de 92 puntos muestreados para estimar su influencia en la selección de hábitat de la especie. Utilicé un marco de referencia propuesto en estudios anteriores para determinar la etapa de invasión. Los sitios con mayor probabilidad de selección por la especie se encuentran cercanos al punto de origen y contienen abundante vegetación, bromelias y palmas. Este patrón probablemente se deba su capacidad de dispersión, así como requerimientos biológicos y reproductivos; y pueden ser tomados en cuenta en caso de necesitar aplicar medidas de manejo. El coquí se encuentra en la etapa de dispersión, la cual se considera una etapa de invasión avanzada. En vista de este resultado, se debe poner especial atención a los mecanismos de dispersión de la especie para evitar su propagación a otros sitios. Adicionalmente, recomiendo mantener un monitoreo continuo para evitar problemas asociados a su dispersión.

INTRODUCCIÓN

En el último siglo se ha incrementado la frecuencia de introducción de especies en lugares fuera de sus ámbitos geográficos naturales (Meyerson y Mooney 2007). Esto ha generado preocupación en la comunidad científica por las alteraciones que pueden causar en el nuevo ecosistema (Simberloff et al. 2013, Crowl et al. 2008). Sin embargo, es difícil predecir el comportamiento e impacto de una especie cuando es transportada fuera de su hábitat natural (Vall-Ilosera et al. 2016). Luego de su liberación, una especie puede ser incapaz de sobrevivir, reproducirse o mantener una población viable, o bien, cumplir con dichos procesos, pero ser incapaces de dispersarse (Zenni y Nuñez 2013), por lo que generalmente fallan en su proceso de invasión (Blackburn et al. 2011).

El impacto en el nuevo ecosistema frecuentemente es pequeño o no perceptible (Blackburn et al. 2014), incluso ciertas especies podrían generar efectos positivos en el ecosistema colonizado (Chapman 2016, Schlaepfer et al. 2011). Sin embargo, se estima que entre el 5 – 20 % de las especies introducidas son problemáticas, y en estos casos sus efectos son severos y persistentes (Bellard et al. 2016, Blackburn et al. 2014, Zenni y Nuñez 2013). La mejor estrategia para evitar o mitigar estos efectos negativos es una rápida evaluación y manejo de las poblaciones introducidas en sus primeros estados de invasión (Kraus y Duffy 2010). No obstante, el desarrollo de estrategias de manejo está limitado por la falta de información acerca del estado y ecología de las poblaciones introducidas, lo que dificulta su evaluación y la toma de decisiones en cuanto a su manejo (Simberloff 2003).

En Costa Rica existe una creciente preocupación por el estado de las especies introducidas, en especial por aquellas con las que se cuenta con poca información (Jorge Hernández, com. pers). Un ejemplo es la rana *Eleutherodactylus coqui*, una especie de anfibio considerada como una de las 100 peores especies invasoras en el mundo (Lowe et al. 2004).

El coquí común de Puerto Rico fue introducido en Costa Rica alrededor del año 1998 (UCR, datos sin publicar), pero no fue sino hasta el año 2010 que se dio el reporte en una revista científica, donde se menciona una población de aproximadamente 100 individuos en un área residencial en la ciudad de Turrialba, Cartago (Gracia-Rodríguez et al. 2010).

Esta especie nativa de Puerto Rico ha sido etiquetada en muchas ocasiones como problemática debido a los impactos que ha generado por su introducción en las islas de Hawái (Kalnicky et al. 2014). Sus densidades extremas, de hasta 91 000 ind/ha, han sido asociadas con problemas sociales, ambientales y económicos (Beard et al. 2009). Entre ellos se pueden mencionar la alteración en el ciclo de nutrientes (Sin et al. 2008), introducción de agentes infecciosos (Beard y O'Neill 2005), cambios en la comunidad de invertebrados (Choi y Beard 2012), pérdidas económicas (Kaiser y Burnett 2006) y molestias por el ruido generado por sus constantes vocalizaciones (Kalnicky et al. 2014).

Debido a que algunas especies pueden ser exitosas con su proceso de invasión en ciertas regiones, pero pueden fracasar en otras (Zenni y Nuñez 2013), es necesario comprender su ecología e interacción con el ecosistema local para poder predecir si se convertirán en especies problemáticas. Sin embargo, a razón de la falta de información sobre el comportamiento y adaptación de las poblaciones de esta especie en Costa Rica, no se puede descartar la idea de que paulatinamente puedan tener éxito en su proceso de invasión, y/o subsecuentemente provocar efectos negativos en este nuevo ambiente.

En este capítulo analizo la selección de hábitat de la población de *Eleutherodactylus coqui* en Costa Rica con el fin de comprender su proceso de invasión y determinar las variables del hábitat que favorecen la ocupación de esta especie. Además, determino la etapa de invasión en la que se encuentra actualmente esta especie en el país, esto facilitará a futuros investigadores comprender el escenario en Costa Rica y definir direcciones en cuanto a las investigaciones y acciones prioritarias que se deben desarrollar.

ÁREA DE ESTUDIO

La población conocida de *Eleutherodactylus coqui* se encuentra en la ciudad de Turrialba, la cual está situada en la Vertiente Caribe y pertenece al Cantón de Turrialba, Provincia de Cartago. Se ubica en la vertiente derecha del Río Turrialba, al borde del Río Colorado. Su elevación oscila entre los 600 y 650 msnm, por lo que posee un clima cálido y húmedo, con una temperatura promedio anual de 22°C. Por su ubicación está expuesta a vientos húmedos del noreste y en ciertas regiones del distrito puede recibir hasta 7000 mm de lluvia (Dufour 1978).

El uso del suelo en la ciudad de Turrialba es principalmente urbano, aunque el café es el cultivo más común en la zona y representa gran porcentaje de la cobertura del suelo (Instituto Tecnológico de Costa Rica 2008). Por su ubicación, la ciudad se encuentra rodeada por áreas protegidas, entre ellas las más cercanas son: el Monumento Nacional Guayabo, Refugio de Vida Silvestre La Marta, Parque Nacional Barbilla, Parque Nacional Volcán Turrialba, Parque Nacional Tapantí-Macizo Cerro de la Muerte, Reserva Forestal Río Macho, Reserva Forestal Río Pacuare, Zona Protectora Cuenca Río Tuis, y la Reserva Biológica El Copal.

El lugar donde se detectó por primera vez esta especie se encuentra rodeada por una zona de composición heterogénea con áreas residenciales, zonas abiertas, potreros, plantaciones, quebradas pequeñas y pequeños parches de bosque secundario (Figura 2) (imágenes en Anexo A)

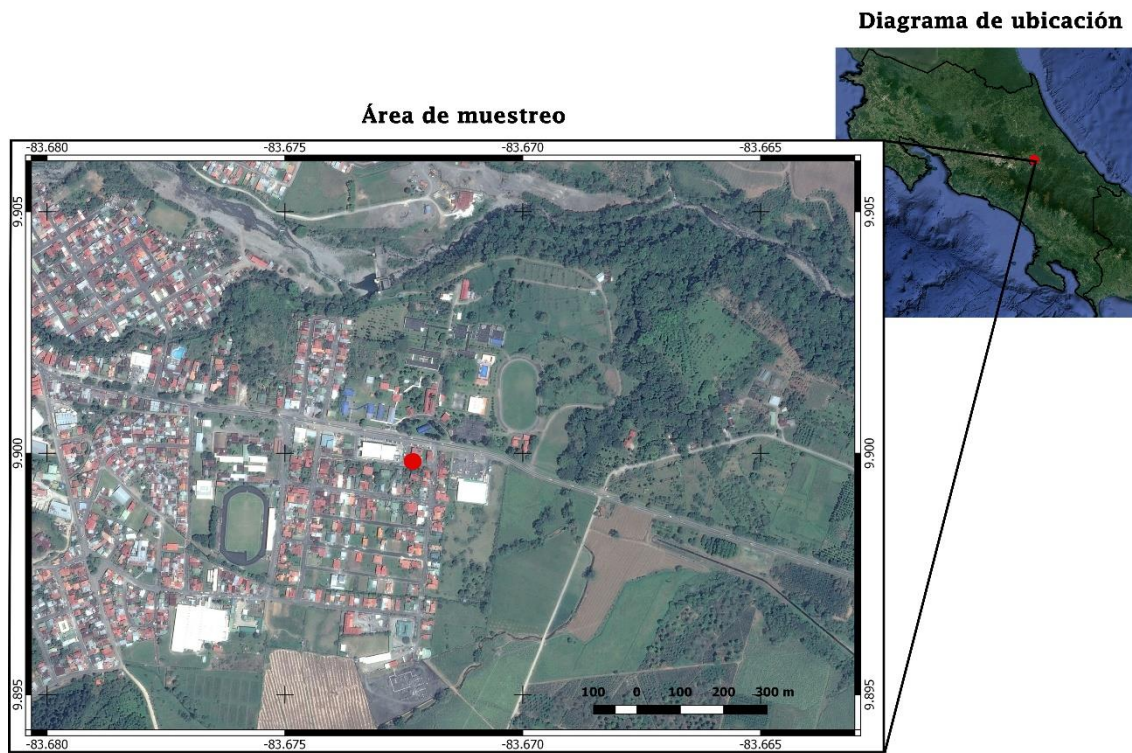


Figura 2. Ubicación y detalle del área de estudio para el análisis de selección de hábitat de *Eleutherodactylus coqui* en Costa Rica, Turrialba, 2017.
Nota: El punto rojo representa el sitio donde se presume fueron introducidos los primeros individuos de *E. coqui*. Datum WGS84.

MATERIALES Y MÉTODOS

Selección de hábitat

Diseño de muestreo

Llevé a cabo un premuestreo en el área de estudio con el objetivo de definir la escala espacial a la cual trabajar según la distribución observada de *Eleutherodactylus coqui*. Con base en esto, delimité un área de 500 m de radio alrededor del punto donde fue reportada por primera vez la especie (9°53.989 N, 83°40.337 O; García-Rodríguez et al. 2010). Asumí que, desde su introducción, la especie ha tenido la misma probabilidad de dispersión en cualquier dirección dentro del área seleccionada. Para asegurar una representación uniforme de los diferentes tipos de cobertura, utilicé un sistema de muestreo aleatorio estratificado, donde definí tres estratos: urbano, bosque y áreas abiertas. En cada uno de éstos, distribuí de manera aleatoria 29 unidades de muestreo circulares (UM) de 10 m de radio, con una separación mínima de 30 m entre ellas.

Muestreos de presencia

Realicé muestreos para determinar la presencia de ranas entre las 18:00 – 22:00 horas mediante una búsqueda visual y auditiva por un periodo de cinco minutos en cada UM. Para evitar falsos negativos por la no detección, llevé a cabo entre cinco y ocho muestreos en cada UM durante el periodo de octubre 2016 a febrero 2017. En cada muestreo, registré la presencia de la especie y las variables ambientales de humedad relativa y temperatura del aire, medidas con un termo-higrometro digital (Error estándar = $\pm 5\%$ y $\pm 0,1\text{ }^{\circ}\text{C}$ respectivamente), y el porcentaje iluminado de la luna, calculado como el porcentaje correspondiente a la fase lunar, donde 0% representa luna nueva y 100% luna llena.

Durante el desarrollo de la investigación identifiqué una nueva localidad con presencia de *E. coqui* en Juan Viñas, por lo que decidí incluirla en el análisis de selección de hábitat. Definí un área de 200 m de radio a partir de donde se presume fue introducido el o los primeros individuos y añadí seis UM posicionadas aleatoriamente dentro del área seleccionada. El método de muestreo y las variables medidas para estas UM fue el mismo que para la población en Turrialba, con la excepción de que solo se realizaron tres visitas al sitio.

Caracterización de los sitios

Caractericé las UM con base en doce variables que considero pueden influir en la ocupación por parte de *E. coqui*. (Cuadro 1).

Las covariables vegetación, cobertura arbórea y número de árboles fueron seleccionadas como atributos del hábitat que podrían ser importantes para mantener los requerimientos ambientales de la especie, o funcionar como sitios de forrajeo o canto para esta especie. Adicionalmente las covariables palmas, hojarasca y bromelias fueron incluidas por su papel como posibles sitios de anidación o refugio (Steward y Pought 1983, Beard et al. 2003). Para el cálculo de las covariables en función de porcentaje se dividió cada UM en cuatro secciones iguales (anexo B), se estimó visualmente el porcentaje de la variable representado en cada una de estas y se promedió el resultado para cada UM.

Escogí la variable Proporción de edificios como una medida para cuantificar el grado de urbanización y analizar la asociación de esta especie con ambientes urbanos. Para su estimación, digitalicé una capa del área de estudio utilizando una imagen satelital de referencia tomada de *Google Satellite* utilizando la extensión *OpenLayers* en el software QGIS v2.16.2 (QGIS Development Team 2016). Sobre esta capa delimité un área de 15 m de radio a partir del centro de cada UM y calculé la proporción de edificios como el porcentaje del área ocupada por construcciones humanas dentro de cada UM.

Finalmente, cuantifiqué la distancia a ríos y al punto de origen de cada UM utilizando la función *distance* del paquete *raster* (Hijmans 2016) en el programa estadístico R v3.3.2 (R Core Team 2016). Esto como una medida para analizar la asociación con los ambientes riparios y tomar en cuenta la dispersión de esta especie desde el punto donde se introdujo los primeros individuos.

Cuadro 1. Detalle de covariables utilizada para analizar la selección de hábitat del coquí (*Eleutherodactylus coqui*) en Costa Rica. 2017.

Covariable	Código	Descripción
Vegetación baja	veg_baj	Porcentaje del volumen entre 0 – 1 m de altura dentro de la UM ocupado por vegetación
Vegetación media	veg_med	Porcentaje del volumen entre 1 – 2 m de altura dentro de la UM ocupado por vegetación
Vegetación alta	veg_alt	Porcentaje del volumen entre 2 – 3 m de altura dentro de la UM ocupado por vegetación
Cobertura arborea	cob_arb	Porcentaje de cobertura arbórea dentro de la UM (medido con densiómetro)
Bromelias bajas	brom_baj	Cantidad de bromelias dentro de la UM a una altura menor a 3 metros
Bromelias altas	brom_alt	Cantidad de bromelias dentro de la UM a una altura mayor a 3 metros
Hojarasca	hojarasca	Porcentaje estimado de hojarasca dentro de la UM
Palmas	palma	Porcentaje del volumen de la UM ocupado por vegetación perteneciente a plantas de la familia <i>Arecaceae</i>
Número de arboles	num_arb	Número de árboles dentro de la UM
Proporción de edificios	prop_edificios	Porcentaje del área de la UM ocupado por construcciones humanas
Distancia a ríos	dist_rios	Distancia en metros al cuerpo de agua en movimiento más cercano
Distancia a origen	dist_origen	Distancia en metros al punto de introducción de esta especie

Análisis de datos

Realicé un análisis de selección de hábitat mediante modelos de ocupación para poblaciones cerradas (Mackenzie et al. 2002). Estos modelos permiten estimar la función de probabilidad de selección de un recurso por una especie dentro del área de estudio (MacKenzie 2006). Son especialmente útiles cuando el objeto de estudio tiene una detección imperfecta ya que la estimación se ajusta a la probabilidad de detección de la especie (Welsh et al. 2013). Estandaricé las variables de sitio a valores de z debido a sus diferentes magnitudes en escala, de esta forma todas las variables tuvieron una media de cero y una desviación estándar igual a uno. Los modelos fueron ejecutados utilizando el paquete *unmarked* (Fiske y Chandler 2011) en el programa estadístico R v3.3.2 (R Core Team 2016).

Seleccioné el modelo que mejor explica la selección de hábitat de *E. coqui* en el área de estudio con base en el Criterio de Información de Akaike (AIC) (Burnham y Anderson 2002). Este criterio es ampliamente utilizado en la selección de modelos (Symonds y Moussalli 2011), se basa en el principio de parsimonia, que sugiere que un modelo debe ser tan simple como sea posible, con respecto a las variables incluidas, la estructura del modelo y el número de parámetros (Burnham y Anderson 2002). Para el cálculo de este criterio, utilicé la función *dredge* del paquete de R *MuMIn* (Barton 2016). Esta función procesa un conjunto de modelos con todas las combinaciones posibles de variables dentro de un modelo saturado (que contiene todas variables) y las ordena de acuerdo a sus valores de AIC (Barton 2016).

Adicionalmente, calculé la importancia relativa de los parámetros estimados para el análisis de selección de hábitat utilizando la función *importance* del paquete de R *MuMIn* (Barton 2016). Este valor se interpreta como la suma del Peso del Criterio de Información de Akaike del conjunto de modelos donde la variable aparece (Burnham y Anderson 2002). Para su estimación utilicé únicamente el conjunto de modelos con una diferencia de AIC menor a dos con respecto al modelo con mejor ajuste ($\Delta AIC < 2$).

Etapa de invasión

Para determinar la etapa de invasión de la población de Coquí en Costa Rica, utilicé el marco de referencia propuesto por Blackburn et al. (2011). Este trabajo clasifica la invasión según criterios y barreras que la especie debe superar en el continuo de invasión desde su traslado, introducción, establecimiento y dispersión (cuadro 2).

Cuadro 2. Marco de referencia para la clasificación de la etapa de invasión una especie. Tomado de Blackburn et al. (2011).

Categoría	Definición
A	No transportada fuera de los límites de su distribución natural
B1	Individuos transportados fuera de los límites de su distribución natural, y en cautiverio o cuarentena (en condiciones favorables para ellos, pero bajo estrictas medidas de contención)
B2	Individuos transportados fuera de los límites de su distribución natural, y en cultivo o crianza (en condiciones favorables para ellos, pero existen medidas para prevenir su dispersión)
B3	Individuos transportados fuera de los límites de su distribución natural, y liberados en un nuevo ambiente
C0	Individuos liberados en estado silvestre en la localidad de introducción, pero incapaces de sobrevivir
C1	Individuos sobreviviendo en estado silvestre en la localidad de introducción, pero sin poder reproducirse
C2	Individuos sobreviviendo en estado silvestre en la localidad de introducción, la reproducción ocurre, pero la población no es viable
C3	Individuos sobreviviendo en estado silvestre en la localidad de introducción, se reproducen y la población es auto sostenible
D1	Población viable en estado silvestre, con individuos sobreviviendo a una distancia significativa del punto de origen de introducción
D2	Población viable en estado silvestre, con individuos sobreviviendo y reproduciéndose a una distancia significativa del punto de origen
E	Especies completamente invasivas, con individuos que se dispersan, sobreviven y se reproducen en múltiples sitios a través de un espectro mayor o menor de hábitats y extensiones de ocurrencia

Evalué las primeras tres etapas (traslado, introducción y establecimiento; categorías A - C) según las observaciones realizadas en este trabajo y apoyo del trabajo publicado por García-Rodríguez et al. (2010).

Para evaluar la cuarta etapa (categorías D - E), la cual incluye el factor de dispersión, realicé consultas a personas locales dentro del área de estudio ($n = 67$) sobre el conocimiento de otros lugares donde pudiera encontrarse esta especie. Adicionalmente, para aumentar el alcance de la consulta, publiqué un video en la red social *Facebook* con la foto y el canto de la especie donde solicité textualmente información sobre los lugares donde ha sido vista o escuchada. Los perfiles seleccionados para la consulta fueron dos páginas relacionadas con la zona de estudio ("TurrialbaDigital" y "Turrialba Inteligente", con 9960 y 9104 seguidores respectivamente) y una página sobre herpetología de Costa Rica ("Herpetólogos de Costa Rica", grupo con 1775 miembros).

RESULTADOS

Selección de hábitat

Detecté la presencia de *Eleutherodactylus coqui* en 30 de las 92 UM en al menos una ocasión. La probabilidad de detección de esta especie en el área de estudio fue de 0,668 (IC 95% = 0,665 – 0,670).

De las combinaciones de variables evaluadas fue posible seleccionar un conjunto de 38 modelos con una diferencia menor a dos con respecto al modelo con mejor ajuste ($\Delta < 2$; Cuadro 3). De este conjunto de modelos, cuatro covariables sobresalen por su valor de importancia relativa (Figura 3). Las variables vegetación media (veg_med) y distancia a origen (dist_origen) encabezan la lista como las más influyentes en la selección de hábitat de la especie. La cantidad de bromelias bajas (brom_baj) también obtuvo un valor alto (0,85) al igual que la variable palma (0,60). Todas las demás variables de sitio presentaron valores de importancia relativa menores a 0,18.

En cuanto a los parámetros considerados para estimar explicar la probabilidad de detección, el ajuste del modelo es mayor cuando la probabilidad se asume constante para todos los muestreos. No obstante, la variable temperatura obtuvo los mayores valores de importancia relativa (0,166). Por su parte, la iluminación de la superficie de la luna y, en menor medida, la humedad relativa (hum) aportaron menor contribución al ajuste del conjunto de modelos evaluados (valor de importancia relativa de 0,073 y 0,019 respectivamente).

Seleccioné el modelo con el segundo mejor ajuste de acuerdo al AIC (Cuadro 3). Esto debido a que la diferencia en el AIC es muy pequeña con respecto al de mejor ajuste y, a diferencia este, incorpora la variable palma, la cual presentó un alto valor de importancia relativa (Figura 3) y considero puede ser importante para esta especie.

Cuadro 3. Primeros 10 modelos del conjunto con mejor ajuste ($\Delta AIC < 2$) utilizados en el análisis de selección de hábitat de *Eleutherodactylus coqui*. Turrialba, 2017.

Formula del modelo	nPar	AIC	ΔAIC	pAIC
p(.) psi(brom_baj + dist_origen + veg_med)	5	311,88	0	0,052
p(.) psi(brom_baj + dist_origen + veg_med + palma)^a	6	311,96	0,08	0,050
p(.) psi(brom_baj + dist_origen + veg_med + palma + cob_arb)	7	312,52	0,68	0,038
p(.) psi(dist_origen + veg_med + palma)	5	312,78	0,89	0,033
p(.) psi(brom_baj + dist_origen + veg_med + palma + hojarasca)	7	312,81	0,92	0,033
p(tem) psi(brom_baj + dist_origen + veg_med)	6	321,90	1,02	0,31
p(.) psi(brom_baj + dist_origen + prop_edificios + veg_med)	6	312,91	1,03	0,31
p(.) psi(brom_baj + dist_origen + palma + prop_edificios + veg_med)	7	312,92	1,04	0,31
p(tem) psi(brom_baj + dist_origen + palma + veg_med)	7	312,96	1,08	0,30
p(.) psi(dist_origen + veg_med)	4	313,12	1,24	0,28
...				

Notas: p: probabilidad de detección, psi: probabilidad de selección, nPar: Número de parámetros, AIC: Criterio de información de Akaike, ΔAIC : Diferencia con respecto al mejor modelo, pAIC: Peso de Akaike.

^aModelo seleccionado para el análisis de selección de hábitat.

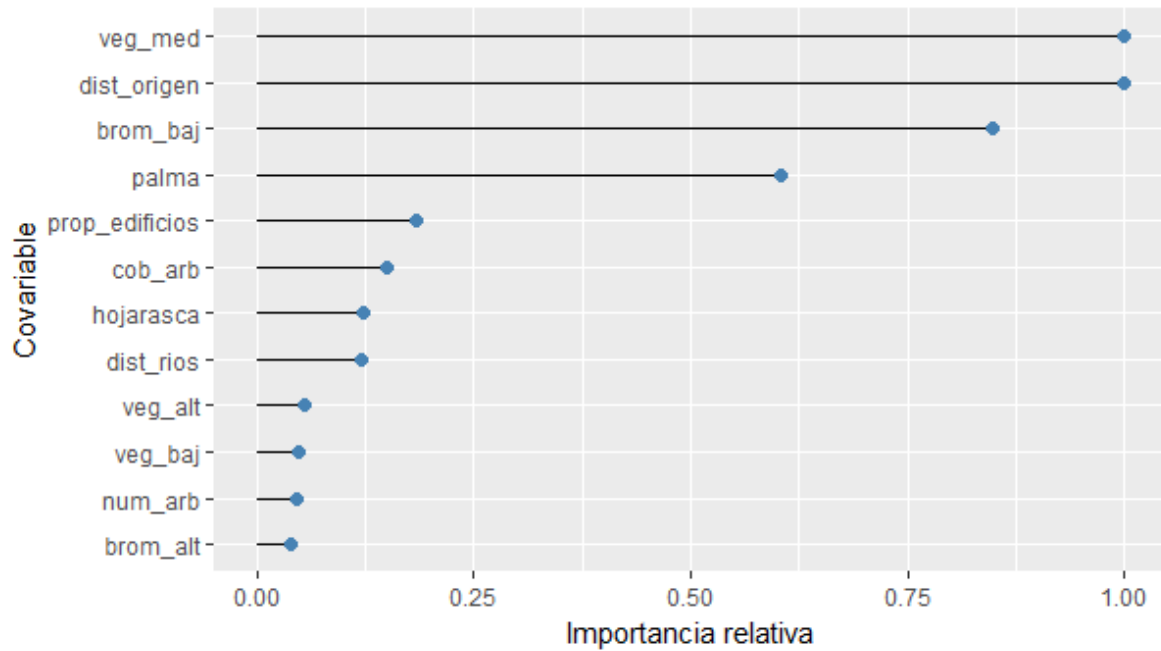


Figura 3. Importancia de relativa de las covariables según el conjunto de modelos con mejor ajuste ($\Delta AIC < 2$) utilizados en la selección de hábitat de *Eleutherodactylus coqui* en Turrialba, Costa Rica, 2017.

Según este modelo, la distancia al punto de origen (*dist_origen*) obtuvo una probabilidad de selección negativa. Es decir, cuando aumenta la distancia al punto de origen es menos probable que se encuentre individuos de *E. coqui*. Mientras que la cantidad de bromelias bajas, palmas y vegetación media se ajustan de manera positiva con respecto a la probabilidad de selección de estos recursos (Figura 4).

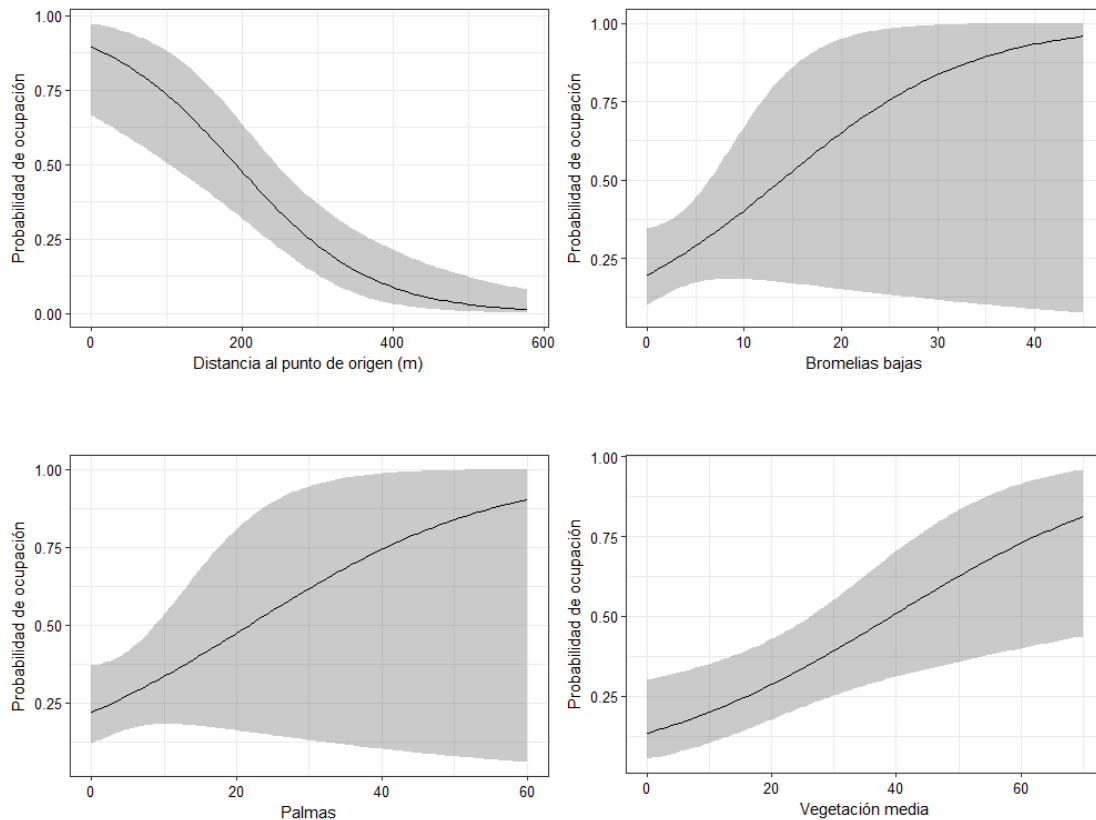


Figura 4. Probabilidad de ocupación de las covariables utilizadas para analizar la selección de hábitat de *Eleutherodactylus coqui* en Costa Rica. 2017

Etapa de invasión

Durante la consulta a la gente local y redes sociales se mencionaron seis sitios donde se ha detectado esta especie: los barrios INVU en Juan Viñas, y barrios El Botecito, San Juan Sur y La Margot en Turrialba, así como en el Refugio de Vida Silvestre La Marta en Pejibaye de Cartago. Luego de una visita a cada uno, el único lugar donde pude constatar la presencia de la especie fue en INVU de Juan Viñas, un pueblo ubicado a 7,9 km de la población conocida de *E. coqui* en Costa Rica; constituyendo un nuevo lugar de distribución para esta especie. En este barrio existe una población de aproximadamente 60 individuos (observación personal).

En vista de esta nueva localidad, *E. coqui* se clasifica en la etapa de invasión **D2** según el sistema de clasificación de Blackburn et al. (2011; Cuadro 2), debido a que existe una población viable autosustentable en vida libre, con individuos sobreviviendo y reproduciéndose a una distancia significativa del punto de origen (El INVU, Juan Viñas).

DISCUSIÓN

Selección de hábitat

La probabilidad de detección de *E.coqui* determinada en este trabajo concuerdan con estudios realizados en Hawái, donde encontraron probabilidades de detección entre 0,50 – 0,73 (Olson et al. 2012). A pesar de que ninguna de las variables ambientales cuantificadas influyó de manera importante en la probabilidad de detección, investigaciones realizadas en Puerto Rico han evidenciado que la actividad de las ranas está muy asociada con las condiciones de humedad (Pough et al. 1983). Es posible que la escasa variación en las variables ambientales durante el periodo de estudio no permita detectar una influencia significativa.

El patrón de distribución observado durante este estudio sugiere que la especie está concentrada cerca del punto de origen, lo que se evidencia en la asociación negativa con esta variable. Es posible que una limitada capacidad de dispersión en esta especie la mantenga concentrada en la zona de introducción, y que el periodo desde que fue introducida no represente un lapso de tiempo suficiente para su propagación por toda el área de estudio. Estudios realizados en Puerto Rico dan apoyo a este supuesto ya que demostraron que es una especie muy sedentaria, sus movimientos durante la noche generalmente son cortos y mantienen un área de acción de unos pocos metros (Woolbright 1985). Adicionalmente, el área de estudio es muy heterogénea y algunos tipos de cobertura como por ejemplo carreteras o zonas abiertas, pueden representar una barrera difícil de atravesar para estos anfibios. Sin embargo, a pesar de que la mayoría de los registros de *E. coqui* (87%) se dieron en puntos a una distancia menor a 300 m del punto de origen, la distancia máxima a la que se registró la especie fue de 493 m, cerca del límite del área de estudio. Lo que sugiere que las ranas pueden haber tenido la capacidad de dispersarse por toda el área de estudio, pero otros factores, además de este, influyen en que se mantenga en esa zona.

Una de las variables que resultó ser importante en la selección de hábitat de esta rana fue la vegetación media. Lo cual es de esperarse ya que es el sustrato que las ranas utilizan para vocalizar y forrajear, especialmente si se trata de plantas con estructuras suficientemente fuertes para soportar su peso (Townsend 1989). Otros estudios han

encontrado patrones similares en la preferencia por perchas a alturas de alrededor de 1 m y una asociación negativa por lugares más elevados (Beard et al 2003). Además, estas ranas, al igual que todos los anfibios, son susceptibles a la desecación, por lo que la abundancia de vegetación contribuye a mantener las condiciones de humedad (Klawinski et al. 2014, Beard et al. 2009).

En el caso de la asociación positiva con la abundancia de bromelias y palmas puede deberse a la biología reproductiva de esta especie. Investigaciones realizadas en Puerto Rico y Hawái destacan la importancia de la disponibilidad de sitios anidación como limitante de la población de *Eleutherodactylus coqui* (Beard et al. 2003, Stewart y Pough 1983, Townsend 1989). El éxito de eclosión de las puestas se ve afectado por la estructura de los lugares seleccionados. Estos deben proporcionar protección contra la lluvia directa y los flujos torrenciales, y a su vez mantener las condiciones de humedad (Townsend 1989). En los bosques de Puerto Rico, *E. coqui* suele depositar sus huevos en hojas enrolladas de *Cecropia spp* o de palmas en el suelo del bosque, ya que ambas plantas son comunes en el lugar y proporcionan las condiciones antes mencionadas (Townsend 1989). En el área de estudio, si bien se evidencia una asociación positiva con el porcentaje de palmas, ninguna de estas plantas (*Cecropia sp* y palmas) fueron abundantes. Adicionalmente, la cantidad de hojarasca en el suelo presenta una probabilidad de selección baja por parte de esta especie, lo que sugiere que estas ranas pueden estar haciendo uso de otro recurso para depositar sus huevos. Por ejemplo, una hipótesis es el uso de bromelias u otras epifitas (ej. orquídeas, helechos) para este fin. Estas plantas proporcionan un sustrato protegido, donde se mantienen condiciones de humedad, además al ser elevado facilita a los machos acceder a los puntos de canto (Townsend 1989). Durante el estudio no observé ninguna puesta de huevos en estas epifitas, aunque frecuentemente observé individuos resguardados en las axilas de estas plantas. Si los individuos de *E. coqui* están utilizando estas plantas para resguardarse o anidar, esto explicaría la asociación positiva con la cantidad de bromelias.

Según los resultados obtenidos la combinación de las variables antes mencionadas son las que mejor explican la selección de hábitat de *E. coqui* en el área de estudio. Sin embargo, no hay que descartar otras variables que obtuvieron menor importancia que no fueron incluidas en el modelo, ya que esto no significa que no tengan ningún efecto. Las conclusiones de este estudio aplican para la población estudiada en el área de estudio, y

bajo las condiciones ambientales y características estructurales actuales. Si esta especie se establece en otra localidad con condiciones diferentes (ej. un área protegida, una plantación de café, etc), es probable que los factores que influyen en su presencia sean diferentes a los determinados por este estudio.

Adicionalmente, no se puede ignorar la influencia de otros factores no considerados en este estudio, por ejemplo, las interacciones biológicas en el ecosistema. Trabajos previos han resaltado que la manera en cómo interaccionan las especies introducidas con la biota nativa es un determinante importante de su éxito de invasión (Shea y Chesson 2002). Es probable que tanto la competencia, la abundancia de presas, la depredación y otros factores sean importantes en la ocupación y dispersión de esta especie. Otros anfibios introducidos en Costa Rica como la rana de árbol cubana (*Osteophilus septentrionalis*) y el coquí antillano (*Eleutherodactylus johnstonei*), consideradas como invasoras en otras localidades (Wyatt y Forsy 2004, Ernst et al. 2011), no lograron completar su proceso de invasión en el país y, en el caso de la primera, su distribución se mantiene restringida a una pequeña área en la ciudad de Limón (Savage 2002), probablemente debido a las características de la comunidad biótica del ecosistema circundante.

Finalmente, un aspecto que debe ser considerado en futuras investigaciones es la variación intraespecífica en el uso del hábitat de esta especie. Un estudio realizado en Hawái reveló que los individuos juveniles suelen tener preferencias por diferentes tipos de estructuras que los adultos (Beard et al. 2003). Por ende, no se puede descartar que las variables que influyen en la selección de hábitat de individuos juveniles y adultos sean diferentes también en la población en Costa Rica.

Etapa de invasión

En los sitios donde se reportó la aparente presencia de la especie, pero no se detectaron individuos, posiblemente se deba a una mala identificación de la especie por parte de quien dio el aviso. Algunas especies de ranas de la familia *Craugastoridae* poseen características físicas similares a *E. coqui*, por ejemplo, en el tamaño y coloración (Savage 2002). Adicionalmente la especie de rana campanilla *Diasporus diastema* perteneciente a la misma familia que *E. coqui* (familia: *Eleutherodactylidae*) y la rana de vidrio *Hyalinobatrachium fleischmanni*, realizan vocalizaciones llamativas con un tono

agudo (Savage 2002) que podrían confundirse con la segunda nota del canto típico de *E. coqui*. No obstante, recomiendo que en futuras investigaciones se realicen mayores esfuerzos en la búsqueda de nuevos sitios con aparente presencia de esta especie para evitar errores de detección.

Aunque la especie haya superado con éxito las primeras etapas de invasión (traslado, introducción, establecimiento) no asegura sea igual durante etapas posteriores. Esta especie puede fracasar en cualquiera de las etapas de invasión, incluso durante las más avanzadas (Blackburn et al. 2011). Para avanzar a la siguiente categoría en el continuo de invasión, esta especie tiene que encontrar la forma de superar la barrera de dispersión (Blackburn et al. 2011). Existen dos medios por los cuales podría lograrlo: dispersión natural o dispersión facilitada (con asistencia humana).

De manera natural, puede darse de varias formas: a) la especie podría continuar su avance en la zona de introducción hacia nuevos sitios con mejores condiciones, aumentando su población y velocidad de dispersión; b) Si existen factores bióticos o abióticos que impidan su dispersión, esta especie podría adaptarse de manera que supere estas barreras y continúe su proceso de invasión. Los cambios evolutivos rápidos son comunes durante los procesos de invasión (Frankham 2005, Whitney y Gabler 2008); c) alteraciones en el ambiente podrían generar condiciones favorables para la dispersión de la especie (ej. cambio climático, desastres naturales, cambios en la comunidad de plantas o animales). Por ejemplo, en Puerto Rico la densidad poblacional de *E. coqui* aumentó considerablemente luego del paso del huracán Hugo en 1989 (Klawinski et al. 2014).

Por su parte, la dispersión facilitada puede suceder en cualquier momento, ya sea de manera intencional o accidental. Probablemente la población de estas ranas en Juan Viñas se estableció por este medio dada su lejanía con la población inicial en Turrialba. Adicionalmente, existe evidencia que en Hawái el transporte humano jugó un papel importante en la dispersión de esta especie por toda la isla (Everman y Klawinski 2013). El transporte facilitado de esta especie a nuevas localidades con mejores condiciones le permitiría aumentar su abundancia y dispersarse de manera natural desde este punto. Incluso un solo evento de introducción en un área con condiciones favorables podría ser

suficiente para que esta especie se propague con facilidad por un área considerablemente más extensa (Rauschert et al. 2017), avanzando hacia la etapa final de invasión.

La sucesión de esta especie hacia la etapa final de invasión podría causar diversos impactos ecológicos, como por ejemplo, competencia con otras especies nativas. Se ha demostrado que especies introducidas que realizan vocalizaciones constantes pueden interferir en la comunicación acústica de las especies nativas (Both y Grant 2012). Esto podría ser especialmente perjudicial para especies como la rana campanilla *Diasporus diastema*, la cual realiza constantes vocalizaciones para atraer a las hembras (Savage, 2002).

Otros efectos podrían ser el aumento en la población de animales que depreden a *E. coqui* (ej. arañas, serpientes, pequeños mamíferos), estos a su vez podrían aumentar la tasa de depredación sobre otras especies nativas reduciendo sus poblaciones (Beard y Pitt 2005); 2) la introducción de parásitos o agentes infecciosos que representen un riesgo para las especies nativas (ej. Beard y O'Neill 2005); 3) en las áreas urbanas puede darse un escenario similar a lo ocurrido en Hawái, donde el ruido producido por estas ranas causa molestia y problemas para dormir en las personas de localidades donde se da una fuerte interacción con esta especie. Lo anterior, en situaciones de densidades extremas, incluso llega a reducir el valor de las propiedades con presencia de esta especie (Beard et al. 2009).

Adicionalmente, existen implicaciones para el manejo de acuerdo con la etapa de invasión en la que se encuentre una especie (Blackburn et al. 2011). Especies que se encuentran en etapas avanzadas de invasión son considerablemente más difíciles de controlar, ya que el éxito de las acciones de manejo depende en gran medida de la extensión espacial en que se encuentra la especie introducida (Pluess et al. 2012). Por otra parte, esta clasificación no toma en cuenta el impacto provocado en el ecosistema invadido y este es un aspecto que se debe considerar en la priorización del manejo de las especies introducidas (MacGeoch et al. 2016). Sin embargo, en vista de una etapa de invasión avanzada, es recomendable aplicar todas las medidas preventivas necesarias para evitar que *E. coqui* amplíe su distribución y/o se convierta en un problema mayor.

LITERATURA CITADA

- Adams, M. J., D. A. Miller., E. Muths., P. S. Corn., E. H. C. Grant., L. L. Bailey., ... y S. C. Walls. 2013. Trends in amphibian occupancy in the United States. *PloS One* 8(5): 1-5.
- Barton, K. 2016. MuMIn: Multi-Model Inference. R package version 1.15.6. Disponible en: <<https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>>
- Beard, K. H. y E. M. O'Neill. 2005. Infection of an invasive frog *Eleutherodactylus coqui* by the chytrid fungus *Batrachochytrium dendrobatidis* in Hawaii. *Biological Conservation* 126(4): 591-595.
- Beard, K. H., E. A. Price y W. C. Pitt. 2009. Biology and Impacts of Pacific Island Invasive Species. *Eleutherodactylus coqui*, the Coqui Frog (Anura: *Leptodactylidae*). *Pacific Science* 63(3): 297-316.
- Beard, K. H., S. McCullough y A. K. Eschtruth. 2003. Quantitative assessment of habitat preferences for the Puerto Rican terrestrial frog, *Eleutherodactylus coqui*. *Journal of Herpetology* 37(1): 10-17.
- Beard, K. H. y W. C. Pitt. 2005. Potential consequences of the coqui frog invasion in Hawaii. *Diversity and Distributions* 11(5): 427-433.
- Bellard, C., P. Cassey y T. M. Blackburn. 2016. Alien species as a driver of recent extinctions. *Biology Letters* 12(2): 20150623.
- Blackburn, T. M., F. Essl., T. Evans., P. E. Hulme., J. M. Jeschke., I. Kühn., ... y J. Pergl. 2014. A unified classification of alien species based on the magnitude of their environmental impacts. *PLoS Biol* 12(5).
- Blackburn, T. M., P. Pyšek., S. Bacher., J. T. Carlton., R. P. Duncan., V. Jarošík., ... y D. M. Richardson. 2011. A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in ecology & evolution* 26(7): 333-339.

- Both, C., y T. Grant. 2012. Biological invasions and the acoustic niche: the effect of bullfrog calls on the acoustic signals of white-banded tree frogs. *Biology Letters*, 8(5): 714-716.
- Burnham, K. P. y D. R. Anderson. 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. Springer. Science & Business Media.
- Chapman, P. 2016. Benefits of invasive species. *Marine Pollution Bulletin* 107: 1-2.
- Choi, R. T. y K. H. Beard. 2012. Coqui frog invasions change invertebrate communities in Hawaii. *Biological Invasions* 14(5): 939-948.
- Crowl, T. A., T. O. Crist., R. R. Parmenter., G. Belovsky y E. A. Lugo. 2008. The spread of invasive species and infectious disease as drivers of ecosystem change. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6(5): 238-246.
- Dufour, J. 1978. Desventajas del sitio de las ciudades en el medio volcánico e hiperhúmedo de Centroamérica. El caso de Turrialba, Costa Rica. *Revista Geográfica* 86: 207-225
- Ernst, R., D. Marsemin y I. Kowarik. 2011. Non-invasive invaders from the Caribbean: the status of Johnstone's Whistling frog (*Eleutherodactylus johnstonei*) ten years after its introduction to Western French Guiana. *Biological Invasions* 13(8): 1767-1777.
- Everman, E. y P. Klawinski. 2013. Human-facilitated jump dispersal of a non-native frog species on Hawai'i Island. *Journal of Biogeography* 40(10): 1961-1970.
- Fiske I. y R. Chandler. 2011. unmarked: An R Package for Fitting Hierarchical Models of Wildlife Occurrence and Abundance. *Journal of Statistical Software*. 43(10): 1-23.
Disponible en: <<http://www.jstatsoft.org/v43/i10/>>
- Frankham, R. 2005. Resolving the genetic paradox in invasive species. *Heredity* 94(4): 385-385.

García-Rodríguez, A., G. Chaves., M. Wainwright y A. Villegas. 2010. *Eleutherodactylus coqui* (Puerto Rican coquí). Herpetological review 41(3): 320-321.

Hijmans, R. 2016. raster: Geographic Data Analysis and Modeling. R package version 2.5-8. Disponible en: <<https://CRAN.R-project.org/package=raster>>

Kaiser, B. A. y K. M. Burnett. 2006. Economic impacts of *E. coqui* frogs in Hawaii. Interdisciplinary Environmental Review 8(2): 1-11.

Kalnicky, E. A., M. W. Brunson y K. H. Beard. 2014. A social–ecological systems approach to non-native species: Habituation and its effect on management of coqui frogs in Hawaii. Biological Conservation 180: 187-195.

Klawinski, P. D., B. Dalton y A. B. Shiels. 2014. Coqui frog populations are negatively affected by canopy opening but not detritus deposition following an experimental hurricane in a tropical rainforest. Forest Ecology and Management 332: 118-123.

Kraus, F. y D. C. Duffy. 2010. A successful model from Hawaii for rapid response to invasive species. Journal for Nature Conservation 18(2): 135-141.

Lowe, S., M. Browne., S. Boudjelas., M De Poorter. 2004. 100 of the world's worst invasive alien species. A Selection From the Global Invasive Species Database. IUCN/SSC Invasive Species Specialist Group (ISSG), Auckland, New Zealand.

Mackenzie, D. I. 2006. Modeling the probability of resource use: the effect of, and dealing with, detecting a species imperfectly. Journal of Wildlife Management 70(2): 367-374.

MacKenzie, D. I., J. D. Nichols., G. B. Lachman., S. Droege., J. Andrew Royle y C. A. Langtimm. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. Ecology 83(8): 2248-2255.

McGeoch, M. A., P. Genovesi, P. J. Bellingham., M. J. Costello., C. McGrannachan y A. Sheppard. 2016. Prioritizing species, pathways, and sites to achieve conservation targets for biological invasion. Biological invasions 18(2): 299-314.

Meyerson, L. A. y H. A. Mooney. 2007. Invasive alien species in an era of globalization. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5(4): 199-208.

Olson, C. A., K. H Beard., D. N. Koons y W. C. Pitt. 2012. Detection probabilities of two introduced frogs in Hawaii: implications for assessing non-native species distributions. *Biological Invasions* 14(4): 889-900.

Pluess, T., R. Cannon., V. Jarošík., J. Pergl., P. Pyšek y S. Bacher. 2012. When are eradication campaigns successful? A test of common assumptions. *Biological Invasions* 14(7): 1365-1378.

Pough, F. H., T. L. Taigen., M. M. Stewart y P. F. Brussard. 1983. Behavioral modification of evaporative water loss by a Puerto Rican frog. *Ecology* 64(2): 244-252.

QGIS Development Team. 2016. Quantum GIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. Disponible en <<http://qgis.osgeo.org>>

R Core Team. 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponible en: <<https://www.R-project.org/>>

Rauschert, E. S., D. A Mortensen y S. M. Bloser. 2017. Human-mediated dispersal via rural road maintenance can move invasive propagules. *Biological Invasions* 1-12. DOI: 10.1007/s10530-017-1416-2

Savage, J. M. 2002. The amphibians and reptiles of Costa Rica: a herpetofauna between two continents, between two seas. University of Chicago press.

Schlaepfer, M. A., D. F. Sax y J. D. Olden. 2011. The potential conservation value of non-native species. *Conservation Biology* 25(3): 428-437.

Shea K. y P. Chesson. 2002. Community ecology theory as a framework for biological invasions. *Trends Ecol Evol* 17: 170–176

Simberloff, D. 2003. How much information on population biology is needed to manage introduced species?. *Conservation Biology* 17(1): 83-92.

Simberloff, D., J. L. Martin., P. Genovesi., V. Maris., D. A. Wardle., J. Aronson, ... y P. Pyšek. 2013. Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in ecology & evolution* 28(1): 58-66.

Sin, H., K. H. Beard y W. C. Pitt 2008. An invasive frog, *Eleutherodactylus coqui*, increases new leaf production and leaf litter decomposition rates through nutrient cycling in Hawaii. *Biological Invasions* 10(3): 335-345.

Stewart, M. M. y F. H. Pough. 1983. Population Density of Tropical Forest Frogs: Relation to Retreat Sites. *Science* 221: 570-572.

Symonds, M. R., y A. Moussalli. 2011. A brief guide to model selection, multimodel inference and model averaging in behavioural ecology using Akaike's information criterion. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 65(1): 13-21.

Townsend, D. S. 1989. The consequences of microhabitat choice for male reproductive success in a tropical frog (*Eleutherodactylus coqui*). *Herpetologica* 45:1-458.

Vall-Ilosera, M., F. Llimona., M. de Cáceres., S. Sales. y D. Sol. 2016. Competition, niche opportunities and the successful invasion of natural habitats. *Biological Invasions* 18(12): 3535-3546.

Welsh, A. H., D. B. Lindenmayer y C. F. Donnelly. 2013. Fitting and interpreting occupancy models. *PLoS One* 8(1).

Whitney, K. D. y C. A. Gabler. 2008. Rapid evolution in introduced species, 'invasive traits' and recipient communities: challenges for predicting invasive potential. *Diversity and Distributions* 14(4): 569-580.

Woolbright, L. L. 1985. Patterns of nocturnal movement and calling by the tropical frog *Eleutherodactylus coqui*. *Herpetologica* 1-9.

Wyatt, J. L. y E. A. Forsy. 2004. Conservation implications of predation by Cuban treefrogs (*Osteopilus septentrionalis*) on native hylids in Florida. *Southeastern Naturalist* 3(4): 695-700.

Zenni, R. D. y M. A. Nuñez. 2013. The elephant in the room: the role of failed invasions in understanding invasion biology. *Oikos* 122(6): 801-815.

Comunicaciones personales

M.Sc. Jorge Hernández Benavides. Coordinador de los Programas de Manejo y Conservación de Vida Silvestre. Área de Conservación Cordillera Volcánica Central, Sistema Nacional de Áreas de Conservación - Ministerio de Ambiente y Energía. Correo: jorge.hernandez@sinac.go.cr

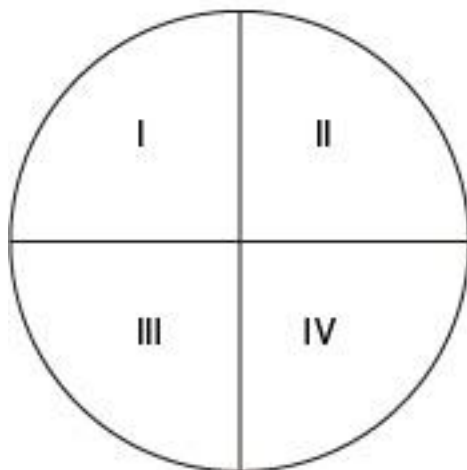
ANEXOS

Anexo A. Fotografía de ejemplo de algunas de las áreas muestreadas en el análisis de la ocupación de *Eleutherodactylus coqui* en Costa Rica. 2017.



Notas: A = Bosque, B = Jardines, C = Plantación Forestal, D = Áreas abiertas, E = Zonas verdes, F = Zona urbana.

Anexo B. Subdivisiones de la Unidades de Muestreo utilizadas en la caracterización de sitios para el análisis de selección de hábitat de la rana *Eleutherodactylus coqui* en Costa Rica. 2017.



Notas: Los números I, II, III, y IV representan cada cuadrante dentro de las unidades de muestreo (UM).

**CAPÍTULO II. CONOCIMIENTO, PERCEPCIÓN Y ACTITUD ANTE PROPUESTAS DE
MANEJO DE LAS PERSONAS QUE CONVIVEN CON EL COQUÍ COMÚN
(*ELEUTHERODACTYLUS COQUI*) EN COSTA RICA**

RESUMEN

Las dimensiones humanas tienen importantes implicaciones en el manejo de especies introducidas. Realicé encuestas semiestructuradas con el objetivo de analizar el conocimiento y percepción de las personas locales hacia *Eleutherodactylus coqui*, una especie de rana introducida en Costa Rica, y las posibles implicaciones que esto tiene para su dispersión y manejo. Encontré que existe falta de información sobre esta especie y la mayoría de las personas que la reconocen la perciben de manera positiva, aunque a un pequeño porcentaje de personas le molesta la presencia de esta especie. En general existe una opinión polarizada ante la idea de algún tipo de manejo. La explicación para estos resultados puede deberse al hecho de que en Costa Rica no se ha realizado ninguna campaña informativa sobre esta especie, lo cual resulta en escaso conocimiento que a su vez influye en su percepción comparado con estudios en otras localidades donde esta especie ha sido introducida. Estos resultados pueden tener implicaciones importantes para el manejo de la especie por lo que se debe informar e involucrar a las personas locales para prevenir su dispersión y lograr un mayor éxito en las estrategias de manejo a futuro.

INTRODUCCIÓN

Las especies introducidas han sido identificadas como una de las principales amenazas a la vida silvestre, y existe mucha evidencia que respalda esta afirmación (Simberloff et al. 2013). Sin embargo, además de los problemas ambientales, los procesos de invasión biológica también se asocian con impactos económicos, sociales y de salud humana (Verbrugge et al. 2013, Mazza et al. 2014).

Históricamente, los investigadores se han enfocado en los procesos ecológicos más que en las dimensiones humanas de los procesos de invasión (García-Llorente et al. 2011, Richardson et al. 2011). No es hasta años recientes que se ha reconocido la importancia de implementar un enfoque interdisciplinario en el estudio y manejo de las especies introducidas (Verbrugge et al. 2013, García-Llorente et al. 2016), en especial, la integración de las ciencias naturales y sociales en la resolución de conflictos relacionados con los procesos de invasión biológica (Kalnicky et al. 2014). Estas ideas han llevado a muchos investigadores que han sido educados ecológicamente a abordar las invasiones biológicas con un enfoque social (Crowley et al. 2016).

Producto de este enfoque interdisciplinario, se ha evidenciado que las actitudes del público general hacia las especies introducidas pueden tener grandes implicaciones para su manejo (Crowley et al. 2016, Verbrugge et al. 2013). Por ejemplo, la aceptación de las propuestas planteadas depende en gran medida de la percepción de las personas hacia la especie y el tipo de manejo que se proponga (Liordos et al. 2016) y cualquier oposición o la falta de apoyo público puede resultar en el fracaso de las estrategias planteadas (García-Llorente et al. 2016).

Diversos autores han discutido la necesidad de comprender los factores que definen la percepción de las personas sobre las especies introducidas (Verbrugge et al. 2013, García-Llorente et al. 2016, Bardsley y Edwards-Jones, 2006). Esto puede ayudar a evitar la inversión de esfuerzos y fondos en estrategias de manejo que están destinadas al fracaso e innovar en nuevas alternativas con mejor aceptación (Liordos et al. 2016).

Por otra parte, las dimensiones sociales del manejo de las especies introducidas no deben considerarse únicamente como un obstáculo para la implementación de medidas.

Sino como una oportunidad para mejorar el éxito de las medidas propuestas (Crain et al. 2014). El apoyo y participación ciudadana puede contribuir en la prevención, detección temprana y éxito de control de las especies introducidas (Verbrugge et al. 2013).

Un caso interesante sobre cómo varía la percepción para la misma especie y su influencia en el manejo está dado por la rana coquí común de Puerto Rico (*Eleutherodactylus coqui*). Ésta es una especie nativa y abundante en Puerto Rico, donde habita en casi todo el territorio de la isla incluyendo bosques y áreas urbanas (Woolbright et al. 2006). Por su abundancia y llamativas vocalizaciones de hasta 80 - 90 decibeles a 0,5 m, es difícil que pase desapercibida (Beard y Pitt 2005). La mayoría de los puertorriqueños tienen un aprecio especial por esta especie y muchas de sus historias folclóricas se enfocan en esta pequeña rana, esto la ha convertido en la mascota no oficial de Puerto Rico (Beard y Pitt 2012). Caso contrario sucede en Hawái, donde ha sido recientemente introducida. Desde su llegada a Hawái, su población incremento rápidamente y se dispersó por gran parte de la isla principal (Beachy et al. 2011). Su éxito de invasión fue tal que sus densidades alcanzaron niveles extremos en algunas regiones (más de 90000 individuos por hectárea), mayores a los reportados para su país de origen (Beard et al. 2008). La introducción de esta especie ha generado impactos negativos en el ámbito ecológico, económico y social (Beard et al. 2009). A raíz de esta problemática, el gobierno ha declarado a esta especie como invasora y fomenta iniciativas para el manejo de sus poblaciones (Pitt et al. 2012). No obstante, la percepción de las personas se encuentra muy polarizada, con grupos que promueven la erradicación total de las ranas y grupos que realizan campañas para protegerla (Kalnicky et al. 2014). Esto se ha convertido en un problema, pues la especie frecuentemente se encuentran dentro de propiedades privadas y las acciones de manejo no pueden ser implementadas sin el consentimiento de los propietarios (Beard y Pitt 2012).

Esta misma especie fue introducida en Costa Rica alrededor de 1998 en un barrio de la Ciudad de Turrialba, Cartago (Escuela de Biología-Universidad de Costa Rica, datos no publicados). Para el 2010 se reportó oficialmente en una revista científica una población de alrededor de cien individuos localizada en una zona residencial en dicha localidad (García-Rodríguez et al. 2010). Desde entonces, no se ha publicado nuevas investigaciones al respecto.

La escasez de información al respecto genera preocupación en las entidades encargadas del manejo de vida silvestre en el país (ej. SINAC-MINAE; Jorge Hernández, com. per). Si bien muchas especies introducidas causan un impacto pequeño o no perceptible en el ambiente colonizado (Blackburn et al. 2014), actualmente no se cuenta con la información suficiente para descartar problemas sociales o ambientales causados por esta especie o si podría causarlos a futuro. Adicionalmente, la aplicación de medidas de manejo podría no ser efectivas o generar conflictos si no se cuenta con la aprobación de las personas locales. Tomando esto en cuenta, el objetivo de este capítulo es analizar el conocimiento y percepción de las personas que interactúan con *E. coqui* en Costa Rica y las posibles implicaciones para su dispersión y manejo.

AREA DE ESTUDIO

Únicamente se conocen dos localidades con presencia de *E. coqui*. Ubicadas en la ciudad de Turrialba y el INVU de Juan Viñas (Figura 5).

La ciudad de Turrialba está situada en la Vertiente Caribe y pertenece al Cantón de Turrialba, provincia de Cartago. Se ubica en la vertiente derecha del Río Turrialba, al borde del Río Colorado. Su elevación oscila entre los 600 y 650 msnm, por lo que posee un clima cálido y húmedo, con una temperatura promedio anual de 22°C. Por su ubicación está expuesta a vientos húmedos del noreste y en ciertas regiones del distrito puede recibir hasta 7000 mm de lluvia (Dufour 1978). El uso del suelo en la ciudad de Turrialba es principalmente urbano, aunque el café es el cultivo más común en la zona y representa gran porcentaje de la cobertura del suelo (Ortiz-Malavasi 2014).

La ciudad de Juan Viñas se encuentra en el distrito de Juan Viñas, cantón de Jiménez, Cartago, aproximadamente a 8 km de la población conocida de *Eleutherodactylus coqui* en Turrialba (Figura 5 B). El uso de suelo mayoritario en este distrito es la producción agrícola, siendo la caña de azúcar el cultivo principal, seguido por el café. Sin embargo, también existen parches pequeños de bosque y manchas urbanas poco desarrolladas (Zuñiga y Ramirez 2015). La ciudad se encuentra a los 1150 msnm, no existe una época seca definida, llueve entre 2000 a 4000 mm y la temperatura media ronda los 17 – 25° C (Alvarado et al. 2009).

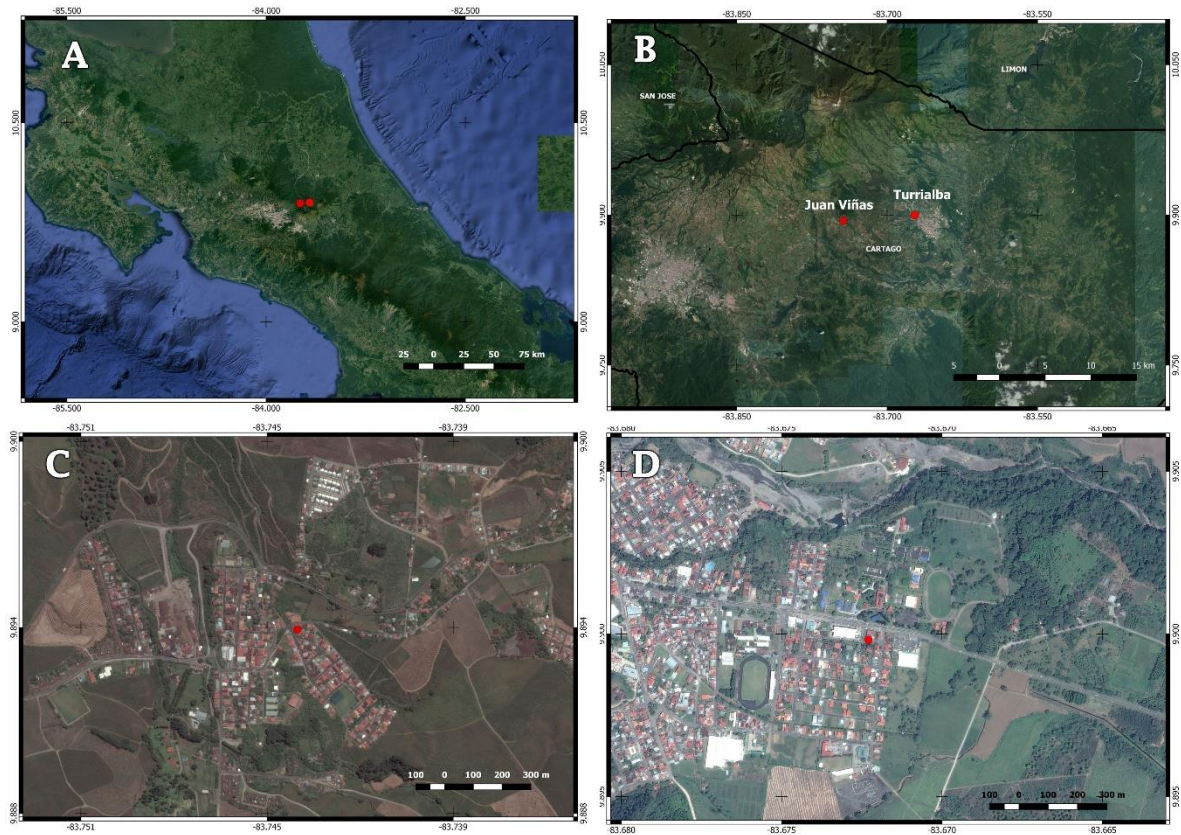


Figura 5. Ubicación de las áreas donde se ha detectado la presencia de *Eleutherodactylus coqui* en Costa Rica, 2017.

Notas: (A) ubicación en Costa Rica, (B) vista de las dos localidades de estudio, (C) detalle de Juan Viñas, (D) detalle de Turrialba. El punto rojo representa el sitio donde se introdujeron los primeros individuos de *Eleutherodactylus coqui*.

MATERIALES Y MÉTODOS

Llevé a cabo el estudio en dos zonas donde se ha detectado la presencia de *Eleutherodactylus coqui*. Una localizada en Turrialba y la otra en Juan Viñas (Figura 5). En cada zona seleccioné un área de 500 m y 200 m de radio, respectivamente, a partir del punto conocido donde se introdujeron los primeros individuos de la población de *E. coqui*. Dentro de esta área, asumí que existe un porcentaje importante de interacción con la especie objetivo y a su vez representa una muestra considerable de la población de la zona donde se encuentra la especie. La selección de las personas entrevistadas se hizo aleatoriamente según sus lugares de residencia en el área de estudio.

Utilicé la técnica de entrevistas semiestructuradas, la cual se basan en una guía de temas o preguntas donde el entrevistador tiene la libertad de introducir preguntas adicionales para precisar conceptos u obtener mayor información sobre los temas deseados (Hernández, 2006). Las preguntas estaban dirigidas a conocer cuatro puntos principales: a) conocimiento sobre la especie, b) eventos de dispersión facilitada, c) percepción sobre la rana y d) actitudes ante la aplicación de medidas de manejo (Ver guía de preguntas en Anexo C). Adicionalmente, anoté el sexo y edad de cada persona para caracterizar la población entrevistada.

Brindé la mínima cantidad de información posible sobre la especie, para que los resultados reflejen la situación actual de los entrevistados y no se vean influidos por el entrevistador. Adicionalmente, esto permite la evaluación y comparación de cambios en el conocimiento y percepción de la población a través del tiempo o luego de la aplicación de acciones informativas.

Para la evaluación de los resultados primero sistematicé la información de acuerdo a los temas centrales, clasifiqué las ideas centrales de cada respuesta de acuerdo a categorías (ej. positiva, negativa, neutral), por último, realicé una comparación e interpretación de los datos.

RESULTADOS

Se realizaron un total de 67 entrevistas en residencias distribuidas en el área de estudio. La mayoría de personas entrevistadas fueron mujeres (82%) y las edades rondaron entre los 21 a los 85 años, pero se concentran entre los 35-55 años de edad.

La mayoría de las personas entrevistadas ha escuchado el sonido de las ranas coquí. Sin embargo, algunas de estas personas no reconocen que el sonido pertenece a esta especie en particular o lo confunden con algún otro animal (ej. un pájaro; Figura 6). Poco más de la mitad de los entrevistados (40 personas) ha escuchado hablar sobre esta especie como tal, no obstante, un porcentaje menor (53,7%; 36 personas) está consciente que es una especie introducida (Figura 6; Anexo D). Adicionalmente diez personas dentro del área de estudio manifestaron nunca haber escuchado el sonido y solo una de estas había escuchado mencionar a esta especie.

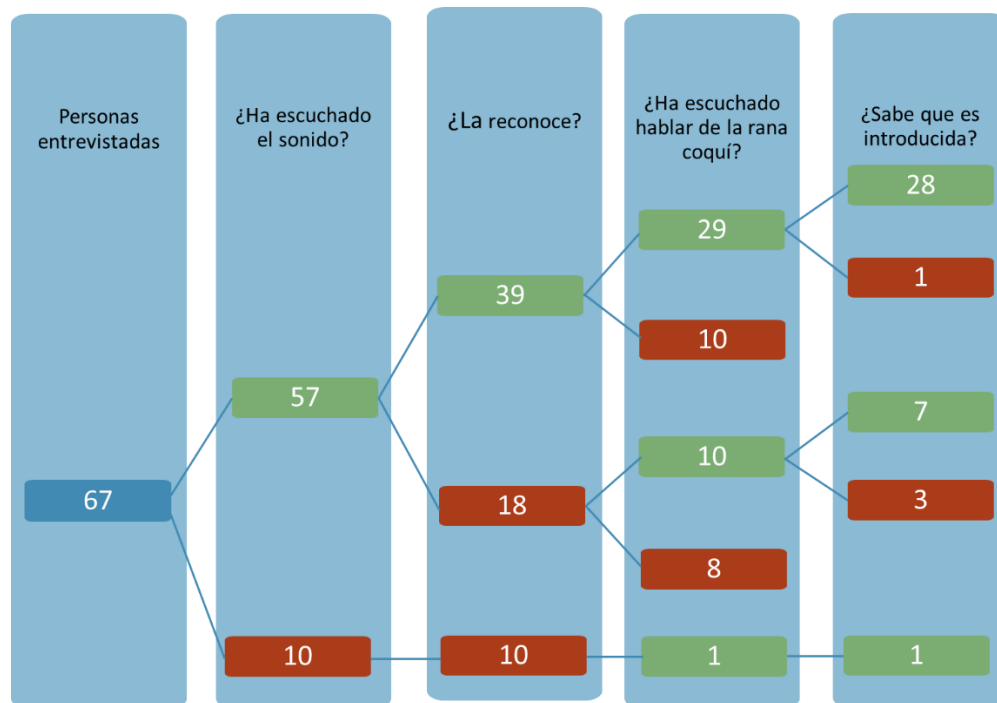


Figura 6. Conocimiento sobre la rana *Eleutherodactylus coqui* de las personas que interactúan con esta especie, Turrialba, 2017.

Notas: los números dentro del cuadro representan la cantidad de personas que respondió de manera positiva (cuadros verdes) y de manera negativa (cuadros rojos).

De las 67 personas entrevistadas, doce mencionaron conocer o haber escuchado de personas que han transportado esta rana a otras localidades. Los sitios mencionados son mayormente cercanos a la zona de estudio (ej. Barrios de la misma ciudad), pero otros lejanos, entre ellos, Alajuela y Sarapiquí. Cuando se les preguntó si conocían si la especie había logrado establecerse en esos nuevos sitios, la respuesta fue en su mayoría de desconocimiento y quienes respondieron, aseguran que no logró establecerse. Adicionalmente, dos personas mencionaron que han tenido la intención de regalar ranas, a familiares o amigos, pero que su pequeño tamaño y coloración críptica dificulta localizarlas por lo que han desistido de hacerlo.

La percepción de los residentes del área sobre esta especie es en su mayoría positiva (Figura 7). Las personas manifestaron tener aprecio por la rana, principalmente debido al sonido de sus vocalizaciones, calificándolas como agradable o relajante. Otras razones mencionadas son la creencia que colabora en el control de poblaciones de insectos, la sensación de sentirse más “en contacto con la naturaleza” y su condición de “única” en la zona, pues aseguran que se encuentra solo en esa localidad. A pesar de esto, la mayoría de las personas desea que la población de *E. coqui* disminuya o al menos no aumente (Figura 7). Por otra parte, un 32,8% mantienen una percepción neutral hacia esta especie, es decir, no les molesta su presencia, pero tampoco les agrada. Las personas que sí muestran una percepción negativa mencionan disgusto por el ruido de sus vocalizaciones, problemas para dormir, invasión dentro de la propiedad, preocupación por las especies nativas y miedo o disgusto por los anfibios en general.

En cuanto a la actitud ante la idea de algún tipo de manejo. Un 56,9% de los entrevistados está en desacuerdo con que se aplique alguna estrategia de manejo con esta especie. La principal motivación o razón a esta oposición es que piensan que la especie no causa ningún daño y no es necesario intervenir, algunos incluso la consideran beneficiosa por su papel como controlador de insectos. Un aspecto importante es que, de las 38 personas en contra, siete manifestaron cambiar de opinión si se demuestra que la especie puede ser perjudicial para las personas o la fauna nativa. Por el contrario, la idea de implementar alguna propuesta de manejo es apoyada por un 31,4% de la población entrevistada (21 personas). Quienes dieron justificación a su respuesta, mencionan aspectos como disgusto por la rana o sus vocalizaciones, o su condición de especie

introducida. Por último, el porcentaje restante (11,9%, 8 personas) le es indiferente si se toman medidas de manejo o no.

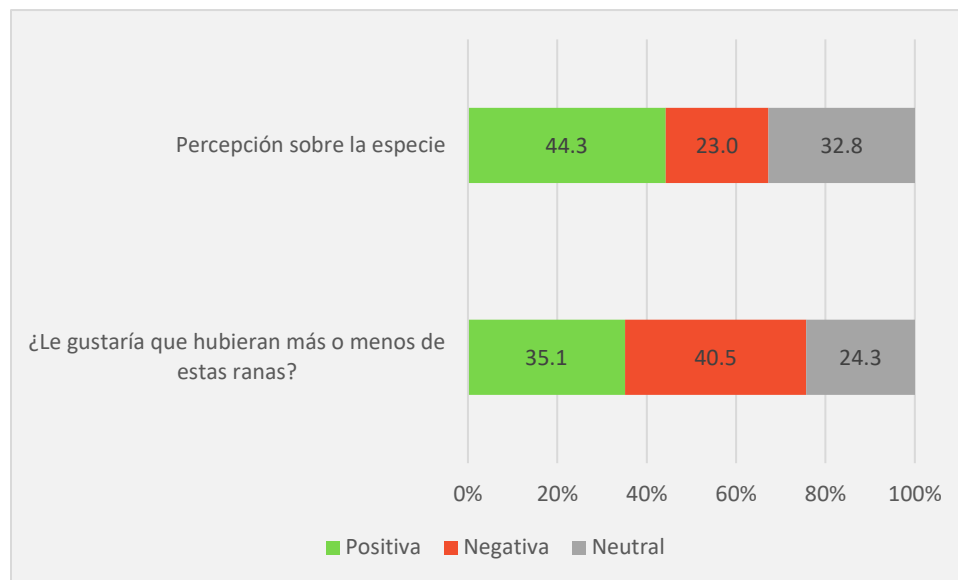


Figura 7. Percepción y tendencia poblacional deseada de *Eleutherodactylus coqui* por parte de las personas que interactúan con esta especie en Turrialba, Costa Rica, 2017.

DISCUSIÓN

El sonido de esta rana forma parte del ambiente nocturno del vecindario, pero mucha gente ignora que se trata de una rana y aún menos de una especie introducida. Comparado con un estudio realizado en Hawai donde el 94 % de las personas entrevistadas habían leído o escuchado acerca del coquí (Gonzales-Pagan 2007), los residentes del área de estudio poseen poca información sobre esta especie. Esto se debe principalmente a que el abordaje de los medios informativos ha sido mucho mayor en Hawái, por lo que las personas se encuentran mejor informadas sobre esta especie introducida (Kalnicky et al. 2014). Adicionalmente, es posible que las personas que no conocen acerca de esta especie no interactúen mucho con ella o la perciban como algo normal, especialmente si viven recientemente en el área y no fueron testigos del antes y el después de la llegada de esta especie.

Diversos autores asocian el nivel de conocimiento popular con el apoyo e involucramiento de las personas en acciones de control y manejo de especies introducidas (Verbrugge et al. 2013, Bremner y Park 2007). Bajo esta idea, es muy posible que una propuesta para el manejo de la población de *E. coqui* reciba poco apoyo si no se involucra y dialoga con la comunidad sobre las razones para llevarla a cabo. Para abordar este problema se han realizado campañas de información con buenos resultados en casos anteriores, incluso con esta misma especie (García-Llorente et al. 2016, Reis et al. 2013). Sin embargo, se deben tener ciertas consideraciones con la información que se brinda. Si se proporciona información exagerada o evidencia selectiva del impacto, puede generar desconfianza en el proyecto y sus integrantes (Crowley et al. 2016).

La cantidad de personas que aseguran conocer eventos de dispersión facilitada (transporte de la especie a otras localidades por acción del hombre) es alarmante. En Hawái, por ejemplo, se cree que gran parte de la dispersión de esta especie ha ocurrido debido al transporte humano (Peacock et al. 2009), lo que ha contribuido a que en solo diez años se haya dispersado por gran parte de la isla principal y otras tres islas del archipiélago (Kraus et al. 1999). El éxito de uno solo de estos eventos en la dispersión y establecimiento de esta especie puede acelerar su proceso de invasión (Rauschert et al. 2017). Es bien sabido que las especies en etapas de invasión avanzadas que logran el establecimiento de diversas poblaciones extendidas en una escala espacial muy amplia

son considerablemente más difíciles de controlar (Pluess et al. 2012) y aumenta el riesgo de impactos sociales, económico y ambientales (Beard y Pitt 2005).

La mayoría de las personas que interactúan con la población de *E. coqui* en Costa Rica tienen una percepción positiva hacia esta especie. Esto contrasta con los resultados de estudios realizados en Hawái, donde solo un pequeño porcentaje de los entrevistados percibe cosas positivas sobre esta especie (Kalnicky et al. 2014). La diferencia en estos resultados puede deberse a las campañas informativas que se han realizado en Hawái. El conocimiento que las personas manejan influye en gran medida en su percepción sobre las especies introducidas (Kueffer y Kull 2017). En el caso de Hawái, el gobierno ha etiquetado a la especie como “peste” o “plaga” y los medios de comunicación bombardean a los habitantes con información sobre los impactos negativos de la especie (Kalnicky et al. 2014). Esto crea una percepción negativa, incluso en las personas que no conviven con ella (Warner y Kinslow 2011). En Costa Rica, por el contrario, no se ha realizado ninguna campaña informativa, por lo que las personas, si no perciben ninguna amenaza o impacto por experiencia propia, es poco probable que desarrollen actitudes negativas hacia ella.

A pesar de una percepción general positiva hacia la especie, la mayoría de las personas desea que esta rana disminuya su población, o que al menos no aumente. Esto sugiere que la percepción positiva hacia *Eleutherodactylus coqui* podría estar condicionada por su densidad poblacional. Ciertamente la cantidad de individuos incrementa el contacto que tienen las personas con esta especie y esto puede afectar su percepción, acentuando actitudes negativas o positivas hacia ella. En Hawái, las molestias sociales como el ruido excesivo, dificultad para dormir, así como los principales problemas ecológicos, son causados primordialmente por las densidades extremas que alcanza esta especie en esa localidad (Beard et al. 2009).

Aunque ocurre en un porcentaje pequeño de la población entrevistada, existe una afectación social negativa provocada por la presencia de esta especie. Al igual que en Hawái, la razón principal son las molestias provocadas por las constantes vocalización de esta rana (Beard et al. 2009). Este problema podría ser mayor si la población de ranas aumenta en densidad, o se dispersa a otras localidades. Por otra parte, cabe la posibilidad que las actitudes negativas se aplaquen con el tiempo si se da un proceso de

habituaación. La habituaación suele suceder luego de un prologado periodo de exposiición y puede provocar que las personas se acostumbren al sonido de esta especie y dejen de percibirlo como una molestia (Kueffer y Kull 2017, Kalnicky et al. 2014). Algunas personas manifestaron que en ocasiones pasan desapercibida la presencia de la especie a pesar del fuerte sonido de sus vocalizaciones.

No todas las actitudes negativas o positivas manifestadas hacia la especie se deben estrictamente a las características de esta rana. La manera en cómo las personas perciben la naturaleza es mediada por procesos complejos que involucran aspectos psicológicos, cognitivos y sociales (Kueffer 2013, Kueffer y Kull 2017). Por ejemplo, algunas de las percepciones negativas se deben al disgusto o miedo por los anfibios en general, algo que no ha sido provocado directamente por esta especie. De igual manera con la percepción positiva, algunas personas sienten mayor atracción y agrado por los animales que otras, y se debe a factores culturales (Eder y Ritter 1996). Adicionalmente, Verbrugge et al. (2013) mencionan que las personas que piensan en la naturaleza como un sistema estable tienen a preocuparse menos por las especies introducidas que los que piensan que es un sistema frágil o inestable y esto afecta su percepción hacia ellas.

Al igual que con el nivel de conocimiento, la tendencia hacia una percepción positiva de esta especie puede ser un punto de conflicto en caso de la necesidad de implementar acciones de manejo (Liordos et al. 2016). Las actitudes positivas hacia una especie generalmente incrementan la voluntad de querer protegerlas (Verbrugge et al. 2013; Bremner y Park 2007). Esta situación hace difícil explicar a las personas el por qué se debe manejar una especie que es potencialmente problemática (Kueffer y Kull 2017).

Por otra parte, la percepción e ignorancia puede contribuir a la dispersión de esta especie. La comunidad científica puede tener muy claro las razones por las cuales se debe evitar que la especie se disperse, pero si las personas que interaccionan con ella no manejan esta información, no tienen razones aparentes para evitarlo más que sus propias creencias y percepciones. Por ejemplo, algunas personas manifestaron haber regalado ranas para que se establecieran en otras localidades, lo cual podría causar alteraciones en el nuevo ecosistema, sin embargo, no están conscientes de ello. No obstante, ciudadanos familiarizados con el tema de invasiones biológicas, manifestaron preocupación por las especies nativas y mencionaron tener problemas con el lugar donde

desechan las hojas secas del jardín por temor a dispersar la especie. Otro factor que puede favorecer la dispersión es la habituación. El sonido tan constante de estas ranas puede con el tiempo desarrollar sentimientos en las personas que asocian con su hogar (Kueffer y Kull 2017), una vez que deciden mudarse de residencia podrían buscar la manera de transportar algunas ranas a su nuevo recinto para satisfacer este sentimiento. Lo anterior ha sucedido en otras ocasiones con especies de plantas exóticas, contribuyendo con su dispersión (Daehler 2008).

La opinión de los encuestados hacia el manejo de esta especie puede estar condicionado por la manera en cómo las personas interpretan la palabra "Manejo". Se ha comprobado que el grado de aceptación social varía dependiendo del método de manejo que se desee aplicar, siendo los métodos no letales los que generalmente reciben mejor aceptación (Liordos et al. 2016). Sin embargo, durante la entrevista no brindé información sobre qué tipo de manejo hacía referencia la pregunta, por lo que la interpretación estuvo abierta a la percepción de cada persona.

A pesar de que la mayoría de las personas entrevistadas estuvo en desacuerdo con la idea del manejo, es probable que, en caso de necesitar aplicarse alguna medida, se logre una mejor aceptación si se trabaja con la comunidad. Las principales razones del rechazo se asocian con el desconocimiento de impactos negativos causados por la población de la especie. En caso de que nuevas investigaciones descubran que existen estos impactos, transmitir estos resultados puede lograr una mejor aceptación y apoyo de las estrategias de manejo propuestas (Crowley et al. 2016). Adicionalmente, informar a las personas sobre los impactos potenciales que podría causar esta especie, puede contribuir al cambio de comportamiento de la gente hacia acciones que prevengan la dispersión de este peculiar anfibio.

LITERATURA CITADA

- Alvarado-Hernández, A., I. Iturriaga, J. T. Smyth, J. M. Ureña y E. M. Portuguez-Umaña. 2009. Efecto de la fertilización con fósforo sobre el rendimiento y la absorción de nutrimentos de la papa en un Andisol de Juan Viñas, Costa Rica. *Agronomía Costarricense* 33(1): 45-61.
- Bardsley, D. y G. Edwards-Jones. 2006. Stakeholders' perceptions of the impacts of invasive exotic plant species in the Mediterranean region. *GeoJournal* 65(3): 199-210.
- Beachy, J. R., R. Neville y C. Arnott. 2011. Successful control of an incipient invasive amphibian: *Eleutherodactylus coqui* on O'ahu, Hawai'i. *Island Invasives: Eradication and Management* 140-147.
- Beard, K. H. y W. C. Pitt. 2005. Potential consequences of the coqui frog invasion in Hawaii. *Diversity and Distributions* 11(5): 427-433.
- Beard, K. H. y W. C. Pitt. 2012. *Eleutherodactylus coqui* Thomas (Caribbean tree frog). Pp. 311-319 en Francis, A. (ed.). *A handbook of global freshwater invasive species*. Earthscan, Londres.
- Beard, K. H., R. Al-Chokhachy, N. C. Tuttle y E. M. O'Neill. 2008. Population density estimates and growth rates of *Eleutherodactylus coqui* in Hawaii. *Journal of Herpetology* 42(4): 626-636.
- Beard, K. H., E. A. Price y W. C. Pitt. 2009. Biology and Impacts of Pacific Island Invasive Species. 5. *Eleutherodactylus coqui*, the Coqui Frog (Anura: *Leptodactylidae*). *Pacific Science* 63(3): 297-316.
- Blackburn, T. M., F. Essl., T. Evans., P. E. Hulme., J. M. Jeschke., I. Kühn., ... y J. Pergl. 2014. A unified classification of alien species based on the magnitude of their environmental impacts. *PLoS Biol* 12(5).

Bremner, A. y K. Park. 2007. Public attitudes to the management of invasive non-native species in Scotland. *Biological conservation* 139(3): 306-314.

Reis, C. S., H. Marchante, H. Freitas y E. Marchante. 2013. Public Perception of Invasive Plant Species: Assessing the impact of workshop activities to promote young students' awareness, *International Journal of Science Education* 35:4: 690-712. DOI: 10.1080/09500693.2011.610379

Crain, R., C. Cooper y J. L. Dickinson. 2014. Citizen science: a tool for integrating studies of human and natural systems. *Annual Review of Environment and Resources* 39: 641-665.

Crowley, S. L., S. Hinchliffe y R. A. McDonald. 2016. Invasive species management will benefit from social impact assessment. *Journal of Applied Ecology* 54(2): 351-357.

Daehler, C. C. 2008. Invasive plant problems in the Hawaiian Islands and beyond: insights from history and psychology. Pp. 3-20 en Tokarska-Guzik B., J. H. Brock, G. Brundu et al. (eds.). *Plant Invasions: Human perception, ecological impacts and management*. Backhuys Publishers. Leiden, The Netherlands.

Dufour, J. 1978. Desventajas del sitio de las ciudades en el medio volcánico e hiperhúmedo de Centroamérica. El caso de Turrialba, Costa Rica. *Revista Geográfica* 86: 207-225

Eder, K. y M. T. Ritter. 1996. *The social construction of nature: A sociology of ecological enlightenment*. Sage Publications, Inc.

García-Llorente, M., B. Martín-López, P. A. Nunes, J. A. González, P. Alcorlo y C. Montes. 2011. Analyzing the social factors that influence willingness to pay for invasive alien species management under two different strategies: eradication and prevention. *Environmental management* 48(3): 418-435.

García-Rodríguez, A., G. Chaves., M. Wainwright y A. Villegas. 2010. *Eleutherodactylus coqui* (Puerto Rican coquí). *Herpetological review* 41(3): 320-321.

Gonzalez-Pagan, O. 2007. Hawaii Residents' Attitudes Towards the Management of an Invasive Frog Species (*Eleutherodactylus coqui*). Tesis del programa de investigaciones de honor. Cornell University.

Hernández S. R., C. Fernández-Collado y P. Baptista. 2006. Metodología de la investigación. Cuarta edición. Editorial McGraw-Hill Interamericana México D.F

Kalnicky, E. A., M. W. Brunson, K. H. Beard. 2014. A social–ecological systems approach to non-native species: Habituation and its effect on management of coqui frogs in Hawaii. *Biological Conservation* 180: 187-195.

Kraus, F., E. W. Campbell, A. Allison y T. Pratt. 1999. *Eleutherodactylus* frog introduction to Hawaii. *Herpetological Review* 30(1): 21-25.

Kueffer, C. 2013. Integrating natural and social sciences for understanding and managing plant invasions. Pp. 71-96 en Larrue, S. (ed.). *Biodiversity and society in the Pacific Islands*. Presses Universitaires de Provence. Collection “Confluent des Sciences” y ANU ePress. Marseille, France & Canberra, Australia.

Kueffer, C. y C. A. Kull. 2017. Non-native species and the aesthetics of nature. Pp. 311-324 en Vilá, M. y Hulme. P. E. (eds.). *Impact of Biological Invasions on Ecosystem Services*. Springer, Berlin.

Liordos, V., V. J. Kotsiotis, M. Georgari, K. Baltzi y I. Baltzi. 2016. Public acceptance of management methods under different human–wildlife conflict scenarios. *Science of The Total Environment* 579: 685-693.

Mazza, G., E. Tricarico, P. Genovesi y F. Gherardi. 2014. Biological invaders are threats to human health: an overview. *Ethology Ecology & Evolution* 26(2-3): 112-129.

Ortiz-Malavasi, E. (2014). *Atlas de Costa Rica 2014*. Instituto Tecnológico de Costa Rica.

- Peacock, M. M., K. H. Beard, E. M. O'Neill, V. S. Kirchoff y M. B. Peters. 2009. Strong founder effects and low genetic diversity in introduced populations of Coqui frogs. *Molecular Ecology* 18(17): 3603-3615.
- Pitt, W. C. 2012. Management of invasive coqui frog populations in Hawaii. *Outlooks on Pest Management* 23(4): 166-169.
- Pluess, T., R. Cannon., V. Jarošík., J. Pergl., P. Pyšek y S. Bacher. 2012. When are eradication campaigns successful? A test of common assumptions. *Biological Invasions* 14(7): 1365-1378.
- Rauschert, E. S., D. A. Mortensen y S. M. Bloser. 2017. Human-mediated dispersal via rural road maintenance can move invasive propagules. *Biological Invasions* 1-12.
- Reis, C. S., H. Marchante, H. Freitas y E. Marchante. 2011. Public perception of invasive plant species: assessing the impact of workshop activities to promote young students awareness. *International Journal of Science Education* 1.
- Richardson, D. M., J. Carruthers, C. Hui, F. A. Impson, J. T. Miller, M. P. Robertson, ... y J. R. Wilson. 2011. Human-mediated introductions of Australian acacias—a global experiment in biogeography. *Diversity and Distributions* 17(5): 771-787.
- Simberloff, D., J. L. Martin., P. Genovesi., V. Maris., D. A. Wardle., J. Aronson, ... y P. Pyšek. 2013. Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in ecology & evolution* 28(1): 58-66.
- Verbrugge, L. N., R. J. Van den Born y H. R. Lenders. 2013. Exploring public perception of non-native species from a visions of nature perspective. *Environmental management* 52(6): 1562-1573.
- Warner, K. D. y F. Kinslow. 2011. Manipulating risk communication: value predispositions shape public understandings of invasive species science in Hawaii. *Public Understanding of Science* 22(2): 203-218.

Woolbright, L. L., A. H. Hara, C. M. Jacobsen, W. J. Mautz y F. L. Benevides Jr. 2006. Population densities of the coqui, *Eleutherodactylus coqui* (Anura: *Leptodactylidae*) in newly invaded Hawaii and in native Puerto Rico. *Journal of Herpetology* 40(1): 122-126.

Zúñiga-Mora, H. y P. Ramírez-Granados. 2016. Delimitación y caracterización de unidades geológicas a partir del modelado numérico del terreno en el distrito de Juan Viñas, Cartago. *Revista Geográfica de América Central* 1(54): 89-111.

Comunicaciones personales

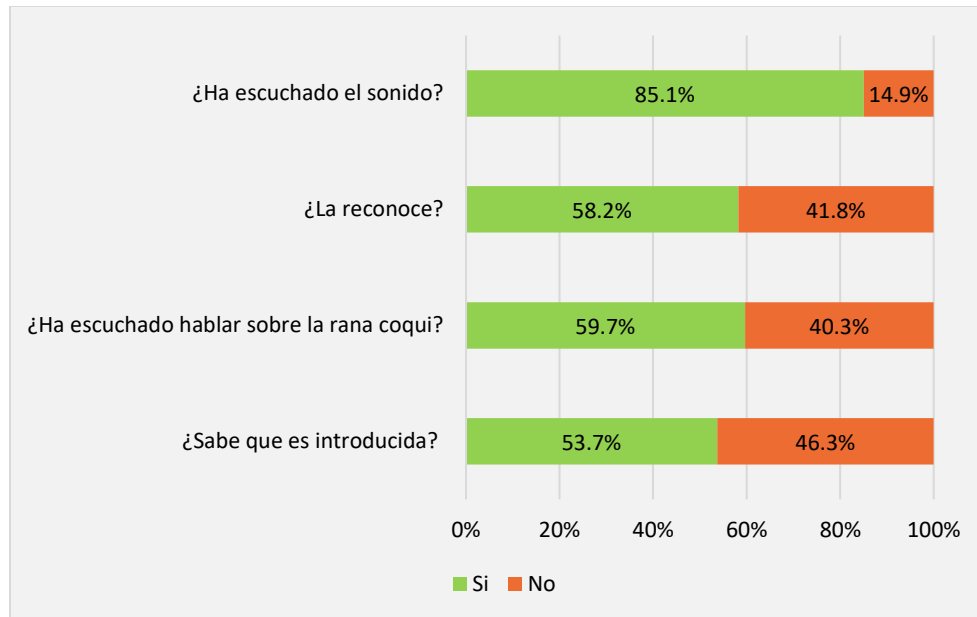
M.Sc. Jorge Hernández Benavides. Coordinador de los Programas de Manejo y Conservación de Vida Silvestre. Área de Conservación Cordillera Volcánica Central, Sistema Nacional de Áreas de Conservación - Ministerio de Ambiente y Energía. Correo: jorge.hernandez@sinac.go.cr

ANEXOS

Anexo C. Estructura de la guía de preguntas utilizada en la evaluación de conocimiento, percepción y actitudes ante propuestas de manejo de las personas que conviven con el Coquí en Costa Rica. Turrialba, 2017.

Tema central	Guía de preguntas
Conocimiento sobre la especie	1. ¿(Sonido) ¿Ha escuchado este sonido? a. Si – Pasar a pregunta 3 b. No – pasar a pregunta 2 2. ¿Ah escuchado hablar sobre la rana coquí? a. Si – pasar a pregunta 4 b. No - Fin de la entrevista 3. ¿Qué animal emite ese sonido? 4. ¿Es una especie de Turrialba? 5. ¿Qué sabe sobre ella? 6. ¿Desde hace cuánto la escucha? 7. ¿Cómo se dispersó hasta esos lugares?
Eventos de dispersión facilitada	8. ¿Sabe de algún otro lugar donde se encuentre esta especie fuera de este barrio? 9. ¿Cómo se dispersó hasta ese lugar? 10. ¿Conoce a alguien que haya transportado a esta especie fuera del barrio?
Percepción sobre la especie	11. ¿Qué cosas le agradan de esta especie? 12. ¿Qué cosas le desagradan de esta especie? 13. ¿Preferiría que hubiera más o menos de estas ranas? 14. ¿Le gustaría que otras personas la tengan en su jardín?
Actitud ante manejo	15. ¿Considera que es necesario aplicar alguna medida de manejo? ¿Por qué? 16. ¿Qué opina sobre una propuesta para el manejo de la población de esta especie?

Anexo D. Porcentaje de respuestas negativas y positivas referentes al conocimiento sobre la rana *Eleutherodactylus coqui* de las personas que interactúan con esta especie en Turrialba, Costa Rica, 2017. n = 67.



CONCLUSIONES

Este trabajo representa la primera investigación concreta sobre la población de *Eleutherodactylus coqui* introducida en Costa Rica desde su introducción hace cerca de 20 años. Con esta investigación se logran cuatro conclusiones principales que responden a los objetivos planteados:

La población de *Eleutherodactylus coqui* en Costa Rica parece seleccionar principalmente sitios cercanos al punto de origen, con abundante vegetación, bromelias bajas y palmas. Esta asociación podría deberse a aspectos de su capacidad de dispersión y requerimientos biológicos y reproductivos. No obstante, la selección de hábitat de esta especie podría variar dependiendo de las condiciones y características del área donde se encuentre y la interacción con otras especies.

Actualmente, *E. coqui* se encuentra en una etapa de invasión avanzada debido a que ha logrado establecerse en dos localidades distantes entre sí. Su avance a etapas posteriores está condicionado por su capacidad de dispersión, no obstante, la dispersión facilitada podría contribuir a que este proceso avance de manera acelerada. Este resultado implica que se debe poner especial atención al proceso y los mecanismos de dispersión de esta especie. De esta manera aplicar las medidas necesarias para evitar su establecimiento en otras zonas del país.

A pesar de que la mayoría de las personas entrevistadas ha escuchado el sonido de esta especie, un alto porcentaje nunca ha escuchado o leído acerca de esta especie ni está consciente de su condición de especie introducida. Lo anterior puede tener influencia sobre su percepción hacia este anfibio, la disposición a transportarla a otras localidades y la aceptación de propuestas para su manejo. De manera general, la especie es percibida de manera positiva por la mayoría de las personas locales. Sin embargo, también existe un pequeño porcentaje de personas a los cuales les molesta la presencia de esta rana, principalmente por problemas asociados al ruido de sus vocalizaciones. Adicionalmente, se comprobó que se han dado eventos de dispersión facilitada, pero se desconoce si la especie ha sido exitosa en la colonización de estos nuevos sitios.

Actualmente la idea de aplicar medidas de manejo para esta especie resulta en opiniones polarizadas, aunque es rechazada por la mayoría de las personas entrevistadas. La razón principal parece ser que las personas consideran que esta rana no causa efectos negativos severos que ameriten su manejo.

RECOMENDACIONES

En vista de la etapa de invasión avanzada en la que se clasifica esta especie recomiendo mantener un monitoreo constante de sus poblaciones en el país. El hecho de que no se conozcan impactos ecológicos negativos causados por su presencia en Costa Rica no debe ser una razón para dejar de preocuparse. Un monitoreo constante pueda ayudar a decidir cuándo es oportuno aplicar medidas de manejo y evitar afectaciones negativas.

Para realizar este monitoreo recomiendo utilizar modelos de ocupación, ya que permiten evaluar la proporción de sitios ocupados por esta especie para un área definida. De esta manera se cuantificará la tendencia en la distribución espacial de las poblaciones conocidas con un costo relativamente bajo. Adicionalmente permitirá cuantificar la influencia de las variables de sitio en la tasa de ocupación y estimar la probabilidad de detección, la cual puede ser útil para definir el esfuerzo de muestreo necesario para estudiar o manejar esta especie.

Las autoridades encargadas del manejo de vida silvestre en el país deben implementar, de manera prioritaria, acciones o campañas destinadas a compartir la información disponible sobre esta especie con las personas locales. Es de suma importancia que las personas conozcan y comprendan las razones para evitar el transporte de esta especie a otras localidades. Incluso, eventualmente, estas personas podrían colaborar con las autoridades en la aplicación de medidas para su manejo.

Las campañas de educación ambiental deben incluir ciertos puntos importantes que detallo a continuación:

- a) Comunicar información sobre aspectos de la biología de *E. coqui*, sus antecedentes como especie invasora, el estado de sus poblaciones en el país e impactos potenciales de su invasión.
- b) Dar a conocer las consecuencias legales y ambientales del transporte ilegal de esta especie.
- c) Remarcar las diferencias entre *E. coqui* y otras especies nativas con características similares para evitar confusión entre ellas.

- d) Informar sobre acciones que se pueden realizar para prevenir su dispersión (ej. no transportar especímenes, revisar las plantas ornamentales antes de transportarlas a otro sitio, alertar a las autoridades sobre personas que comercien o transporten esta especie, etc).
- e) Dejar en claro que la extracción de individuos solo debe ser realizada por personas autorizadas.

Es importante destacar que estas campañas no deben estar destinadas a crear un miedo u odio hacia esta especie, pues podría conllevar a malas prácticas por parte de las personas locales o a nivel país. El objetivo debe ser concientizar a las personas acerca de la amenaza que representa esta especie para el país y así prevenir su dispersión, dejando en claro que lo mejor, para evitar afectaciones futuras, es permitir a las autoridades realizar un manejo de sus poblaciones basados en argumentos técnico-científicos.

Recomiendo utilizar los resultados de este trabajo para evaluar el éxito de las acciones realizadas. Debido a que no se brindó información durante la aplicación de las entrevistas, los resultados de este trabajo representan el conocimiento actual de las personas que interactúan con *E. coqui*. Por lo tanto, estos datos pueden ser utilizados como línea base y evaluar el nivel de conocimiento y percepción de las personas luego de la aplicación de las campañas informativas.

Es necesario incentivar investigaciones sobre los impactos actuales o potenciales de esta especie en Costa Rica. La identificación temprana de impactos negativos causados por esta rana ayudará a definir acciones para prevenir, mitigar o eliminar mayores afectaciones. Además, esta información es el complemento ideal para las campañas informativas planteadas en el punto anterior, ya que permite mostrar a las personas, con datos reales, el impacto de la presencia de esta especie introducida.

Finalmente, basado en los antecedentes de *E. coqui* como especie introducida en otras localidades y el riesgo que representa su dispersión y establecimiento a gran escala, recomiendo aplicar medidas para erradicar esta especie del país. Es poco probable que una propuesta para erradicar la población de *E. coqui* sea aceptada de manera inmediata, pero basado en mis resultados considero que es posible lograr un alto nivel de aceptación tras un trabajo de concientización.

Existen varios métodos que han sido utilizados para el control de la población de *E. coqui* en Hawai. Por ejemplo, la aplicación de ácido cítrico en la vegetación utilizando atomizadores, aunque esta medida no es recomendable ya que podría ser nocivo para otras especies de vertebrados e invertebrados locales pues la biota costarricense es mucho más compleja que la de Hawái. Sin embargo, al ser una población pequeña, es factible la aplicación de métodos menos invasivos como la extracción manual de individuos para su posterior eutanización. Esta medida debe ser aplicada en repetidas ocasiones junto con un monitoreo continuo, ya que en algunos casos puede darse un rápido crecimiento poblacional luego de la extracción de individuos en una población. La aplicación de estas medidas debe realizarse únicamente por personas autorizadas, de esta manera se evita el uso de métodos no apropiados y el sacrificio de especímenes mal identificados.