

**Impacto de la culebra real de California sobre la
abundancia y riqueza de artrópodos de Gran Canaria**

**Impact of the California kingsnake upon the abundance
and richness of arthropods of Gran Canaria**



Trabajo de Fin de Grado

GUILLERMO SUÁREZ ARENCIBIA

Tutorizado por Marta López Darías, Julien C. Piquet y Marcos Báez Fumero

Grado en Biología. Julio 2021

ÍNDICE

Resumen	1
Abstract	2
Introducción	3
Objetivos	5
Material y Métodos	5
Área de estudio	5
Muestreo de invertebrados en zonas invadidas y no invadidas por <i>Lampropeltis californiae</i>	7
Análisis estadístico	8
Resultados	8
Esfuerzo de muestreo por especie vegetal e invertebrados colectados	8
Influencia de las especies vegetales en las comunidades de invertebrados	11
Impacto de <i>L. californiae</i> sobre las comunidades de invertebrados	12
Discusión	13
Conclusiones	16
Conclusions	16
Bibliografía	17

Resumen

Las especies invasoras son un problema grave para la biodiversidad insular, siendo uno de sus impactos más impredecibles la alteración que causan en las redes tróficas. La culebra real de California *Lampropeltis californiae* es una especie de colúbrido que invade la isla de Gran Canaria desde hace más de una veintena de años. Su presión de depredación ha mermado o incluso extinguido las poblaciones de reptiles endémicos en las zonas invadidas, lo que cabe esperar que cause efectos en cadena en las interacciones tróficas de la isla. Con el presente trabajo se pretende comprobar si esta afección sobre la herpetofauna puede conducir un cambio en la abundancia o riqueza de artrópodos. Para ello se realizó un muestreo mediante vareo de las especies vegetales más abundantes en 5 localidades invadidas y 5 no invadidas por las culebras y se cuantificó la abundancia y riqueza de la fauna artrópoda. Las especies vegetales muestreadas mostraron diferencias entre sí en varios órdenes de artrópodos, si bien sólo se detectaron diferencias significativas en la abundancia de Sarcóptiformes y Hemípteros entre las zonas invadidas y sin invadir. Estos resultados permiten elucidar los impactos de la culebra real de California sobre los ecosistemas de Gran Canaria, si bien el muestreo realizado debe complementarse con muestreos integrales de fauna artrópoda.

Palabras clave: abundancia de artrópodos, cadenas tróficas, especies invasoras, isla, islas Canarias, *Lampropeltis californiae*

Abstract

Invasive species are a serious issue for island biodiversity, one of the most unpredictable impacts being the alteration they cause in trophic webs. The California kingsnake *Lampropeltis californiae* is a species of colubrid that has invaded the island of Gran Canaria for more than twenty years. Their predation pressure has reduced or even caused the extinction of endemic reptile populations in the invaded areas, which can be expected to cause knock-on effects on the island's trophic interactions. The present study aims to verify whether this effect on the herpetofauna can lead to a change in the abundance or richness of arthropods. In order to achieve this, a sampling was carried out by beating of the most abundant plant species in five invaded localities and five not invaded by snakes, and the abundance and richness of the arthropod fauna was quantified. The sampled plant species showed differences between them in various orders of arthropods, although significant differences were only detected in the abundance of Sarcoptiformes and Hemiptera between the invaded and non-invaded areas. These results make it possible to elucidate the impacts of the California kingsnake on the ecosystems of Gran Canaria, although the sampling carried out must be complemented with comprehensive samples of arthropod fauna.

Keywords: arthropod abundance, Canary Islands, invasive species, island, *Lampropeltis californiae*, trophic webs

Introducción

Las especies invasoras son una de las principales amenazas a la biodiversidad en el mundo (Bellard et al., 2016; Luque et al., 2014). Afectan directamente a especies autóctonas por medio de la depredación, competencia o transmisión de enfermedades –pudiendo causar su extinción–, alteran las cadenas tróficas o modifican los hábitats (ej. David et al., 2017; Chalkowski et al., 2018). Se ha calculado, por ejemplo, que el 58% de las especies de vertebrados extintas desde el año 1500 recogidas en la lista de la UICN tenían como una de las causas de extinción principal a las especies invasoras (Bellard et al., 2016). Además, estas últimas afectan a los servicios ecosistémicos de los que se beneficia el ser humano –como el agua o la polinización–, a la salud humana mediante la transmisión de enfermedades o parásitos, y causan cuantiosos daños económicos (ej. a la agricultura, al paisaje o a las infraestructuras) (Hulme, 2014; Walsh et al., 2016; Marbuah et al., 2014; Vanbergen et al., 2018; Luque et al., 2014). Se ha estimado que las especies invasoras suponen un coste anual de al menos 12.000 millones de euros en la Unión Europea (Kettunen et al., 2009), y un coste mundial creciente que alcanzó los 162.700 millones de dólares en el año 2017 (Diagne et al., 2021).

El problema de las especies invasoras es especialmente grave en islas (IUCN, 2000; Spatz et al., 2017). Debido al aislamiento de los ecosistemas insulares, las islas presentan numerosas especies endémicas con pequeños rangos de distribución (Whittaker & Palacios, 2007). Además, es habitual (sobre todo en islas oceánicas) que muchas especies hayan evolucionado en ausencia de depredadores, lo que implica una carencia de mecanismos de defensa frente a la depredación y una gran vulnerabilidad ante la introducción de depredadores invasores (Blumstein & Daniel, 2005; David et al., 2017).

Uno de los impactos más impredecibles de las especies invasoras es la alteración que producen sobre las cadenas tróficas nativas (David et al., 2017), que también se manifiesta causando graves impactos en ambientes insulares (Strong & Leroux, 2014; Doizy et al., 2018). Por ejemplo, la invasión de la serpiente arborícola marrón (*Boiga irregularis*) en la isla de Guam ha producido la desaparición de numerosas especies de aves, reptiles y una especie de murciélago, causando a su vez, entre otros efectos, un aumento notable en la abundancia de arañas (Rogers et al., 2012). Otro ejemplo lo constituye la introducción de la mangosta india (*Herpes javanicus*) en la isla japonesa de Amami Ōshima, que ha reducido las poblaciones de lagartos, serpientes y ranas, provocando un aumento de la abundancia de tres especies de insectos (Watari et al., 2008).

Las islas Canarias tampoco son ajenas a este problema. Algunos ejemplos de especies invasoras que causan disrupciones en las interacciones interespecíficas son el conejo europeo (*Oryctolagus cuniculus*) (Cubas et al., 2019), el gato doméstico (*Felis silvestris catus*) (Medina & Nogales, 2009), o la culebra real de California (*Lampropeltis californiae*) (Monzón-Argüello et al., 2015). Esta serpiente es originaria del suroeste de Estados Unidos y del noroeste de México (Pyron y Burbrink, 2009), y su aparición en el ecosistema grancanario se debe al posible abandono o escape de ejemplares mantenidos en cautividad (Cabrera-Pérez et al., 2012). Los primeros avistamientos de esta especie en la isla tuvieron lugar en el año 1998 en el municipio de Telde (Pether & Mateo, 2007). En el año 2002, las observaciones de esta culebra ya eran abundantes, constituyendo el primer núcleo de población conocido de la especie en la isla (Mateo et al., 2011). Desde entonces, las detecciones han aumentado de manera considerable, observándose la expansión del núcleo de Telde-Valsequillo, así como la aparición de nuevos núcleos (Gáldar, Montaña La Data, Guinguada) y nuevas observaciones en diversos puntos de la isla (Cabrera-Pérez et al., 2012; www.lifelampropeltis.com). Recientemente se ha demostrado que el impacto de esta especie de serpiente en la herpetofauna de Gran Canaria es devastador; por un lado, el lagarto gigante de Gran Canaria (*Gallotia stehlini*), que forma parte de la dieta de la especie (Monzón-Argüello et al., 2015), ve reducida notablemente su abundancia, llegando a extinguirse en zonas invadidas (Piquet & López-Darias, en revisión). Por otro lado, la lisa grancanaria (*Chalcides sexlineatus*) y en menor medida el perenquén de Boettger (*Tarentola boettgeri*), que también forman parte de la dieta de esta serpiente (Cabrera Pérez, 2012; Monzón-Argüello et al., 2015), ven reducidos sus números en más de un 90 y casi un 50% en las zonas invadidas en comparación con zonas sin invadir, respectivamente (Piquet & López-Darias, en revisión). Esta desaparición o rarificación extrema de los reptiles endémicos de la isla cabe esperar que cause a su vez efectos en cascada sobre los ecosistemas de Gran Canaria. En concreto, aunque apenas hay estudios sobre su dieta, *C. sexlineatus* y *T. boettgeri* son especies insectívoras (López-Jurado, 1998; Rykena et al., 1998), así como *G. stehlini*, que también se alimenta también de artrópodos, especialmente los ejemplares jóvenes, aunque muestra una dieta principalmente herbívora (Carretero et al., 2006). En los excrementos de éste último se han documentado semillas de gran variedad de plantas autóctonas, incluyendo plantas propias del matorral costero como el tasaigo (*Rubia fruticosa*) o el balo (*Plocama pendula*) (Barquín et al., 1986; Molina-Borja, 1986; Naranjo et al., 1992), por lo que los lagartos son un agente de dispersión importante para muchas especies vegetales de la isla. Además, en algunos casos como el de la orijama (*Neochamaea pulverulenta*), esta dispersión es fundamental para mantener la conectividad genética entre poblaciones, evitando un aislamiento que pondría en

peligro su conservación a largo plazo (Pérez-Méndez et al., 2017). También existen algunas especies vegetales que son polinizadas por lagartos, aunque no exclusivamente por ellos, como la fistulera de Gran Canaria (*Scrophullaria calliantha*) (Ortega Olivencia et al., 2012). Por último, estos tres reptiles endémicos forman parte de la dieta de varias aves rapaces, siendo *G. stehlini* una presa abundante en la dieta del cernícalo vulgar (*Falco tinnunculus*) y del alcaudón real (*Lanius meridionalis*). Aunque estas aves rapaces son generalistas que depredan sobre una gran variedad de presas, para estas dos especies se ha comprobado que los lagartos suponen más del 50% de la biomasa total (Carrillo et al., 2017; Padilla et al., 2005; Carrillo et al., 1994).

Objetivos

En este contexto, el objetivo de esta investigación es cuantificar el efecto que tiene la desaparición o disminución de la densidad de *G. stehlini*, *C. sexlineatus* y *T. boettgeri* en zonas invadidas por *L. californiae* en la abundancia y riqueza específica y de la fauna de artrópodos del matorral costero de Gran Canaria, con la hipótesis subyacente de que la desaparición o disminución de la abundancia de estas especies provocará un aumento de la abundancia de artrópodos en las zonas invadidas. Esta investigación contribuirá a determinar los impactos ecológicos indirectos que causa la invasión de este colúbrido en los ecosistemas de la isla.

Material y Métodos

Área de estudio

El muestreo de invertebrados asociados a la vegetación se llevó a cabo en un total de 10 localidades en el municipio de Telde, en Gran Canaria, una isla situada en el Océano Atlántico cerca de la costa noroccidental africana y perteneciente a las islas Canarias (Fig. 1). Se trata de una de las islas centrales de este archipiélago, con una superficie de 1.560 km² y una población de 855.000 personas en 2020 (ISTAC, 2021). La isla presenta un papel relevante en las rutas comerciales de la región, siendo el Puerto de Las Palmas el primer centro de aprovisionamiento y distribución de mercancías de Canarias y de África Occidental (González Morales et al., 2014).

Las localidades invadidas por *L. californiae* ($n = 5$) se situaron en los focos con mayor abundancia de contactos con esta especie, según el registro de capturas y rastros acumulado

entre 2009 y 2019 (www.lifelampropeltis.com), mientras que las localidades no invadidas ($n = 5$) se localizaron a una distancia de al menos 200 m del registro de culebras más cercano. Todas las localidades invadidas se encuentran al norte del Barranco Real de Telde, mientras que el resto (salvo una), se ubican al sur (Fig. 1). La vegetación potencial de todas las localidades es el tabaibal dulce grancanario (*Euphorbietum balsamiferae*) o el cardonal grancanario (*Aeonio percarnei-Euphorbietum canariensis*) (Del Arco, 2006). No obstante, las zonas de estudio se encontraban en muchos casos transformadas, abundando la vegetación propia de dos comunidades de sustitución: inciensial-vinagreral (*Artemisio thusculae-Rumicetum lunariae*) o aulagar-saladar blanco (*Launaeo arborescentis-Schizogynnetum sericeae*) (Del Arco, 2006). Los tabaibales y cardonales son comunidades arbustivas típicas de las zonas de menor altura de las islas, que se asientan, generalmente, sobre suelos rocosos o poco desarrollados, en zonas de clima árido, escasas lluvias (50-300 mm), elevadas temperaturas (media anual >19 °C) y alta insolación (Del Arco, 2006; AEMET, 2018). Se caracterizan por presentar diversas especies del género *Euphorbia*, unas de aspecto arborescente, las tabaibas, y otras de aspecto candelabriforme, los cardones; entre las primeras destacan la tabaiba dulce (*E. balsamifera*) y

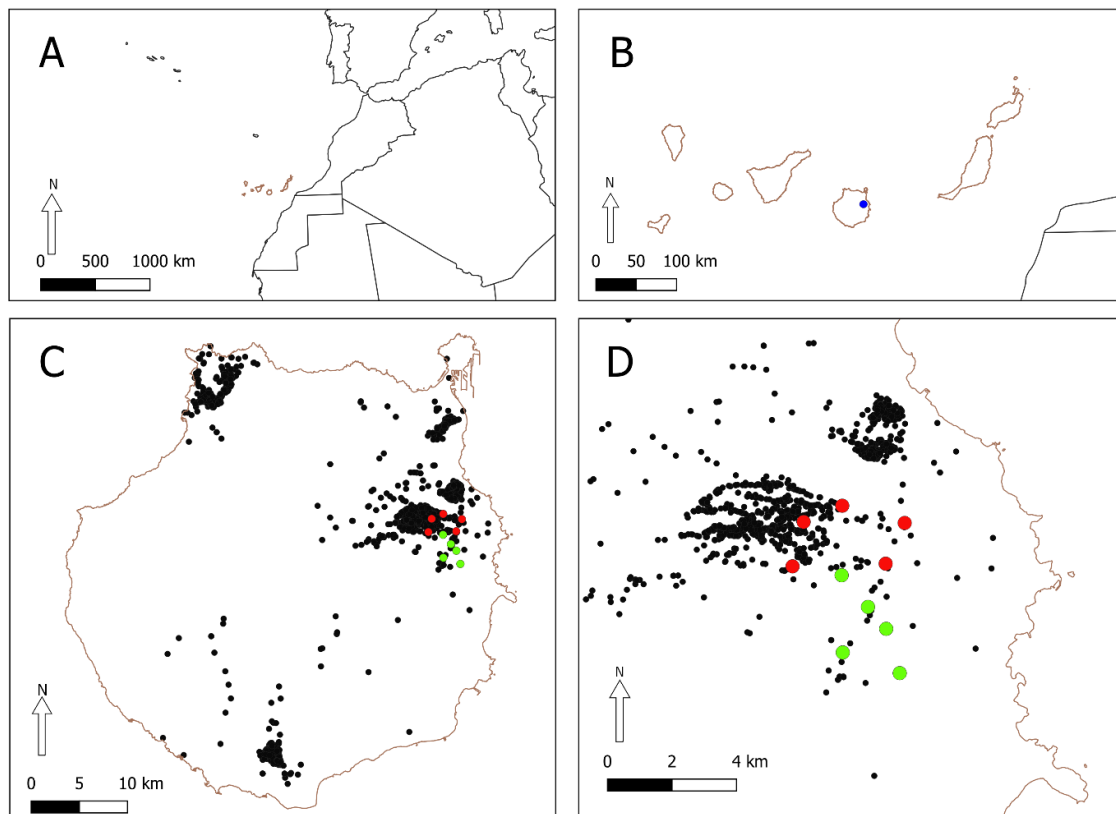


Figura 1. Localización de la isla de Gran Canaria (A), zona de muestreo (punto azul) (B), y de las localidades invadidas por *L. californiae* (puntos rojos), sin invadir (puntos verdes) y contactos de serpientes según la base de datos www.lifelampropeltis.com (puntos negros), en la isla de Gran Canaria (C y D).

las tabaibas salvajes o amargas (*E. regis-jubae* en Gran Canaria), y entre las segundas, el cardón (*E. canariensis*). También intervienen otros muchos arbustos, entre los que se encuentra el cornical (*Periploca laevigata*) o el verode (*Kleinia neriifolia*) y pequeñas matas y diversas hierbas (Del Arco, 2006).

*Muestreo de invertebrados en zonas invadidas y no invadidas por *Lampropeltis californiae**

El muestreo de invertebrados asociados con la vegetación fue realizado por un equipo de investigadores del IPNA-CSIC en mayo de 2020, a partir de vareos sobre las cinco especies vegetales más comunes en las diez localidades objetivo: tabaiba amarga (*E. regis-jubae*), aulaga (*Launaea arborescens*), cornical (*P. laevigata*), incienso (*Artemisia thuscula*) y verode (*K. neriifolia*). Estas especies son características del cardonal-tabaibal o de sus comunidades de sustitución, siendo *E. regis-jubae*, *A. thuscula* y *L. arborescens* especies estructurantes (Del Arco, 2006). Cada localidad fue muestreada por tres observadores, cada uno de los cuales realizó un total de 4 vareos entre las especies seleccionadas, siguiendo un transecto lineal no solapado con los del resto de observadores. Para la realización del vareo se utilizó un paraguas japonés tradicional, fabricado con tela blanca recia (con dimensiones de 100 X 100 cm) fijada a los extremos de dos varas de aluminio dispuestas en cruz (ver Machado, 2003). Antes del inicio del vareo, el paraguas japonés se situó bajo la especie vegetal elegida, con cuidado de no sacudirla anticipadamente. Entonces, la vegetación escogida se golpeó con una vara de madera de aproximadamente 1 m, provocando la caída de los artrópodos presentes en ella, que fueron recogidos por el paraguas japonés. Cada observador vareó la vegetación hasta un total de 20 golpes o hasta que dejaran de colectarse artrópodos (Ministry of Environment, Lands and Parks, 1998). Estos muestreos se llevaron a cabo durante las horas diurnas, en jornadas de tiempo apacible, sin lluvia y con rachas de viento inferiores a 20 km/h, de modo que se minimizara la influencia de las condiciones ambientales sobre la actividad de estos invertebrados (ver Chong et al., 2010; Martínez et al., 2021). Los artrópodos se recogieron del paraguas japonés con un aspirador entomológico. Sin embargo, algunos insectos móviles pueden evitar el aspirador (Ministry of Environment, Lands and Parks, 1998), por lo que algunos individuos voladores no pudieron colectarse. Una vez aspirados, los insectos quedaron retenidos en el tubo del aspirador, que fue inmediatamente rellenado con alcohol, vertiéndose finalmente el contenido de este tubo a otro más pequeño (usando unas pinzas cuando era necesario), que fue etiquetado apropiadamente — *i.e.*, incluyendo información de localidad, fecha, nombre de la persona

recolectora (abreviado con la primera letra del nombre), número de muestra y nombre de la especie vegetal muestreada.

Todas las muestras fueron posteriormente analizadas bajo la lupa como parte de este trabajo de fin de grado. Para ello se vertió el contenido en una placa de Petri y se clasificaron los invertebrados contenidos en cada muestra en los diferentes órdenes taxonómicos correspondientes. Para la identificación de órdenes taxonómicos se contó con la ayuda de entomólogos expertos en fauna canaria del IPNA-CSIC.

Análisis estadístico

Para determinar el efecto de la especie vegetal muestreada sobre las comunidades de invertebrados se utilizaron modelos lineales generalizados (GLM por sus siglas en inglés), para los que se especificó una distribución negativa binomial de las variables dependientes: abundancia, riqueza total de invertebrados, y abundancia de cada uno de los órdenes. En todos los modelos se utilizó la especie vegetal como factor fijo. Para analizar el efecto de *L. californiae* sobre las comunidades de invertebrados se utilizaron GLMs con una distribución de tipo negativa binomial para cada una de las variables respuestas previamente analizadas, y utilizando especie vegetal, tipo de localidad (invadida vs. no invadida) y la interacción entre ambas como factores fijos.

Resultados

Esfuerzo de muestreo por especie vegetal e invertebrados colectados

Debido a la diferente abundancia de las especies vegetales en cada localidad de muestreo, no todas las especies vegetales fueron muestreadas con la misma intensidad. Las especies más abundantes en las áreas de estudio fueron *E. regis-jubae* (28,6%), *K. neriifolia* (23,4%) y *A. thuscula* (22%), y las menos abundantes fueron *L. arborescens* (14,3%) y *P. laevigata* (10,4%). La especie vegetal más abundante de las zonas sin invadir por culebras fue *A. thuscula* (35,3%), siendo la menos frecuente *L. arborescens* (11,8%). En las zonas invadidas, *E. regis-jubae* (37,2%) fue la especie más frecuente mientras que *P. laevigata* (7,0%) fue la que menos se muestreó. Uno de los tubos de vareo, presente en una localidad invadida, contiene el contenido de vareo de dos plantas: *L. arborescens* y *P. laevigata*.

Las especies vegetales analizadas mostraron una gran variabilidad en la abundancia de los invertebrados, siendo *A. thuscula* (43,2% del total de invertebrados) y *L. arborescens*

(19,8%) las que mostraron una mayor abundancia, y *P. laevigata* (11,9%) y *K. neriifolia* (9,3%) las de menor abundancia (Tabla 1). *Launaea arborescens* y *A. thuscula* fueron las especies vegetales que mostraron los valores de riqueza más elevados (Tabla 1).

El 57,2% de los invertebrados colectados pertenecieron al subfilo Hexapoda, mientras que el 42,8% pertenecieron al subfilo Chelicerata. Los órdenes más abundantes fueron Araneae (36,0%), Hemiptera (12,3%) y Psocoptera (9,9%), siendo notablemente reducida la presencia del resto de órdenes (Tabla 2). La familia Formicidae (24,9%) fue el segundo grupo con mayor abundancia (Tabla 2).

Tabla 1. Riqueza y abundancia del conjunto de órdenes de invertebrados en las plantas de las zonas invadidas y no invadidas. *Riqueza* número de órdenes de invertebrados encontrados, *Abundancia (total)* número total de invertebrados del conjunto de órdenes. También se tiene en cuenta en ambas variables a la familia Formicidae por su enorme importancia, separándola del resto de himenópteros.

Especie vegetal	Serpiente	Abundancia (total)	Riqueza
<i>Launaea arborescens</i>	NO	166	10
	SI	81	8
<i>Periploca laevigata</i>	NO	32	5
	SI	116	7
<i>Launaea arborescens</i> + <i>Periploca laevigata</i>	NO	0	0
	SI	5	2
<i>Artemisia thuscula</i>	NO	100	7
	SI	438	11
<i>Kleinia neriifolia</i>	NO	78	7
	SI	38	7
<i>Euphorbia regis-jubae</i>	NO	124	9
	SI	69	8
Total plantas	NO	500	12
	SI	747	14

Tabla 2. Abundancia total de los órdenes de invertebrados en las plantas estudiadas de las zonas invadidas y no invadidas. Órdenes de invertebrados que aparecen en las tablas: ARAN Araneae, DIPT Diptera, HEMI Hemiptera, PSOC Psocoptera, COLE Coleoptera, TROM Trombidiformes, SARC Sarcopiformes, LEPI Lepidoptera, HYME Hymenoptera (excluyendo formicidos), ISOT Isoptera, MANT Mantodea, STYL Stylommatophora, THYS Thysanoptera, INDE Indeterminado. También aparece la familia Formicidae (FORM).

Especie vegetal	<i>Launaea arborescens</i>		<i>Periploca laevigata</i>		<i>L. arborescens + P. laevigata</i>		<i>Artemisia thuscula</i>		<i>Kleinia nerifolia</i>		<i>Euphorbia regis-jubae</i>		Total plantas	
	NO	SI	NO	SI	NO	SI	NO	SI	NO	SI	NO	SI	NO	SI
Sepiente	NO	SI	NO	SI	NO	SI	NO	SI	NO	SI	NO	SI	NO	SI
ARAN	54	55	3	6	0	4	37	209	27	21	28	5	149	300
DIPT	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	4	2
HEMI	24	5	4	44	0	0	5	40	4	3	21	3	58	95
PSOC	8	6	0	0	0	1	14	65	18	6	5	0	45	78
COLE	11	1	1	6	0	0	15	6	18	2	13	4	58	19
TROM	1	0	0	24	0	0	1	0	0	0	0	1	2	25
SARC	0	2	0	1	0	0	0	1	0	1	1	52	1	57
LEPI	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1
HYME	4	0	1	2	0	0	0	2	1	1	0	1	6	6
ISOT	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
FORM	55	9	23	33	0	0	27	110	7	4	40	2	152	158
MANT	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
STYL	4	0	0	0	0	0	0	0	3	0	8	0	15	0
THYS	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
INDE	3	0	0	0	0	0	0	2	0	0	6	0	9	2

Influencia de las especies vegetales en las comunidades de invertebrados

La abundancia total de invertebrados mostró diferencias significativas en función de las especies vegetales muestreadas ($\chi^2_5 = 28.58$, $p < 0.001$), si bien no la riqueza ($\chi^2_5 = 3.62$, $p = 0.605$). La abundancia de algunos órdenes taxonómicos de invertebrados también varió significativamente entre las especies vegetales (Tabla 3), no mostrando diferencias Diptera, Coleoptera, Hymenoptera (excluyendo Formicidae) y Stylommatophora (Tabla 4). No se pudo obtener un resultado para el resto de los órdenes debido a su escasa abundancia (Tabla 1).

Tabla 3. Resultados significativos del test de Wald, medias y desviaciones estándar de las variables en función de las especies vegetales muestreadas.

Resultados	Abundancia	ARAN	HEMI	PSOC	TROM	SARC	FORM
χ^2	28.58	55.60	27.53	33.27	29.13	35.94	42.43
g.l	5	5	4	4	3	4	4
p	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
<i>L. arborescens</i>	21.58 ± 19.47	9.58 ± 14.58	2.50 ± 3.68	1.17 ± 1.40	0.08 ± 0.29	0.17 ± 0.58	5.75 ± 10.64
<i>P. laevigata</i>	18.50 ± 11.54	1.13 ± 0.99	6.00 ± 10.08	0.00 ± 0.00	3.00 ± 8.49	0.13 ± 0.35	7.00 ± 6.55
<i>P. laevigata</i> + <i>L. arborescens</i>	5.00 *	4.00 *	0.00 *	1.00 *	0.00 *	0.00 *	0.00 *
<i>E. regis-jubae</i>	8.77 ± 11.12	1.50 ± 2.30	1.09 ± 3.25	0.23 ± 0.43	0.05 ± 0.21	2.41 ± 9.78	1.91 ± 3.12
<i>K. neriifolia</i>	6.44 ± 5.93	2.67 ± 2.74	0.39 ± 0.61	1.33 ± 1.57	0.00 ± 0.00	0.06 ± 0.24	0.61 ± 1.54
<i>A. thuscula</i>	32.88 ± 23.56	15.00 ± 15.19	2.75 ± 3.40	4.94 ± 7.74	0.06 ± 0.25	0.06 ± 0.25	8.25 ± 8.99

*Sólo hay un tubo.

Tabla 4. Resultados no significativos del test de Wald, medias y desviaciones estándar de las variables en función de las especies vegetales muestreadas.

Resultados	Riqueza	DIPT	COLE	HYME	STYL
χ^2	3.62	0.46	1.47	4.74	1.138
g.l	5	4	4	4	2
p	0.605	0.497	0.831	0.315	0.566
<i>L. arborescens</i>	4.25 ± 1.66	0.25 ± 0.62	1.00 ± 1.76	0.33 ± 0.89	0.33 ± 1.16
<i>P. laevigata</i>	3.50 ± 0.93	0.00 ± 0.00	0.88 ± 0.99	0.38 ± 0.52	0.00 ± 0.00
<i>P. laevigata</i> + <i>L. arborescens</i>	2.00 *	0.00 *	0.00 *	0.00 *	0.00 *
<i>E. regis-jubae</i>	2.59 ± 1.40	0.14 ± 0.35	0.77 ± 1.19	0.05 ± 0.21	0.36 ± 1.29
<i>K. neriifolia</i>	2.78 ± 1.26	0.00 ± 0.00	1.11 ± 1.88	0.11 ± 0.32	0.17 ± 0.71
<i>A. thuscula</i>	4.62 ± 1.67	0.00 ± 0.00	1.31 ± 2.94	0.13 ± 0.34	0.00 ± 0.00

*Sólo hay un tubo.

Impacto de L. californiae sobre las comunidades de invertebrados

Ninguna variable estudiada mostró diferencias significativas entre zonas invadidas y no invadidas por serpientes, excepto la abundancia de Sarcoptiformes ($\chi^2_1 = 19.45$, $p < 0.001$) (Tabla 5). En el caso de la abundancia de Hemiptera, la interacción entre la especie vegetal y la condición de invasión mostró significación ($\chi^2_4 = 9.48$, $p = 0.050$).

Tabla 5. Variables con resultado en el test de Wald en al menos dos modelos, medias y desviaciones estándar de las variables en función de las zonas invadidas y no invadidas.

	Zonas sin invadir	Zonas invadidas	Plantas			Serpientes			Plantas*serpientes		
			χ^2	g.l	p	χ^2	g.	p	χ^2	g.l	p
Abundancia	11.63 ± 11.65	21.97 ± 22.57	19.49	5		1.31	1		1.31	4	
					0.020			0.253			0.860
ARAN	3.47 ± 4.87	8.82 ± 14.35	41.13	5	< 0.001	0.65	1	0.422	3.34	4	0.503
PSOC	1.05 ± 1.70	2.29 ± 5.67	16.85	4	0.002	0.12	1	0.727	0.95	2	0.623
FORM	3.53 ± 6.72	4.65 ± 7.38	36.19	4	< 0.001	2.56	1	0.109	7.43	4	0.115
HEMI	1.35 ± 3.07	2.79 ± 5.60	14.42	4	0.006	0.75	1	0.386	9.48	4	0.050
SARC	0.02 ± 0.15	1.68 ± 7.87	33.18	4	< 0.001	19.45	1	< 0.001	-	-	-
Riqueza	3.26 ± 1.58	3.59 ± 1.71	3.23	5	0.665	0.01	1	0.938	0.25	4	0.993
DIPT	0.09 ± 0.37	0.06 ± 0.24	0.34	1	0.563	0.02	1	0.880	0.02	1	0.880
COLE	1.35 ± 2.31	0.56 ± 0.93	2.50	4	0.644	3.37	1	0.067	6.67	4	0.153
HYME	0.14 ± 0.52	0.18 ± 0.39	2.97	4	0.563	0.18	1	0.672	0.06	1	0.805

Discusión

A pesar de que el impacto que causa la invasión de *L. californiae* en Gran Canaria sobre los reptiles endémicos de la isla es devastador, disminuyendo e incluso llegando a extinguir a las tres especies de reptiles endémicos (Piquet & López-Darias, en revisión), el efecto de esta desaparición sobre la abundancia y riqueza de invertebrados artrópodos asociados a la vegetación en las zonas invadidas no ha mostrado diferencias respecto a las zonas sin invadir. Esto contrasta con los efectos indirectos detectados en otros casos de depredadores invasores en islas del mundo, donde la desaparición de los depredadores intermedios modifica la abundancia o riqueza de determinados grupos de invertebrados (Watari et al., 2008; Rogers et al., 2012). En este caso, sin embargo, se detecta una influencia notable de la abundancia de fauna invertebrada entre las distintas especies vegetales seleccionadas para el muestreo. De hecho, tanto la abundancia total de invertebrados como la abundancia de órdenes como Araneae, Psocoptera y Hemiptera, de la familia Formicidae y de los dos grupos de ácaros (Trombidiformes y Sarcoptiformes) mostraron diferencias significativas entre las especies vegetales muestreadas.

Las diferencias en la abundancia de los grupos de invertebrados artrópodos entre las especies vegetales podrían estar relacionadas con la propia ecología de los invertebrados (Montgomery et al., 2021). Por ejemplo, algunos grupos de invertebrados como Formicidae se alimentan del néctar de las flores (Heil, 2008; De Vega & Herrera, 2012), o bien de hojas, savia u otros restos vegetales, como numerosas especies dentro de Hemiptera y Psocoptera (Krinsky, 2019; Anonby, 2019), de manera que aquellas especies vegetales con una mayor biomasa de hojas y tallos no lignificados, así como más flores en el momento del muestreo (mes de Junio), pueden presentar una mayor abundancia de estos grupos de invertebrados. Esto podría explicar, por ejemplo, que *A. thuscula* (que aún conserva hojas al inicio del verano) presentara un número mayor de invertebrados que *K. neriifolia* y *E. regis-jubae* —que pierden las hojas en verano— (Pérez de Paz & Hernández Padrón, 1999; Del Arco & Rodríguez, 2018).

La presencia de *L. californiae* sólo afectó significativamente a la abundancia de Sarcoptiformes y de Hemiptera, si bien ésta dependió de la especie vegetal. No obstante, la ausencia de efecto en la mayor parte de los grupos podría sustentarse en función de diversas explicaciones. En primer lugar, estos resultados podrían deberse a la propia ecología de los distintos grupos de invertebrados de estudio, que podría impedir o dificultar su trampeo; así, Diptera, muchas especies de Himenoptera, Coleoptera y Hemiptera son voladores lo que podría dificultar su colecta, otros grupos como Formicidae pasan buena parte de su vida en el suelo (Montgomery et al., 2021), y otros pueden tener mayor actividad de noche, como *Stylommatophora* (Schweizer et al., 2019), con lo que tampoco estarían representados en esta investigación. Del mismo modo, la abundancia de invertebrados sufre variaciones estacionales y anuales, derivadas de los ciclos de vida de las especies y las condiciones ambientales (Didham et al., 2020), con lo que, dado que el estudio se basó en muestras colectadas en mayo-junio, la visión del efecto ecológico que se pretende detectar pueda ser incompleta. Por último, la abundancia de determinados grupos de artrópodos podría a su vez condicionar la de otros invertebrados que dependan fundamentalmente de estos grupos, sea por relaciones mutualistas o depredatorias (Zhang et al., 2015; Jacobsen et al., 2019). Por tanto, cabe esperar que un análisis de la fauna invertebrada utilizando otros métodos complementarios de muestreo como las trampas de caída para los invertebrados que se encuentran en el suelo (Montgomery et al., 2021), o el manguero para los invertebrados voladores (Grootaert et al., 2010), así como la realización de muestreos nocturnos, estacionales, y en diferentes años, pueda producir un resultado más acorde con la hipótesis de partida. Por otro lado, los resultados obtenidos también podrían deberse a la influencia de otros depredadores sobre la abundancia de artrópodos en los

hábitats costeros de Gran Canaria. Así, la presencia de aves que consumen insectos en las zonas de estudio, tales como el alcaudón real *L. meridionalis* (Padilla et al, 2005), el bisbita caminero *Anthus berthelotii* (Illera et al, 2007), o el cernícalo vulgar *F. tinnunculus* (Carrillo et al., 2017), podría afectar a la abundancia y riqueza de artrópodos detectada. Sin embargo, la contribución de la depredación de estas aves en las zonas de estudio es desconocida, entre otras razones porque no se dispone de datos de abundancia de estas especies en estas áreas. Del mismo modo, aunque apenas se han encontrado aves en Gran Canaria formando parte de la dieta de *L. californiae* (Cabrera- Pérez, et al., 2012), esto podría deberse a una mayor dificultad de detección de este tipo de presas en el contenido estomacal de una especie con una digestión tan agresiva (Glaudas et al., 2017), y no tanto a la ausencia de depredación de aves por parte de estas culebras, que ha sido demostrada en su hábitat natural (Wiseman et al., 2019) y de la que hay constancia en su hábitat invasor. En segundo lugar, la propia complejidad de las cadenas tróficas de los invertebrados podría amortiguar el efecto de la pérdida de los reptiles (Beard et al., 2020). Por último, es posible que la ausencia de efecto de la pérdida de los reptiles endémicos sobre la abundancia o riqueza de los artrópodos pueda deberse al hecho de que no haya transcurrido suficiente tiempo desde la invasión del depredador, pues los efectos de las especies invasoras en las comunidades invadidas varían con el tiempo de invasión transcurrido (Strayer et al., 2006).

Conclusiones

1. La abundancia de los grupos Araneae, Psocoptera, Hemiptera, Formicidae, Trombidiformes y Sarcoptiformes depende de la especie vegetal muestreada.
2. Contrariamente a lo esperado, no se han encontrado diferencias significativas entre zonas invadidas y no invadidas, a excepción de Sarcoptiformes y Hemiptera.
3. Se recomienda complementar este análisis con los resultados que se obtengan a partir de otros métodos de captura, muestreos en otras estaciones del año, así como muestreos nocturnos para comprobar de nuevo la hipótesis de partida.

Conclusions

1. The abundance of Araneae, Psocoptera, Hemiptera, Formicidae, Trombidiformes and Sarcoptiformes depends on the plant species sampled.
2. Contrary to expectations, no significant differences were found between invaded and non-invaded areas, except for Sarcoptiformes and Hemiptera.
3. It is recommended to complement this analysis with the results obtained from other capture methods, samplings in other seasons, as well as nocturnal samplings to recheck the starting hypothesis.

Bibliografía

- AEMET (Agencia Estatal de Meteorología). 2018. Mapas climáticos de España (1981-2010) Y ETo (1996-2016).
- Anonby, J. E. 2019. Psocoptera of Canada. *ZooKeys*, 819: 295–299.
- Barquín, E., Nogales, M. & Wildpret, W. 1986. Intervención de vertebrados en la diseminación de plantas vasculares en Inagua, Gran Canaria (Islas Canarias). *Vieraea*, 16: 263-272.
- Beard, K. H., et al. 2020. Lizard and frog removal increases spider abundance but does not cascade to increase herbivory. *Biotropica*, 53: 681-692.
- Bellard, C., Cassey, P. & Blackburn, T. M. 2016. Alien species as a driver of recent extinctions. *Biology Letters*, 12: 20150623.
- Blumstein, D. T. & Daniel, J. C. 2005. The loss of anti-predator behaviour following isolation on islands. *Proceedings of the Royal Society*, 272: 1663–1668.
- Cabrera-Pérez, M. Á., et al. 2012. The management and control of the california kingsnake in Gran Canaria (Canary Islands): Project LIFE+Lampropeltis. *Aliens: The Invasive Species Bulletin*, 32: 20–28.
- Carretero, M. A., et al. 2006. Diet and helminth parasites in the Gran Canaria giant lizard, *Gallotia stehlini*. *Revista Española de Herpetología*, 20: 105-117.
- Carrillo J., et al. 1994. Geographic variation in the spring diet of *Falco tinnunculus* L. on the islands of Fuerteventura and El Hierro (Canary Islands). *Bonn Zoological Bulletin*, 45: 39–48.
- Carrillo, J., González-Dávila, E. & Ruiz, X. 2017. Breeding diet of eurasian kestrels *Falco tinnunculus* on the oceanic island of Tenerife. *Ardea*, 105: 99-111.
- Chalkowski, K., et al. 2018. Parasite ecology of invasive species: conceptual framework and new hypotheses. *Cell Press: Trends in Parasitology*, 34: 655-663.
- Chong, C-S., et al. 2010. Influence of native ants on arthropod communities in a vineyard. *Agricultural and Forest Entomology*, 12: 223-232.
- Cubas, J., et al. 2019. Endemic plant species are more palatable to introduced herbivores than non-endemics. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 286: 20190136.
- David, P., et al. 2017. Impacts of invasive species on food webs: a review of empirical data. *Advances in Ecological Research*, 56: 1-60.
- Del Arco Aguilar, M. (Director). 2006. Mapa de Vegetación de Canarias. GRAFCAN. Santa Cruz de Tenerife.

- Del Arco Aguilar, M. & Rodríguez Delgado, O. 2018. Vegetation of the Canary Islands. Springer: La Laguna.
- De Vega, C. & Herrera, C. M. 2012. Relationships among nectar-dwelling yeasts, flowers and ants: patterns and incidence on nectar traits. *Oikos*, 121: 1878–1888.
- Diagne, C., et al. 2021. High and rising economic costs of biological invasions worldwide. *Nature*, 592: 571–576.
- Didham, R. K., et al. 2020. Interpreting insect declines: seven challenges and a way forward. *Insect Conservation and Diversity*, 13: 103–114.
- Doizy, A., et al. 2018. Impact of cyber-invasive species on a large ecological network. *Scientific Reports*, 8: 13245.
- Glaudias, X., Kearney, T. C., & Alexander, G. J. 2017. Museum specimens bias measures of snake diet: a case study using the ambush-foraging puff adder (*Bitis arietans*). *Herpetologica*, 73: 121–128.
- González Morales, J. R., Del Nero Benítez, E. D. & Capella Hierro, S. 2014. Plan director de infraestructuras del puerto de Las Palmas – actualización. Tomo I Memoria.
- Grootaert, P., et al. 2010. Sampling insects: general techniques, strategies and remarks. Manual on field recording techniques and protocols for ATBI+M, 8: 377-399.
- Heil, M. 2008. Indirect defence – recent developments and open questions. En: *Progress in botany*, 69: 360–395. Springer: Berlín.
- Hulme, P. E. 2014. Invasive species challenge the global response to emerging diseases. *Cell Press: Trends in Parasitology*, 30: 267-270.
- ISTAC (Instituto Canario de Estadística). Gobierno de Canarias. <http://www.gobiernodecanarias.org/istac/> (Consultado en Mayo de 2021).
- IUCN. 2000. Guidelines for the prevention of biodiversity loss caused by alien invasive species. International Union for the Conservation of Nature, Gland, Switzerland.
- Jacobsen, S. K., et al. 2019. Organic cropping practice decreases pest abundance and positively influences predator-prey interactions. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 272: 1-9.
- Kettunen, M., et al. 2009. Technical support to EU strategy on invasive species (IAS)— assessment of the impacts of IAS in Europe and the EU, final report for the European Commission, Institute for European Environmental Policy (IEEP), Brussels, Belgium.
- Krinsky, W. L. 2019. Chapter 8 - true bugs (Hemiptera). *Medical and Veterinary Entomology*, 3: 107-127.
- Life+Lampropeltis. Control de la especie invasora *Lampropeltis getula californiae* en la isla de Gran Canaria. Gesplan. www.lifelampropeltis.com (Consultado en Junio de 2021).

- López-Jurado, L. F. 1998. *Chalcides sexlineatus* Steindachner, 1891- gestreifter kanarenskink, Gran Canaria-skink. En: Böhme, W. (Ed.) Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas, 6: 201–213. Aula-Verlag: Wiebelsheim.
- Luque, G. M., et al. 2014. The 100th of the world's worst invasive alien species. *Biological Invasions*, 16: 981–985.
- Machado, A. 2003. Sobre el método de coleccionar *Laparocerus* Schönherr, 1834 y el reconocimiento de sus marcas en las hojas. *Vieraea*, 31: 407-420.
- Marbuah, G., et al. 2014. Economics of harmful invasive species: a review. *Diversity*, 6: 500-523.
- Martínez, F. J., et al. 2021. Native shrubs and their importance for arthropod diversity in the southern Monte, Patagonia, Argentina. *Journal of Insect Conservation*, 25: 27-38.
- Mateo J. A., Ayres, C. & López-Jurado, L. F. 2011. Los anfibios y reptiles naturalizados en España: historia y evolución de una problemática creciente. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 22: 2-42.
- Medina, F. M. & Nogales, M. 2009. A review on the impacts of feral cats (*Felis silvestris catus*) in the Canary Islands: implications for the conservation of its endangered fauna. *Biodiversity and Conservation*, 18: 829–846.
- Ministry of Environment Lands and Parks. 1998. Inventory methods for terrestrial arthropods. Page Standards for Components of British Columbia's Biodiversity. Superior Repro, Vancouver.
- Molina-Borja, M. 1986. Notes on the diet of *Gallotia stehlini* (Fam. Lacertidae) as obtained from behaviour observation. *Vieraea*, 16: 23-26.
- Monzón-Argüello, C., et al. 2015. Snakes on an island: independent introductions have different potentials for invasion. *Conservation Genetics*, 16:1225–1241.
- Montgomery, G.A., et al. 2021. Standards and best practices for monitoring and benchmarking insects. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 8: 579193.
- Naranjo, J. J., Nogales, M. & Quilis, V. 1992. Sobre la presencia de *Gallotia stehlini* en la isla de Fuerteventura (Canarias), y datos preliminares de su alimentación. *Revista Española de Herpetología*, 6: 45-48.
- Ortega-Olivencia, A., et al. 2012. Insects, birds and lizards as pollinators of the largest-flowered *Scrophularia* of Europe and Macaronesia. *Annals of Botany*, 109: 153–167.
- Padilla, D. P. Nogales, M. & Pérez, A. J. 2005. Seasonal diet of an insular endemic population of southern grey shrike *Lanius meridionalis koenigi* on Tenerife, Canary Islands. *Ornis Fennica*, 82:155–165.
- Pérez de Paz, P. L. & Hernández Padrón, C. 1999. Plantas medicinales o útiles en la flora canaria: aplicaciones populares. Francisco Lemus Editor: La Laguna.

- Pérez-Méndez, N., Jordano, P. & Valido, A. 2017. Persisting in defaunated landscapes: Reduced plant population connectivity after seed dispersal collapse. *Journal of Ecology*, 106: 936-947.
- Pether, J. & Mateo, J.A. 2007. La culebra real (*Lampropeltis getulus*) en Gran Canaria, otro caso preocupante de reptil introducido en el Archipiélago Canario. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 18: 20-23.
- Pyron, R. A. & Burbrink, F. T. 2009. Systematics of the Common Kingsnake (*Lampropeltis getula*; Serpentes: Colubridae) and the burden of heritage in taxonomy. *Zootaxa*, 2241:22–32.
- Rogers, H., et al. 2012. ‘Natural experiment’ demonstrates top-down control of spiders by birds on a landscape level. *PLoS ONE*, 7: e43446.
- Rykena, S., Hielen, B. & Nettman, H.K. 1998. *Tarentola boettgeri* Steindachner, 1891 Gestreifter Kanarengocke. En: Böhme, W. (Ed.) *Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas*, 6: 137–160. Aula-Verlag: Wiebelsheim.
- Schweizer, M., Triebkorn, R. & Köhler, H-R. 2019. Snails in the sun: strategies of terrestrial gastropods to cope with hot and dry conditions. *Ecology and Evolution*, 9: 12940-12960.
- Spatz, D. R., et al. 2017. Globally threatened vertebrates on islands with invasive species. *Science Advances*, 3: e1603080.
- Strayer, D. L., et al. 2006. Understanding the long-term effects of species invasions. *Trends in Ecology and Evolution*, 21: 645-651.
- Strong, J. S. & Leroux, S. J. 2014. Impact of non-native terrestrial mammals on the structure of the terrestrial mammal food web of Newfoundland, Canada. *PLoS One*, 9: e106264.
- Walsh, J. R., et al. 2016. Invasive species triggers a massive loss of ecosystem services through a trophic cascade. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113: 4081-4085.
- Watari, Y., Takatsuki, S. & Miyashita, T. 2008. Effects of exotic mongoose (*Herpestes javanicus*) on the native fauna of Amami-Oshima Island, southern Japan, estimated by distribution patterns along the historical gradient of mongoose invasion. *Biological Invasions*, 10: 7–17.
- Whittaker, R. J. & Fernández-Palacios, J. M. 2007. *Island Biogeography: Ecology, Evolution, and Conservation*. Oxford University Press: Oxford.
- Wiseman, K. D, et al. 2019. Feeding ecology of a generalist predator, the california kingsnake (*Lampropeltis californiae*): why rare prey matter. *Herpetological Conservation and Biology*, 14: 1-30.
- Zhang, S., Zhang, Y. & Ma, K. 2015. Mutualism with aphids affects the trophic position, abundance of ants and herbivory along an elevational gradient. *Ecosphere*, 6: 253.