



UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN

FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES Y OCEANOGRÁFICAS

DEPARTAMENTO DE ZOOLOGÍA

**ESPECIES DE ARAÑAS EXÓTICAS EN CHILE: DISTRIBUCIÓN ACTUAL, Y
PROYECCIONES FUTURAS EN UN CONTEXTO DE CAMBIO CLIMÁTICO**

Tesis presentada a la Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas de la
Universidad de Concepción para optar al título profesional de Biólogo

POR: BALTAZAR ANDRÉS VENEGAS MORA

Profesor Guía: Dr. Milenko A. Aguilera

Profesor Co-Guía: Fulgencio Lison Gil

Enero, 2025

Concepción, Chile

Se autoriza la reproducción total o parcial, con fines académicos, por cualquier medio o procedimiento, incluyendo la cita bibliográfica del documento.

Dedicado a mis familiares, amigos y a todos quienes estudian y cuidan la vida que
nadie quiere.

HOJA DE FIRMAS

Prof. Guía

Dr. Milenko A. Aguilera Ardiles



Prof. Co-Guía

Dr. Fulgencio Lison Gil



Prof. Evaluador

Dra. Nicol Fuentes Parada



Prof. Coordinador Seminario de Título

Dr. Patricio López Sepúlveda



AGRADECIMIENTOS

Este breve espacio se me hace insuficiente para expresar mi agradecimiento a todas las personas que me han acompañado en este camino. Sin embargo, si debo comenzar, quiero agradecerle a ti que estás dedicando tu tiempo a leer estas palabras.

En primer lugar, quiero dar las gracias a mis padres, Ana y Baltazar, así como a mi hermana Ivanna, y a toda mi familia, por ser el apoyo fundamental y constante que he recibido a lo largo de mi vida y desde el inicio de mi carrera.

Aprecio profundamente a mis amistades, tanto a aquellas que han estado a mi lado desde siempre como a las que se han sumado con el tiempo. Su apoyo emocional, cariño, y confianza en mis logros han sido invaluable, así como su interés por lo que he realizado.

Quiero reconocer el respaldo académico que he obtenido a lo largo de mi carrera. Destacando al Dr. Milenko Aguilera, quien me ha brindado su conocimiento y amistad, dedicándome su tiempo en conversaciones enriquecedoras que han sido clave para mi crecimiento académico. También destaco al Dr. Fulgencio Lison por haber mostrado interés en mi trabajo y confiar en mí, así como por sus correcciones y críticas que me han fortalecido como estudiante. Mis agradecimientos a Camilo Matus por compartir su conocimiento sobre el uso del programa estadístico utilizado en este proyecto. Finalmente, quiero agradecer a la Dra. Viviane Jerez, quien en un inicio fue la primera en ofrecerme su espacio y enseñarme los fundamentos de ser un buen biólogo.

A mis colegas bichólogos, con quienes he compartido valiosas conversaciones, discusiones y salidas a campo, con los que espero seguir compartiendo más experiencias en el futuro.

Para concluir, quiero expresar mi gratitud a todos los bichos, especialmente a los menos apreciados, que han despertado mi fascinación desde la infancia. Mención especial a las hermosas arañas, que me han inspirado a continuar y me han recordado la razón por la cual elegí esta carrera como biólogo.

ÍNDICE GENERAL

HOJA DE FIRMAS.....	4
AGRADECIMIENTOS.....	5
ÍNDICE GENERAL.....	6
ÍNDICE DE TABLAS.....	7
ÍNDICE DE FIGURAS.....	7
RESUMEN.....	8
ABSTRACT.....	9
INTRODUCCIÓN.....	10
FUNDAMENTACIÓN.....	16
HIPÓTESIS.....	17
OBJETIVOS.....	18
MATERIALES Y MÉTODOS.....	19
ÁREA DE ESTUDIO.....	19
DATOS.....	19
TAXONOMÍA.....	20
MODELOS DE DISTRIBUCIÓN DE ESPECIES.....	20
SOLAPAMIENTO DE NICHOS.....	20
MODELOS DE CAMBIO CLIMÁTICO.....	21
RESULTADOS.....	23
DATOS DE PRESENCIA.....	23
Tabla 1. Número de registros de presencia por especie.....	23
EVALUACIÓN DE MODELOS GENERADOS.....	24
Tabla 2. Resumen del rendimiento predictivo de los modelos de nicho ecológico de las especies.....	24
COMPORTAMIENTO DE LOS NICHOS.....	25
CONTRIBUCIONES PORCENTUALES Y PROBABILIDAD DE PRESENCIA ESTIMADA PORCENTUAL.....	25
Figura 1. Contribución (%) relativa de cada variable bioclimática utilizada para la ejecución de los modelos de las especies de arañas nativas de estudio.....	26
Figura 2. Contribución (%) relativa de cada variable bioclimática utilizada para la ejecución de los modelos de las especies de arañas nativas de estudio.....	28
SOLAPAMIENTO DE NICHOS.....	29
ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES (PCA).....	29
Figura 3. Análisis de componentes principales para <i>Dysdera crocata</i> junto a: (a) <i>Ariadna maxima</i> , (b) <i>Loxosceles laeta</i> , (c) <i>Misumenops temibilis</i> , (d) <i>Saphrys rusticana</i> y (e) <i>Scytodes globula</i>	30
Figura 4. Análisis de componentes principales para <i>Menemerus semilimbatus</i> junto a: (a) <i>Ariadna maxima</i> , (b) <i>Loxosceles laeta</i> , (c) <i>Misumenops temibilis</i> , (d) <i>Saphrys rusticana</i> y (e) <i>Scytodes globula</i>	31
SOLAPAMIENTO DE DISTRIBUCIONES.....	35
Tabla 3. Porcentaje de áreas solapadas entre especies de arañas exóticas y especies de arañas nativas.....	35

Figura 8. Solapamiento de distribuciones entre <i>Dysdera crocata</i> y cinco especies de arañas nativas.....	36
Figura 10. Solapamiento de distribuciones entre <i>Steatoda grossa</i> y cinco especies de arañas nativas.....	37
ÍNDICE DE EQUIVALENCIA Y PRUEBA DE SIMILARIDAD.....	38
Tabla 4. Índice de equivalencia entre especies de arañas exóticas y nativas.....	39
Tabla 5. Resumen de la prueba de similaridad.....	40
MODELOS DE LA DISTRIBUCIÓN DE LAS ESPECIES EN ESCENARIOS FUTUROS.....	40
Tabla 6. Porcentaje de ganancia de áreas proyectadas al futuro en el escenario spp126.....	41
Tabla 7. Porcentaje de ganancia de áreas proyectadas al futuro en el escenario spp585.....	41
DISTRIBUCIÓN PROYECTADA PARA LAS ESPECIES EXÓTICAS.....	42
Figura 17. Ganancia de áreas proyectadas para el futuro de <i>Zygiella x-notata</i> para los escenarios spp126 y spp585.....	47
DISCUSIÓN.....	48
CONCLUSIÓN.....	52
BIBLIOGRAFÍAS Y REFERENCIAS.....	53

ÍNDICE DE TABLAS

TABLA 1. NÚMERO DE REGISTROS DE PRESENCIA POR ESPECIE.....	24
TABLA 2. RESUMEN DEL RENDIMIENTO PREDICTIVO DE LOS MODELOS DE NICHOS ECOLÓGICOS DE LAS ESPECIES.....	25
TABLA 3. PORCENTAJE DE ÁREAS SOLAPADAS ENTRE ESPECIES DE ARAÑAS EXÓTICAS Y ESPECIES DE ARAÑAS NATIVAS..	35
TABLA 4. ÍNDICE DE EQUIVALENCIA ENTRE ESPECIES DE ARAÑAS EXÓTICAS Y NATIVAS.....	39
TABLA 5. RESUMEN DE LA PRUEBA DE SIMILARIDAD.....	40
TABLA 6. PORCENTAJE DE GANANCIA DE ÁREAS PROYECTADAS AL FUTURO EN EL ESCENARIO SPP126.....	41
TABLA 7. PORCENTAJE DE GANANCIA DE ÁREAS PROYECTADAS AL FUTURO EN EL ESCENARIO SPP585.....	41

ÍNDICE DE FIGURAS

FIGURA 1. CONTRIBUCIÓN (%) RELATIVA DE CADA VARIABLE BIOCLIMÁTICA UTILIZADA PARA LA EJECUCIÓN DE LOS MODELOS DE LAS ESPECIES DE ARAÑAS NATIVAS DE ESTUDIO.....	27
FIGURA 2. CONTRIBUCIÓN (%) RELATIVA DE CADA VARIABLE BIOCLIMÁTICA UTILIZADA PARA LA EJECUCIÓN DE LOS MODELOS DE LAS ESPECIES DE ARAÑAS NATIVAS DE ESTUDIO.....	28
FIGURA 3. ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES PARA <i>DYSDERA CROCATATA</i> JUNTO A: (A) <i>ARIADNA MAXIMA</i> , (B) <i>LOXOSCELES LAETA</i> , (C) <i>MISUMENOPS TEMIBILIS</i> , (D) <i>SAPHRYS RUSTICANA</i> Y (E) <i>SCYTODES GLOBULA</i>	30
FIGURA 4. ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES PARA <i>MENEMERUS SEMILIMBATUS</i> JUNTO A: (A) <i>ARIADNA MAXIMA</i> , (B) <i>LOXOSCELES LAETA</i> , (C) <i>MISUMENOPS TEMIBILIS</i> , (D) <i>SAPHRYS RUSTICANA</i> Y (E) <i>SCYTODES GLOBULA</i> ..	31
FIGURA 5. ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES PARA <i>STEATODA GROSSA</i> JUNTO A: (A) <i>ARIADNA MAXIMA</i> , (B) <i>LOXOSCELES LAETA</i> , (C) <i>MISUMENOPS TEMIBILIS</i> , (D) <i>SAPHRYS RUSTICANA</i> Y (E) <i>SCYTODES GLOBULA</i>	32
FIGURA 6. ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES PARA <i>STEATODA NOBILIS</i> JUNTO A: (A) <i>ARIADNA MAXIMA</i> , (B) <i>LOXOSCELES LAETA</i> , (C) <i>MISUMENOPS TEMIBILIS</i> , (D) <i>SAPHRYS RUSTICANA</i> Y (E) <i>SCYTODES GLOBULA</i>	33
FIGURA 7. ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES PARA <i>ZYGIELLA X-NOTATA</i> JUNTO A: (A) <i>ARIADNA MAXIMA</i> , (B) <i>LOXOSCELES LAETA</i> , (C) <i>MISUMENOPS TEMIBILIS</i> , (D) <i>SAPHRYS RUSTICANA</i> Y (E) <i>SCYTODES GLOBULA</i>	34
FIGURA 8. SOLAPAMIENTO DE DISTRIBUCIONES ENTRE <i>DYSDERA CROCATATA</i> Y CINCO ESPECIES DE ARAÑAS NATIVAS...	36
FIGURA 9. SOLAPAMIENTO DE DISTRIBUCIONES ENTRE <i>MENEMERUS SEMILIMBATUS</i> Y CINCO ESPECIES DE ARAÑAS NATIVAS.....	36
FIGURA 10. SOLAPAMIENTO DE DISTRIBUCIONES ENTRE <i>STEATODA GROSSA</i> Y CINCO ESPECIES DE ARAÑAS NATIVAS.	37
FIGURA 11. SOLAPAMIENTO DE DISTRIBUCIONES ENTRE <i>STEATODA NOBILIS</i> Y CINCO ESPECIES DE ARAÑAS NATIVAS..	37
FIGURA 12. SOLAPAMIENTO DE DISTRIBUCIONES ENTRE <i>ZYGIELLA X-NOTATA</i> Y CINCO ESPECIES DE ARAÑAS NATIVAS	38
FIGURA 13. GANANCIA DE ÁREAS PROYECTADAS PARA EL FUTURO DE <i>DYSDERA CROCATATA</i> PARA LOS ESCENARIOS SPP126 Y SSP585.....	43
FIGURA 14. GANANCIA DE ÁREAS PROYECTADAS PARA EL FUTURO DE <i>MENEMERUS SEMILIMBATUS</i> PARA LOS ESCENARIOS SPP126 Y SSP585.....	44
FIGURA 15. GANANCIA DE ÁREAS PROYECTADAS PARA EL FUTURO DE <i>STEATODA GROSSA</i> PARA LOS ESCENARIOS SPP126 Y SSP585.....	45
FIGURA 16. GANANCIA DE ÁREAS PROYECTADAS PARA EL FUTURO DE <i>STEATODA NOBILIS</i> PARA LOS ESCENARIOS SPP126 Y SSP585.....	46
FIGURA 17. GANANCIA DE ÁREAS PROYECTADAS PARA EL FUTURO DE <i>ZYGIELLA X-NOTATA</i> PARA LOS ESCENARIOS SPP126 Y SSP585.....	47

RESUMEN

Las arañas exóticas pueden alcanzar altas densidades locales, generando un impacto significativo en los ecosistemas nativos. Esto se debe principalmente a factores como la superposición de hábitats, el solapamiento de nichos ecológicos y su capacidad para colonizar rápidamente nuevas áreas. Para este estudio, se modeló el nicho a cinco especies de arañas exóticas y cinco especies de arañas nativas, en el que se evaluó el potencial invasor de las especies exóticas en relación con las nativas, y se analizó si podrán beneficiarse del cambio climático. Los resultados indican que existe una posible competencia entre las arañas exóticas y nativas, ya que la superposición en todos los casos es mayor a 50%, por lo que pueden estar compitiendo por microhábitats y presas. Para las proyecciones futuras, las arañas presentan respuestas similares influenciadas por las mismas variables, en el que la mayoría de los casos se observa una pérdida de hábitat, que varía en magnitud dependiendo de la especie. Los resultados muestran coincidencias significativas en nichos tróficos, uso de microhábitats y distribución actual entre ambos grupos de arañas, mientras que los escenarios climáticos no parecen ser un factor determinante en estas arañas.

ABSTRACT

Exotic spiders can reach high local densities, generating a significant impact on native ecosystems. This is primarily due to factors such as habitat overlap, ecological niche overlap, and their ability to quickly colonize new areas. For this study, the niche of five species of exotic spiders and five species of native spiders was modeled, evaluating the invasive potential of the exotic species in relation to the native ones, and analyzing whether they may benefit from climate change. The results indicate that there is possible competition between exotic and native spiders, as the overlap in all cases is greater than 50%, suggesting they may be competing for microhabitats and prey. For future projections, spiders show similar responses influenced by the same variables, with most cases indicating habitat loss, which varies in magnitude depending on the species. The results show significant coincidences in trophic niches, microhabitat use, and current distribution between both groups of spiders, while climate scenarios do not appear to be a determining factor for these spiders.

INTRODUCCIÓN

Una especie exótica es una especie cuya presencia en una región es atribuible a acciones humanas, intencionales o no, que les permiten superar barreras biogeográficas (Richardson et al., 2010), beneficiándose las especies exóticas del transporte vehicular, marítimo, aéreo, entre otros para su dispersión (Chittka y Schürkens, 2001; Tatem, 2009). Tanto así que, se relaciona directamente el incremento en los últimos años del volumen del comercio mundial, con un mayor riesgo de que las especies exóticas lleguen a nuevas regiones (Lockwood, 2005). Existen dos momentos en la historia que han favorecido la dispersión de especies exóticas, en primer lugar, el descubrimiento de América por la exploración global, y la revolución industrial donde incrementó el comercio internacional hasta el presente (Hulme, 2009).

En muchas regiones del planeta se ha realizado un inventario de especies exóticas, tales como China, Estados Unidos, Europa y Chile (Crall et al., 2006; PNUD, 2017a; Roy et al., 2020; Xu et al., 2012), aunque como menciona van Kleunen et al. (2015) muchos de estos inventarios aún están incompletos, especialmente para grupos taxonómicos megadiversos que son difíciles de censar y para regiones menos estudiadas. En cuanto a los insectos, las publicaciones enfocadas en el impacto ecológico de insectos invasivos han incrementado de 1970 a 2007 en donde, el continente con mayor cantidad de estudios es Norteamérica y entre los menores, Sudamérica, ya que, muchos de estos estudios están enfocados a grupos más atractivos para el público y los investigadores (e.g. lepidópteros, coleópteros; Kenis et al., 2007).

Ahora bien, en Chile la mayor cantidad de especies exóticas provienen de Europa y se concentran entre los 32°S hasta los 38°S lo cual es preocupante ya que en esta zona se encuentra la mayor riqueza de especies nativas del país (PNUD, 2017a). Según una valoración económica referente al impacto de siete especies invasoras sobre los sectores productivos (e.g. agrícola y forestal) y la biodiversidad en Chile, ha causado una pérdida anual mínima aproximada de USD\$87.939.327 (PNUD, 2017b). Se conoce una amplia variedad de especies de

fauna exótica en Chile, destacando al conejo (*Oryctolagus cuniculus*), castor (*Castor canadensis*), rana africana (*Xenopus laevis*), hormiga argentina (*Linepithema humile*) y varias especies de peces, pero pese a la documentación que existe de su impacto al ecosistema nativo, muchas veces son difíciles de controlar porque sus poblaciones son demasiado grandes o al ser algunos de importancia económica genera conflictos de erradicación completa o parcial (Jaksic y Castro, 2014). Para, artrópodos terrestres se ha documentado el nivel de invasividad y de alteración de los ecosistemas, por ejemplo, la lagartija de cola azul (*Cryptoblepharus egeriae*) endémica de Isla de Navidad ha descendido su población en las últimas tres décadas y declarado extinto en estado salvaje el 2017 debido a la introducción de *Scolopendra subspinipes* una especie de ciempiés invasivo que depreda a esta lagartija (Emery et al., 2020). En Chile también se han reportado otras especies de insectos como *Adalia bipunctata*, *Forficula auricularia*, *Nezara viridula*, *Pieris brassicae*, entre otros (PNUD, 2017); diplópodos de las especies *Blaniulus guttulatus*, *Nopoiulus kochii*, *Cylindroiulus britannicus*, *Brachyiulus pusillus* (Parra-Gómez, 2022), quilópodos como *Lithobius obscurus*, *Scutigera coleoptrata* (Moya-Hernández et al., 2015; Pérez-Schultheiss y Mosqueira, 2009) y arañas de las especies *Dysdera crocata*, *Menemerus semilimbatus*, *Oecobius navus*, *Zygiella x-notata*, entre otras (WSC, 2024).

Por otro lado, el impacto de especies exóticas en Chile solo ha sido evaluado en insectos. En el caso de *Bombus terrestris* se ha producido la declinación de un 95% de la abundancia de *B. dahlbomii* y de un 40% de abejas nativas asilvestradas (Smith-Ramírez et al., 2014). Más aun, la declinación de *B. dahlbomii* también es influenciada por otro abejorro invasivo *B. ruderatus* a causa de factores como, la competencia por los recursos florales, los sitios de nidificación, la transmisión de patógenos, la modificación en las especies de plantas y la perturbación genética por hibridación (Morales, 2007). En cuanto a insectos depredadores, desde la introducción de *Harmonia axyridis* en Chile, las poblaciones de coccinélidos nativos han decrecido de manera significativa a través de los años (Grez et al., 2016). Aunque, para el caso de otros artrópodos exóticos

como las arañas, su distribución y efecto en el ecosistema nativo aún son desconocidos.

Las arañas representan alrededor del 4% de los artrópodos, existiendo más de 52.000 especies, de las cuales en Chile encontramos de 750 especies (WSC, 2024; Zhang, 2011). Las arañas son principalmente depredadores, lo que implica que cumplen funciones fundamentales en los ecosistemas, y debido a esto, pueden influir considerablemente en el equilibrio de microecosistemas (Nyffeler y Birkhofer, 2017). Algunas especies son plásticas y se pueden desarrollar en distintos ambientes (Nentwig, 2015). Esto último, ha permitido que varias especies colonicen nuevos ambientes, incluso alejados de su centro de origen, convirtiéndose en especies exóticas y algunas incluso transformándose en especies invasoras (Hann, 1990).

Por otra parte, en las últimas cuatro décadas el número de especies de arañas exóticas ha ido incrementando en su abundancia en las localidades que estas han colonizado (Kobelt y Nentwig, 2008; Malumbres-Olarte et al., 2014; Nentwig, 2015; Pétilion et al., 2020), esto beneficiado por la globalización y perturbaciones en los ecosistemas (Kobelt y Nentwig, 2008; Malumbres-Olarte et al., 2014; Nentwig, 2015; Pétilion et al., 2020; Van Keer, 2007). Es así como Chuang y Riechert (2021) mencionan que los rasgos más agresivos, exploratorios y audaces favorecen la colonización en las arañas. La mayoría de las arañas son introducidas de maneras no intencionales (Nentwig, 2015), la horticultura es una fuente importante de arañas introducidas, seguida de los envíos, contenedores y materiales de embalaje de frutas y verduras, y conjunto a esto, las arañas tienen sus propios métodos de dispersión, como el *ballooning* que consiste en que el juvenil se pone de puntillas, de cara al viento, e inclina su abdomen hacia arriba mientras expulsa un hilo de seda (Foelix, 2011), lo que facilita su dispersión en los ecosistemas que están colonizando (Chuang et al. 2023). Lo anterior ha sido observado en Hawái en los fragmentos de bosques tropicales rodeados por flujos de lava recientes (Kipuka) por ser hábitats afectados por constantes perturbaciones por efecto del magma que ha permitido el asentamiento de especies exóticas de arañas en el

bosque (Pétillon et al., 2020). En Nueva Zelanda, se reportó que la quema de pastizales favorece la colonización de especies de arañas exóticas al lugar (Malumbres-Olarte et al., 2014). Según Nentwig y Kobelt (2010) el hábitat más frecuente de las arañas exóticas son construcciones y áreas urbanas, y una razón para el éxito de establecimiento de las arañas exóticas en construcciones humanas, se puede encontrar en la rareza para las especies nativas en tales condiciones, por lo cual tienen muchas más posibilidades de establecerse en hábitats sin competencia.

Las arañas exóticas pueden originar densidades localmente altas generando un impacto potencial en los ecosistemas nativos (Nentwig, 2015). Esto puede estar dado por: superposición de hábitat, solapamiento de nicho, capacidad de colonizar rápidamente debido a la proliferación de construcciones humanas y consecuentemente un cambio en la vegetación en los ecosistemas urbanos, por lo tanto, las especies nativas pueden verse reemplazadas fácilmente, así por ejemplo, el caso de Nueva Zelanda en donde la especie nativa *Latrodectus katipo* ha sido desplazada por la especie exótica *Steatoda capensis* originaria de África (Hann, 1990; Nentwig, 2015). En Chile continental se conocen un total de 24 especies de arañas exóticas donde las más comunes son *Steatoda nobilis*, *S. grossa*, *Menemerus semilimbatus*, *Zygiella x-notata* y *Dysdera crocata*. El impacto de estas especies exóticas se ha evidenciado en *Latrodectus geometricus* depredando juveniles de *Loxosceles laeta* (Taucare-Ríos y Canals, 2015), *S. nobilis* depredando a *Akymnopellis platei* y a *Ariadna maxima* (Vega-Román y Ruiz, 2018; Taucare-Ríos et al., 2016). Dado que solo existen reportes de depredación en fauna nativa, es por ello, que una herramienta útil para evaluar esto es mediante el modelado geográfico para explicar posibles solapamientos de nicho y nuevos rangos de distribución.

Dicho lo anterior, el modelamiento de distribuciones geográficas de especies basado en las condiciones ambientales es una técnica de amplio uso para distintas materias en biología aplicada (Pili et al., 2020). Un modelo basado en nichos ecológicos representa una aproximación del nicho ecológico de una

especie en las dimensiones ambientales examinadas (Philips et al. 2006). La selección de variables para el modelado influye significativamente en la capacidad del modelo para generalizarse fuera del área de estudio o a distintas condiciones ambientales, siendo de importancia para aplicaciones como la gestión de especies invasoras (Peterson y Robins, 2003), efectividad de las áreas protegidas (Condro et al., 2021) y la predicción de los impactos futuros y sobre todo en condiciones de cambio climático (Thomas et al., 2004).

El uso de herramientas de modelamiento de nicho es de uso frecuente en la literatura para conocer la posible distribución y manejo de especies exóticas (Chapman et al., 2017; Gong et al., 2020; Peterson, 2003; Pili et al., 2020). Las distribuciones potenciales de las especies exóticas se predicen basándose en las condiciones ecológicas de su área de distribución nativa (Peterson, 2003), lo que implica que las especies pueden habitar en áreas climáticamente adecuadas según su distribución original (Guisan y Zimmermann, 2000), y además, es importante mencionar que, con el cambio climático se modifiquen los patrones de distribución de las especies exóticas, lo que podría reorganizar las áreas ecológicamente adecuadas para las especies (Gong et al. 2020). De tal modo, que las especies exóticas se puedan establecer en nuevos hábitats, y por consiguiente, generar invasiones en nuevos rangos de distribución (Early y Sax, 2014; Gong et al., 2020; Jeschke y Strayer, 2008).

Considerando lo anteriormente mencionado, respecto a que el cambio climático alterará los patrones de distribución de las especies exóticas, es importante mencionar que, los organismos ectotermos, como las arañas, son susceptibles a cambios temporales rápidos de temperatura debido a su tamaño y que la temperatura corporal está estrechamente relacionada con la temperatura ambiental (Deutsch et al., 2008; Hoffmann et al., 2013; Kingsolver et al., 2013). Aunque, como menciona Branco y Cardoso (2020), la vulnerabilidad de las arañas al cambio climático es variable y depende de la ubicación y el nicho de la especie. Algunos estudios mencionan que el calentamiento está correlacionado con cambios potenciales o realizados en la distribución de arañas hacia el norte en

Europa (Kumschick et al., 2011; Saupe et al., 2011), disminución en el nicho de espacio o la idoneidad del hábitat dentro del rango actual (Ferretti et al. 2018; Mordmand y Yousefi, 2022), la fauna de arañas se verá significativamente afectadas por los cambios ambientales en un corto periodo de tiempo en la región Paleártica occidental (Leroy et al., 2014). En cuanto a aspectos ecológicos de las arañas, el cambio climático puede afectar en una disminución en la propensión y eficiencia del *ballooning*, aumento en la mortalidad, disminución a ataque a presas incrementando el ataque a otras arañas, canibalismo y decrecimiento en el éxito del proceso copulativo (Blandenier et al.2014, Brandt et al., 2020; Brown y Houghton, 2020; de Tranaltes et al. 2022; Pruitt et al. 2008).

Es así que, considerando lo anteriormente indicado, las especies exóticas pueden convertirse rápidamente en especies invasoras, afectando de manera significativa la economía y la diversidad del país. Por ello, se plantea que las especies exóticas de arañas desplazarán a la fauna nativa y ocuparán sus nichos ecológicos, además de beneficiarse del cambio climático, aumentando su distribución. En este trabajo se evaluó el potencial invasor de las especies exóticas de arañas con respecto a las especies nativas, y, sí se verán beneficiadas por el cambio climático. Para ello, se modeló la distribución potencial a través de modelos de nicho ecológico de las especies de arañas exóticas y nativas de Chile, se solapó la distribución potencial de ambos grupos de especies y se calculó el grado de solapamiento, se estimó la expansión o contracción de la distribución de estas especies en dos escenarios de cambio climático, y, se discutió las implicaciones de las especies exóticas de arañas en la conservación de las especies nativas.

FUNDAMENTACIÓN

De acuerdo a lo expresado en la sección anterior y considerando que las arañas pertenecen a un grupo taxonómico megadiverso que puede ser difícil de censar, en donde las especies de arañas exóticas tienden incrementar su abundancia en las localidades que han colonizado, por superposición de hábitat, solapamiento de nicho, eficiencia al colonizar y posiblemente al cambio de condiciones climáticas recientes, y en conjunto con ello, el escaso conocimiento que existe en Chile de cómo se compone la diversidad y distribución de especies de arañas exóticas, lo que conlleva a desconocer los patrones distribucionales reales y potenciales que presentan las especies exóticas en el país.

HIPÓTESIS

(H1) Las especies exóticas de arañas desplazarán a la fauna de arañas nativas y ocuparán sus nichos ecológicos en Chile.

(H2) Las especies exóticas de arañas se verán beneficiadas del cambio climático aumentando su distribución.

OBJETIVOS

Evaluar el impacto de las especies exóticas de arañas sobre la distribución de las nativas y el efecto del cambio climático en su distribución.

Objetivos específicos:

- Modelar la distribución de las especies de arañas exóticas y nativas de Chile.
- Estimar el grado de solapamiento en la distribución potencial de ambos grupos de especies.
- Calcular la expansión o contracción de la distribución de estas especies en dos escenarios de cambio climático.
- Discutir las implicaciones de las especies exóticas de arañas en la conservación de las especies nativas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio es todo Chile continental, el cual se extiende entre los paralelos 17°29'57"S y 56°32'12"S, alcanzando un largo de 4.270 km. En cuanto a su clasificación climática, el Norte Grande y Norte Chico son principalmente áridos, la Zona Central y Zona Sur son de climas templados, y la Zona Austral es predominantemente polar (Sarricolea et al., 2017). Morrone (2001) lo cataloga dentro de la región Andina reconociendo tres subregiones, Páramo Puneña, Chilena Central y Subantártica. Listando las entidades vegetativas, donde más al norte la vegetación es principalmente escasa, el centro norte del país se caracteriza por matorrales xéricos, el centro sur se compone de bosques xéricos, templados y siempreverdes, y la zona austral por páramos (Cabrera y Willink, 1973; Dinerstein et al., 1995).

Datos

Los datos fueron obtenidos de diversas colecciones biológicas, incluyendo la del Museo de Zoología de la Universidad de Concepción (MZUC-UCCC) y la colección de la Fundación Núcleo Aracnológico Grado 36 (FNAG36). Adicionalmente, se incorporaron datos provenientes de ciencia ciudadana registrados en la plataforma INaturalist.

Se modeló el nicho para cinco especies de arañas exóticas las cuales son: *Steatoda nobilis*, *S. grossa*, *Menemerus semilimbatus*, *Zygiella x-notata* y *Dysdera crocata*, ya que, son especies con mayor cantidad de registros en colecciones y fotográficos.

Para hacer las comparaciones de nicho se utilizaron los siguientes taxones de arañas nativas: *Ariadna maxima*, *Loxosceles laeta*, *Misumenops temibilis*, *Saphrys rusticana* y *Scytodes globula*. Ya que son taxones comunes de encontrar en ciudades donde las especies de arañas exóticas se encuentran fuertemente asociadas (Venegas-Mora et al. datos no publicados).

Taxonomía

Para la identificación de los ejemplares en colecciones biológicas se siguió a: Brescovit y Rheims (2000); Coşar y Danişman (2023); de Luna (2022); Giroti y Brescovit (2018); Lehtinen y Marusik (2008); Morano (2023); Peralta Seen y Diez (2023); Van Keer et al. (2024); Zhang y Maddison (2015).

En el caso de los datos provenientes de ciencia ciudadana de la plataforma iNaturalist, se utilizaron registros fotográficos que mostraban de manera clara los caracteres morfológicos externos necesarios para identificar la especie. Además, dichos registros se encontraban bajo la categoría de identificación de investigación.

Modelos de distribución de especies

Se usó el algoritmo de máxima entropía (MaxEnt) para estimar la distribución geográfica potencial de las especies. Se escogió este modelo debido a su alta capacidad predictiva (Elith et al. 2006; Elith y Graham 2009; Heikkinen et al. 2012). Los modelos fueron ajustados por especies usando como variable respuesta los registros de presencias y como predictores 5 variables utilizando la base de datos WorldClim, las cuales son: temperatura media anual (°C) (BIO1), isotermalidad (BIO3), estacionariedad de temperatura (°C) (BIO4), precipitación anual (mm) (BIO12), Precipitación estacionaria (mm) (BIO15). Luego se escogieron las variables que más contribución aportaban en los modelos según el algoritmo MaxEnt. Se usó el AUC (área bajo la curva) del gráfico de característica operativa del receptor (ROC) para evaluar la eficacia de los modelos utilizando valores de AUC superiores a 0,7 como indicadores del buen rendimiento del modelo (Elith et al. 2011).

Solapamiento de nicho

Una vez se obtuvieron los modelos, se evaluó el solapamiento entre los sitios para cada especie, utilizando el índice de equivalencia (D). El índice (D) se deriva del índice de Schoener (1968), utilizado en ecología para evaluar la superposición de nichos alimentarios y microhábitats. El índice puede tomar valores que van desde 0, que indica que no hay superposición, hasta 1, que indica que los modelos son

idénticos. Para realizar la prueba se utilizó el paquete *Wallace* (Kass et al. 2022), a través del programa R (R Core Team., 2022).

Para esto, se cargaron las ocurrencias de las dos especies a comparar, y se usaron las mismas 5 variables climáticas mencionadas. Luego, se seleccionó la opción de “Caracterización del espacio ambiental”, el cual se realiza para análisis y visualizaciones del nicho Hutchinsoniano para dos especies. En primer lugar, se realizó el “módulo de ordenación ambiental”, haciendo un análisis de componentes principales (PCA), que maximiza la variación contenida en los predictores originales en menos dimensiones. Después, se seleccionó el “módulo de cuadrícula de densidad de ocurrencia”, que indican el espacio ambiental que está ocupado con mayor densidad por las especies y la disponibilidad de condiciones ambientales presentes. Para finalmente, realizar el “módulo de solapamiento de nicho”, desarrollado por Broenniamann et al. (2012), en el que se efectúan pruebas de aleatorización asociadas en el espacio ambiental, cuantificando la superposición de nichos en un espacio ambiental definido utilizado densidades de ocurrencias suavizadas.

Se mapeó la superposición geográfica de nichos entre las especies usando la distribución potencial estimada mediante de los modelos de distribución. Para ello, se transformaron las probabilidades estimadas a valores binarios (presencias/ausencias) usando el umbral de corte que maximiza la suma de la sensibilidad y especificidad del modelo (MaxTSS). Además, es un tipo de umbral que está estrechamente relacionado prevalencia de la especie (Jiménez-Valverde y Lobo, 2007), por lo que es útil para comprar estimaciones de distribución potencial entre especies con diferentes cantidades de registros de presencias, calculando, además, el porcentaje de solapamiento en la distribución entre las especies.

Modelos de cambio climático

Para evaluar los efectos del cambio climático, se utilizaron escenarios climáticos proyectados para los años 2040 y 2100 con la base de datos WorldClim, usando las mismas 5 variables mencionadas anteriormente. Se evaluaron dos escenarios

SSP 126 y 585, que representan diferentes desarrollos socioeconómicos, así como diferentes trayectorias de concentraciones atmosféricas de gases de efecto invernadero (Böttinger y Kasang, s.f.). El SSP 126 puede interpretarse como un caso de referencia de bajas emisiones, y el SSP 585 representa un escenario de altas emisiones, método que también podemos encontrar en otros estudios (Ferretti et al., 2018). Los mapas de distribución se crearon importando modelos MaxEnt para luego ser editados con el software QGIS ver. 3.36.1.

Para analizar ganancia o pérdida de distribución, se comparó las distribuciones actuales de las especies de arañas con las predichas por los modelos, calculando los porcentajes de pérdida y ganancia.

RESULTADOS

Datos de presencia

En total se compilaron 3101 registros para todas las especies, en donde, la especie *Steatoda nobilis* presenta el mayor número de registros, seguida por *S. grossa*, y en tercer lugar la especie *Menemerus semilimbatus*, en la Tabla 1 se ve el número de registro de presencia para todas las especies.

Tabla 1. Número de registros de presencia por especie.

Especie	Número de registros de presencia
<i>Ariadna maxima</i>	337
<i>Dysdera crocata</i>	143
<i>Loxosceles laeta</i>	281
<i>Menemerus semilimbatus</i>	397
<i>Misumenops temibilis</i>	238
<i>Saphrys rusticana</i>	251
<i>Scytodes globula</i>	328
<i>Steatoda grossa</i>	405
<i>Steatoda nobilis</i>	540
<i>Zygiella x-notata</i>	181
Total	3101

Evaluación de modelos generados

Los resultados del rendimiento predictivo de los modelos indicaron valores de AUC e índices de Boyce superiores a 0.7 en todos los casos (Tabla 2).

Tabla 2. Resumen del rendimiento predictivo de los modelos de nicho ecológico de las especies.

Especie	AUC	BOYCE
<i>Ariadna maxima</i>	0.943	0.737
<i>Dysdera crocata</i>	0.945	0.774
<i>Loxosceles laeta</i>	0.874	0.786
<i>Menemerus semilimbatus</i>	0.939	0.787
<i>Misumenops temibilis</i>	0.897	0.767
<i>Saphrys rusticana</i>	0.881	0.706
<i>Scytodes globula</i>	0.932	0.727
<i>Steatoda grossa</i>	0.926	0.782
<i>Steatoda nobilis</i>	0.913	0.823
<i>Zygiella x-notata</i>	0.895	0.758

Comportamiento de los nichos

Contribuciones porcentuales y probabilidad de presencia estimada porcentual

Para las especies de arañas nativas las 3 variables bioclimáticas con mayor contribución son, en primer lugar, la temperatura media anual seguido por la temperatura estacional y, en tercer lugar, la precipitación anual (Fig 1).

Para las especies de arañas exóticas, las 3 variables bioclimáticas con mayor contribución son: 1) la temperatura media anual; 2) la temperatura estacional, y 3) la isothermalidad (Fig 2).

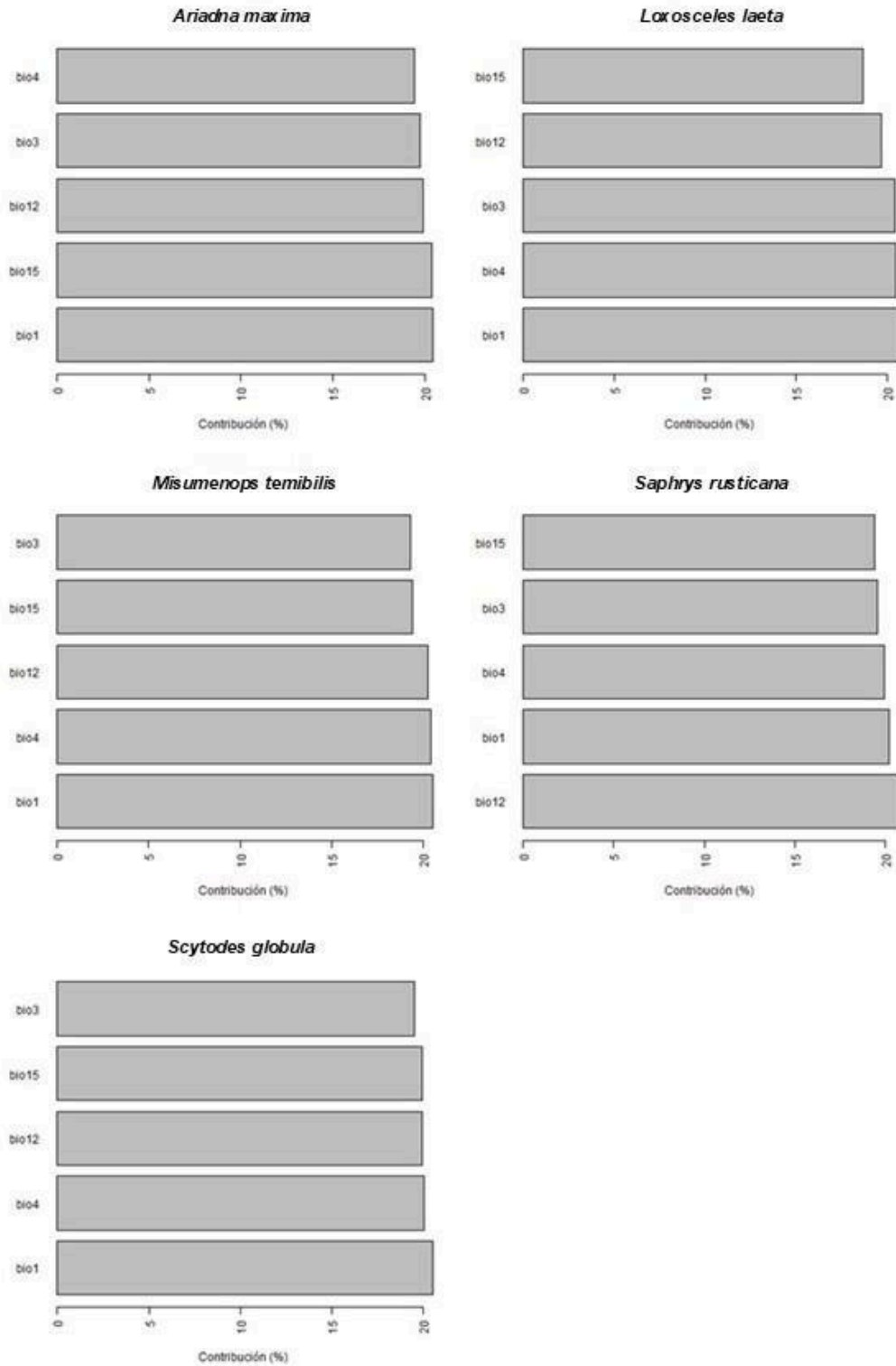
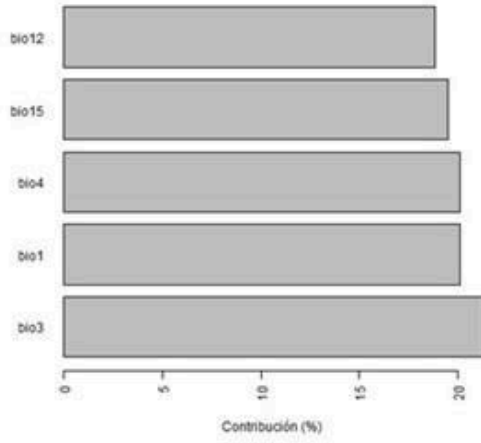
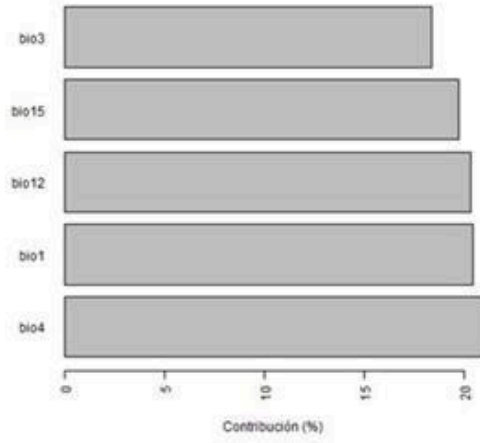


Figura 1. Contribución (%) relativa de cada variable bioclimática utilizada para la ejecución de los modelos de las especies de arañas nativas de estudio.

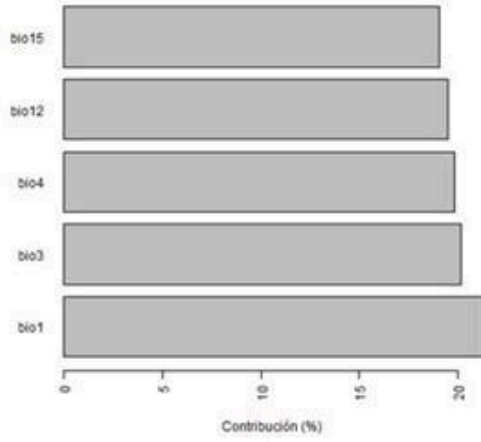
Dysdera crocata



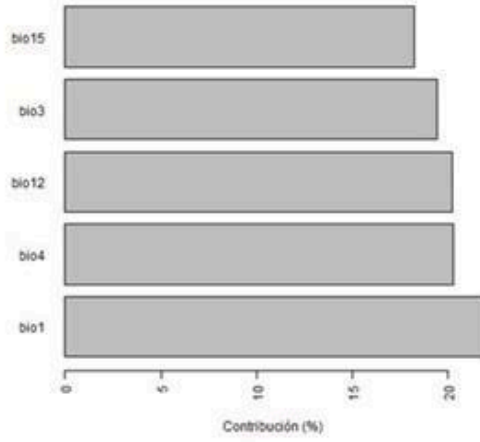
Menemerus semilimbatus



Steatoda grossa



Steatoda nobilis



Zygiella z-notata

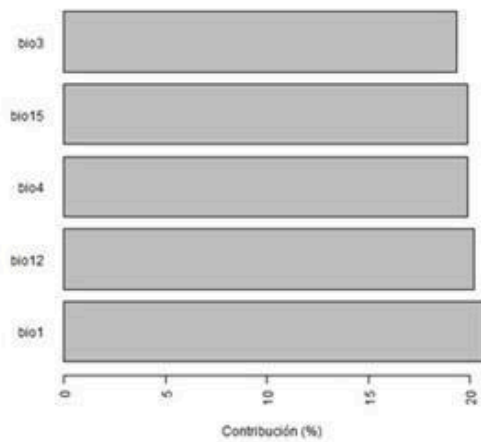


Figura 2. Contribución (%) relativa de cada variable bioclimática utilizada para la ejecución de los modelos de las especies de arañas nativas de estudio.

Solapamiento de nicho

Análisis de componentes principales (PCA)

Para los análisis de componentes principales entre especies, existen seis casos donde la varianza acumulada es significativa ($PC > 70\%$), los cuales son: *Steatoda nobilis* con *Ariadna maxima* y *Saphrys rusticana*, *Zygiella x-notata* con *Ariadna maxima*, *Misumenops temibilis*, *Saphrys rusticana* y *Scytodes globula* (Figs. 6 y 7). Para el resto de los casos, la varianza acumulada solo presenta valores moderados ($60\% < PC < 70\%$) (Figs. 3, 4, 5, 6 y 7).

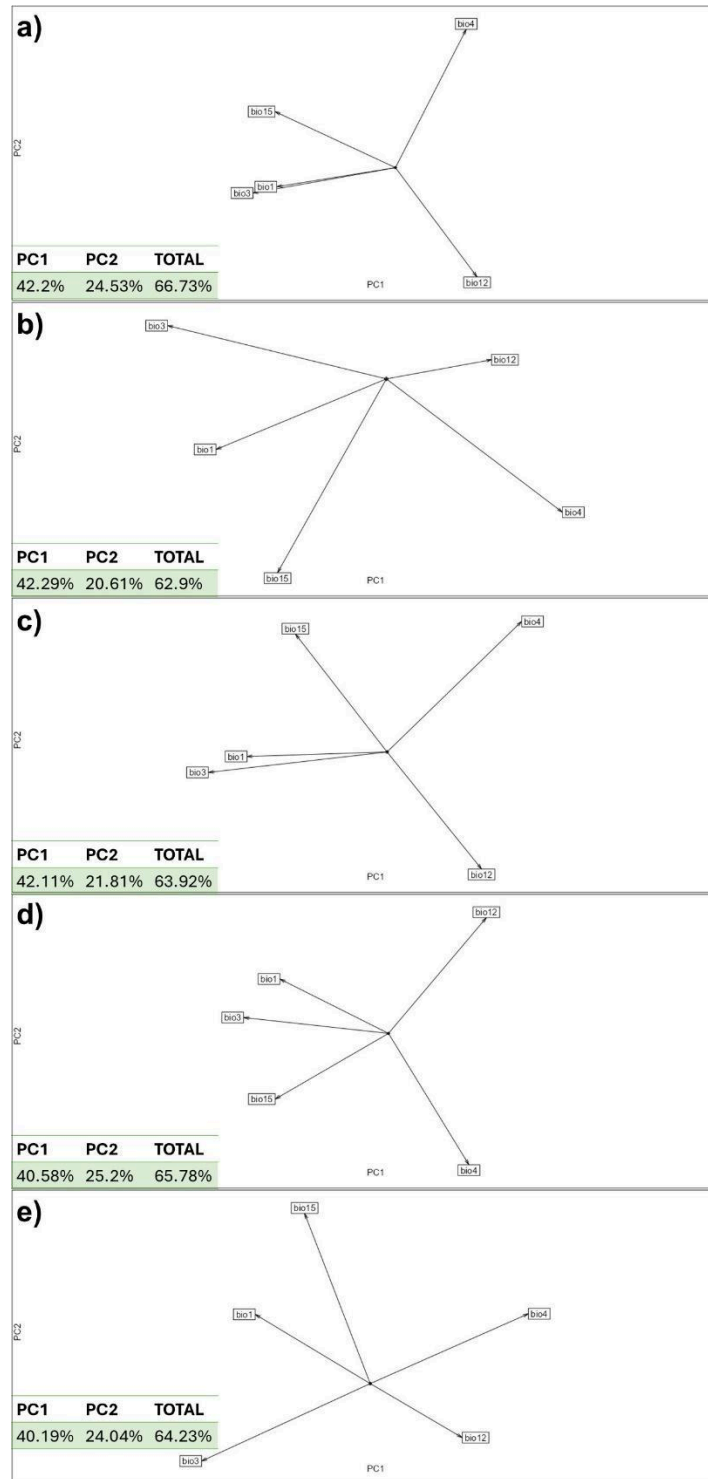


Figura 3. Análisis de componentes principales para *Dysdera crocata* junto a: (a) *Ariadna maxima*, (b) *Loxosceles laeta*, (c) *Misumenops temibilis*, (d) *Saphrys rusticana* y (e) *Scytodes globula*.

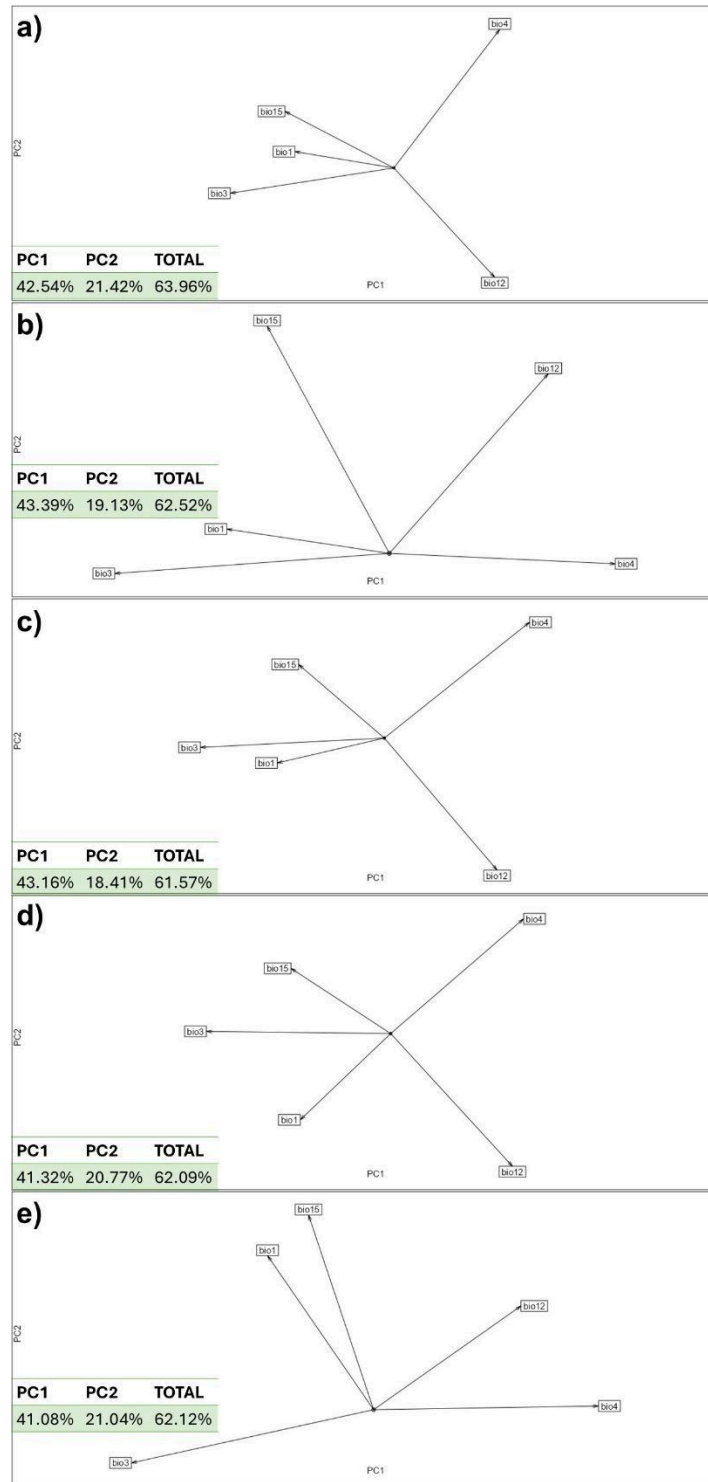


Figura 4. Análisis de componentes principales para *Menemerus semilimbatus* junto a: (a) *Ariadna maxima*, (b) *Loxosceles laeta*, (c) *Misumenops temibilis*, (d) *Saphrys rusticana* y (e) *Scytodes globula*.

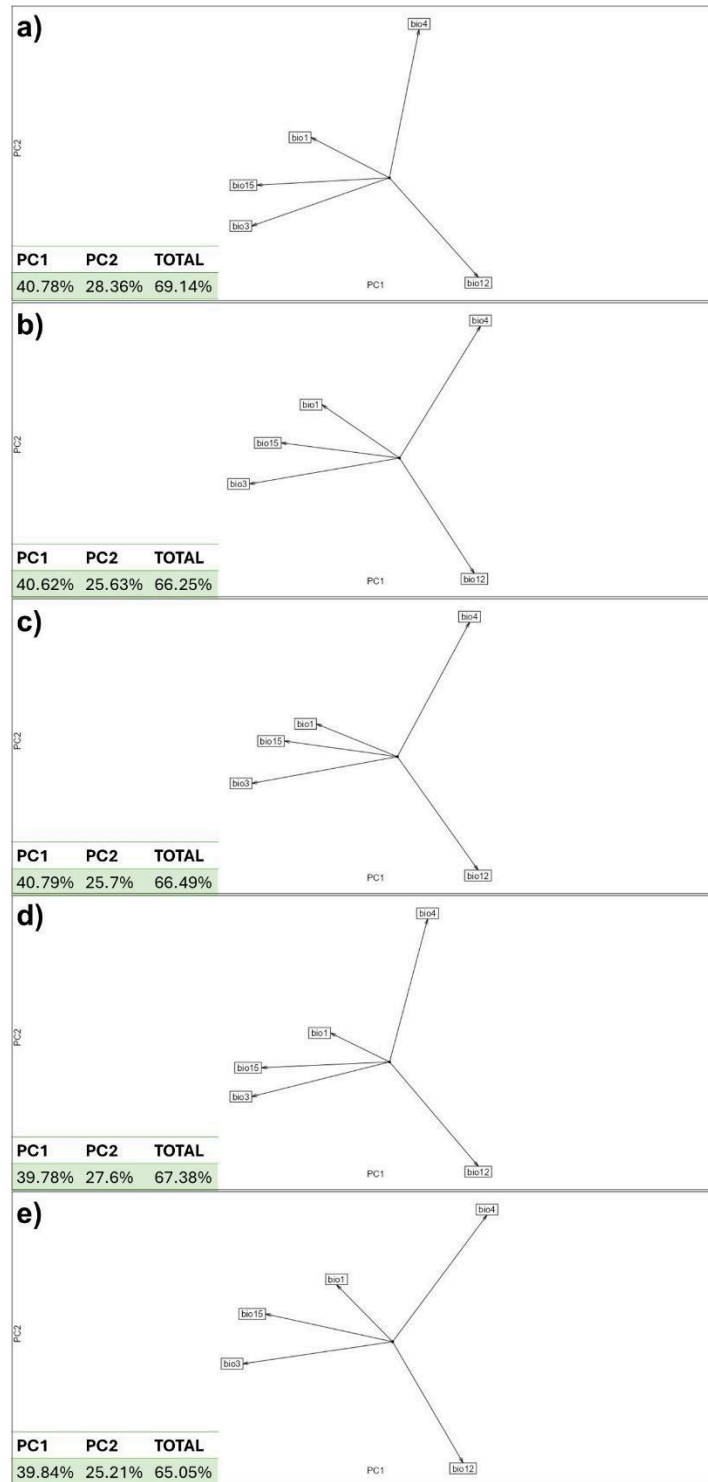


Figura 5. Análisis de componentes principales para *Steatoda grossa* junto a: (a) *Ariadna maxima*, (b) *Loxosceles laeta*, (c) *Misumenops temibilis*, (d) *Saphrys rusticana* y (e) *Scytodes globula*.

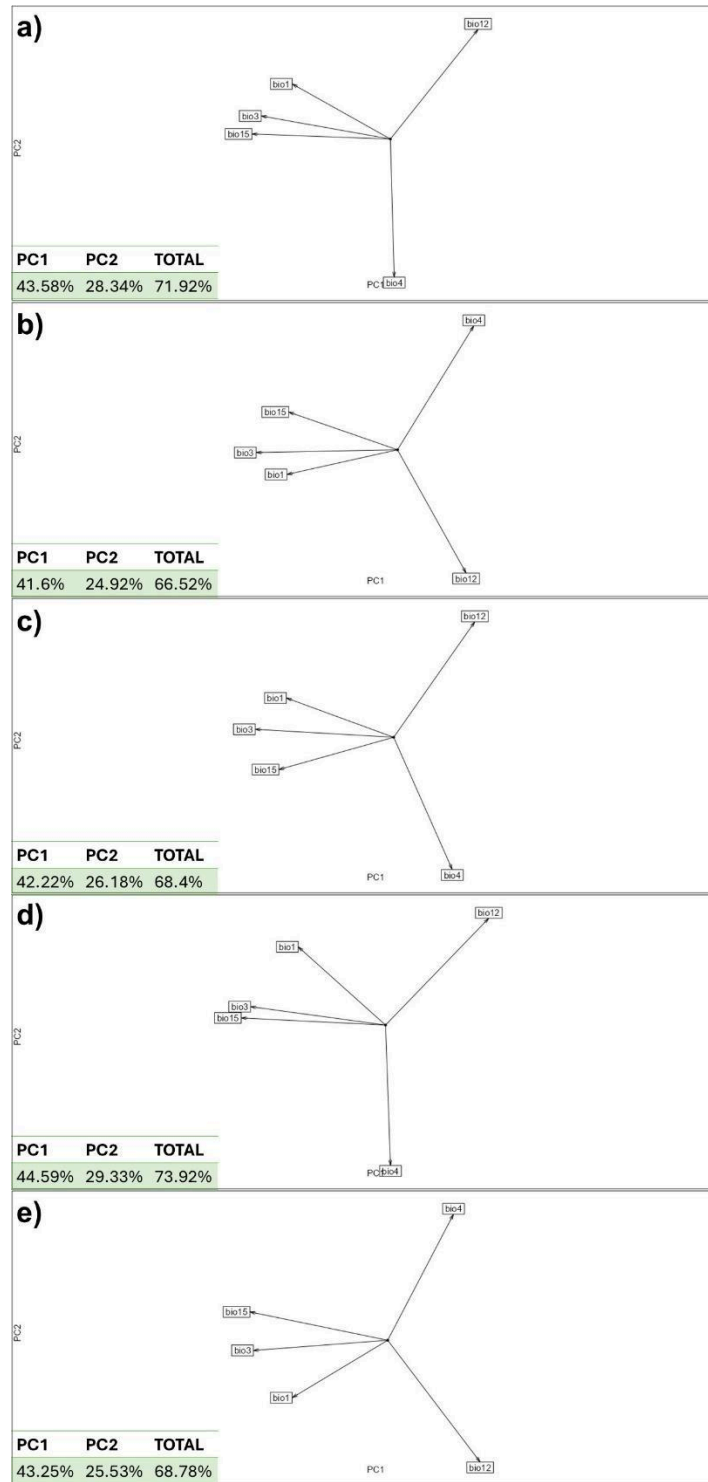


Figura 6. Análisis de componentes principales para *Steatoda nobilis* junto a: (a) *Ariadna maxima*, (b) *Loxosceles laeta*, (c) *Misumenops temibilis*, (d) *Saphrys rusticana* y (e) *Scytodes globula*.

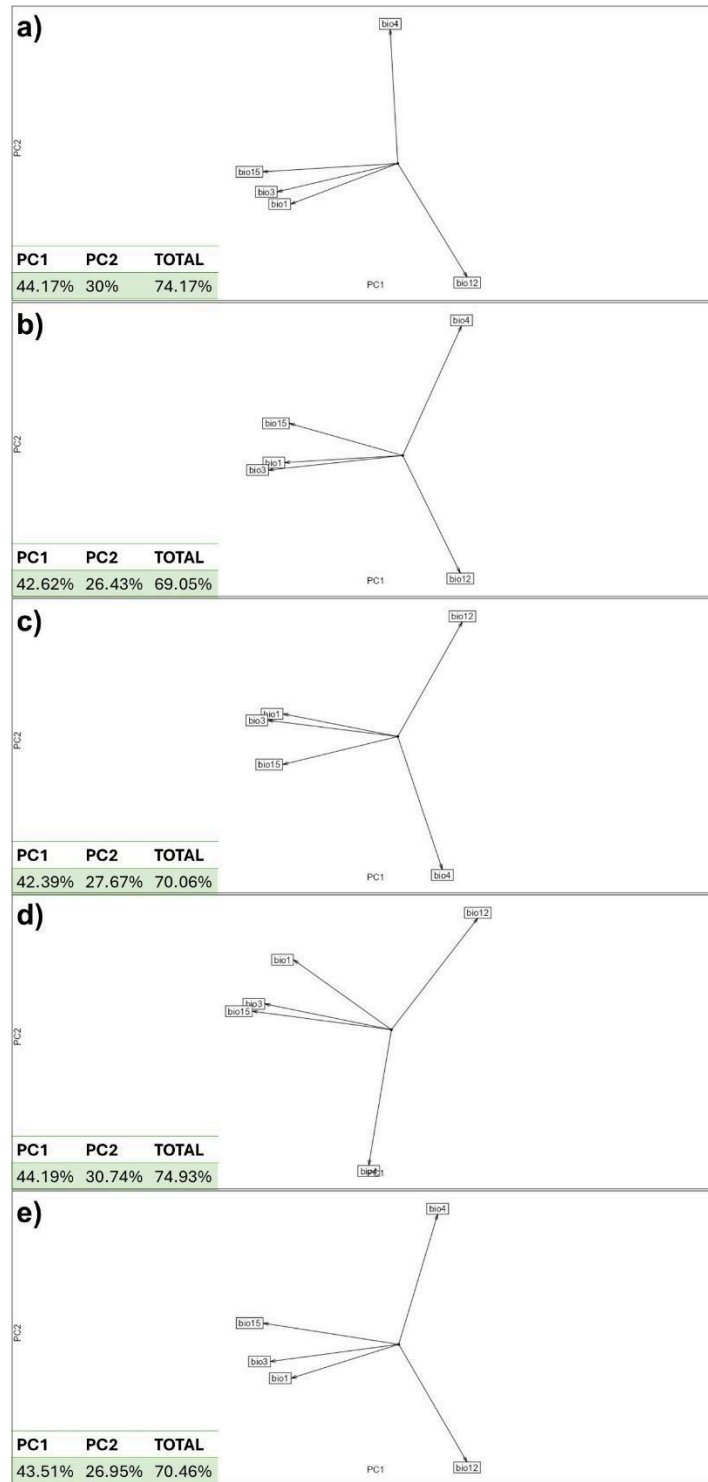


Figura 7. Análisis de componentes principales para *Zygiella x-notata* junto a: (a) *Ariadna maxima*, (b) *Loxosceles laeta*, (c) *Misumenops temibilis*, (d) *Saphrys rusticana* y (e) *Scytodes globula*.

Solapamiento de distribuciones

En la Tabla 3, las especies de arañas exóticas que presentan un mayor porcentaje de áreas solapadas con las especies nativas de mayor a menor son: *Steatoda nobilis*, *S. grossa*, *Zygiella x-notata*, *Menemerus semilimbatus* y por último *Dysdera crocata*. Además, las especies nativas que presentan un mayor porcentaje de áreas solapadas con las especies exóticas de mayor a menor son: *Ariadna maxima*, *Loxosceles laeta*, *Misumenops temibilis*, *Scytodes globula* y por último *Saphrys rusticana*.

Tabla 3. Porcentaje de áreas solapadas entre especies de arañas exóticas y especies de arañas nativas.

		Arañas nativas				
		<i>Ariadna maxima</i>	<i>Loxosceles laeta</i>	<i>Misumenops temibilis</i>	<i>Saphrys rusticana</i>	<i>Scytodes globula</i>
A r a ñ a s e x ó t i c a s	<i>Dysdera crocata</i>	49.09%	63.97%	47.9%	38.52%	45.77%
	<i>Menemerus semilimbatus</i>	46.92%	53.81%	44.81%	38.58%	64.20%
	<i>Steatoda grossa</i>	69.21%	67.52%	62.61%	59.89%	60.08%
	<i>Steatoda nobilis</i>	74.54%	60.79%	71.93%	63.84%	56.93%
	<i>Zygiella x-notata</i>	68.94%	52.12%	52.62%	54.15%	47.82%

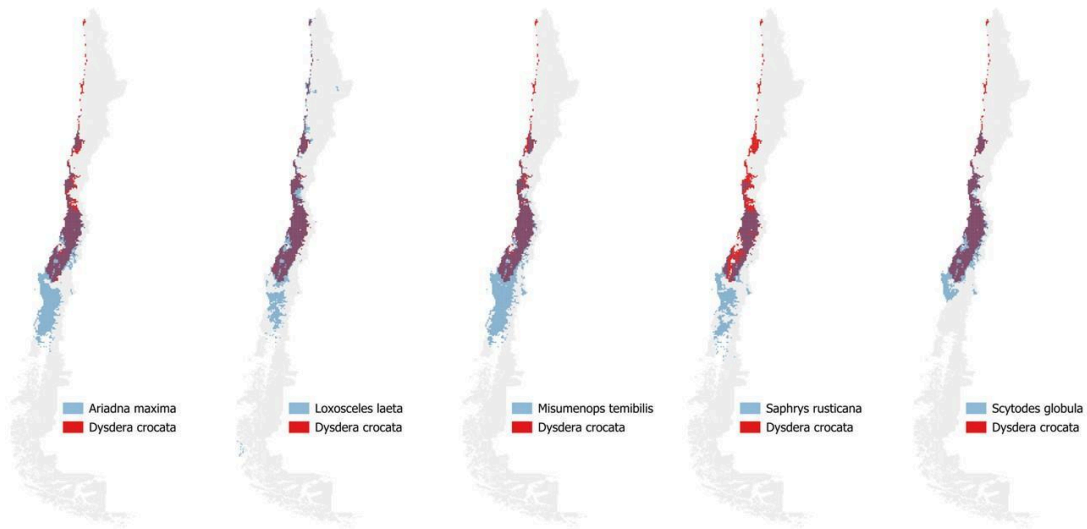


Figura 8. Solapamiento de distribuciones entre *Dysdera crocata* y cinco especies de arañas nativas.

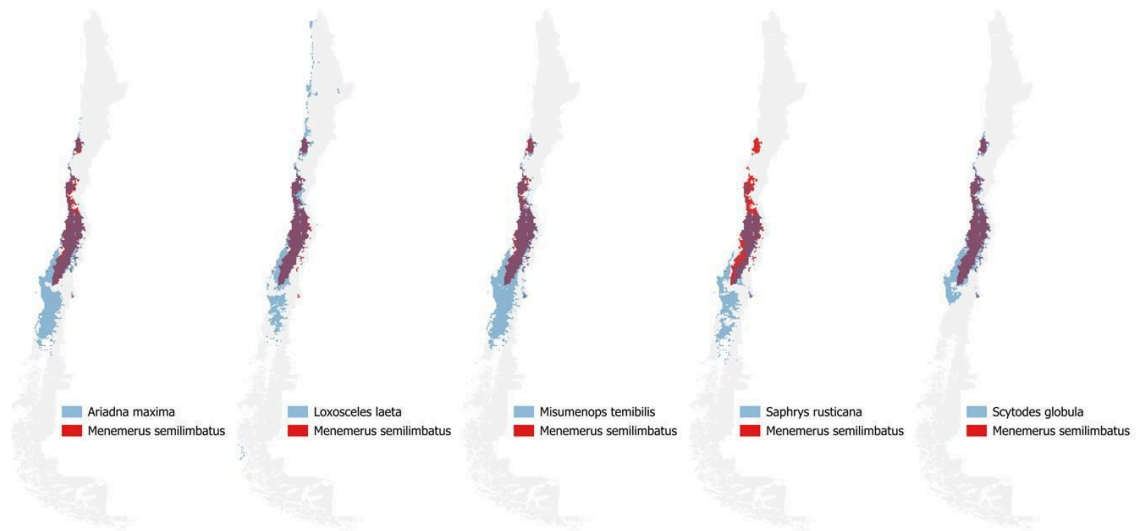


Figura 9. Solapamiento de distribuciones entre *Menemerus semilimbatus* y cinco especies de arañas nativas.

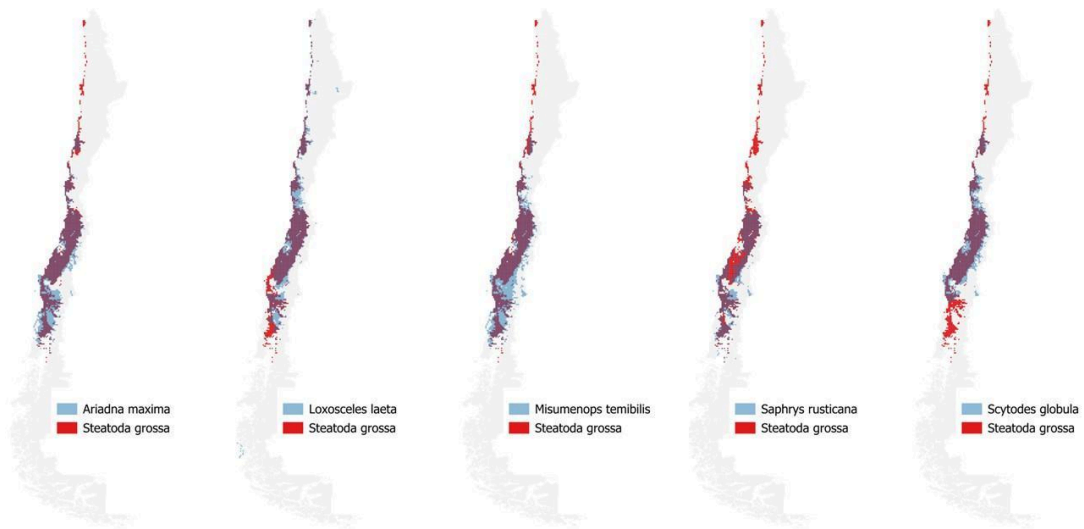


Figura 10. Solapamiento de distribuciones entre *Steatoda grossa* y cinco especies de arañas nativas.

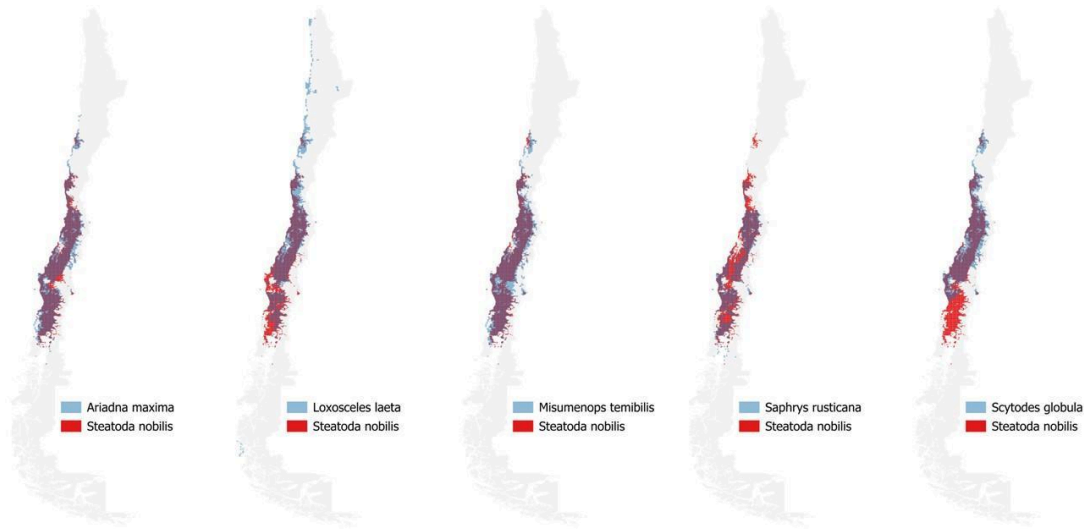


Figura 11. Solapamiento de distribuciones entre *Steatoda nobilis* y cinco especies de arañas nativas.

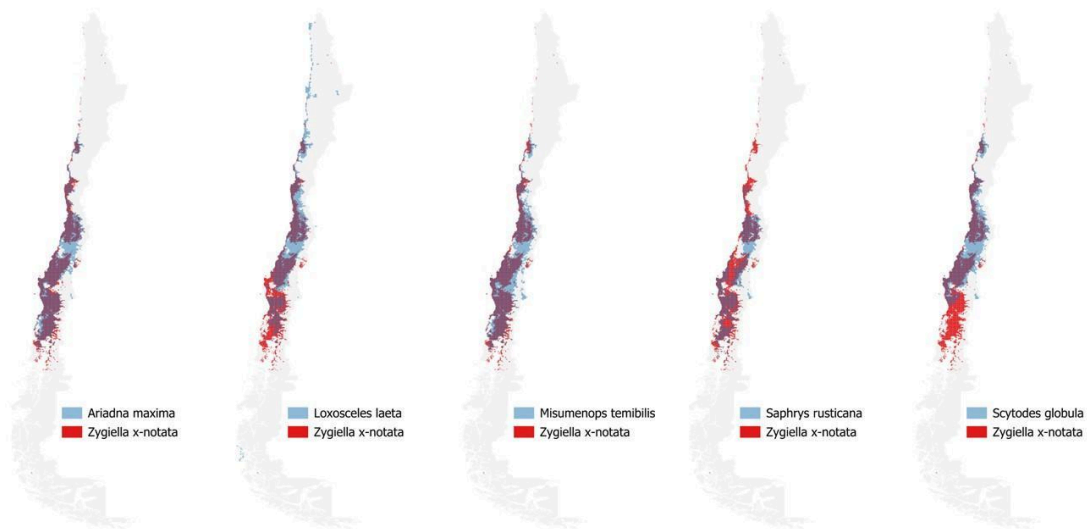


Figura 12. Solapamiento de distribuciones entre *Zygiella x-notata* y cinco especies de arañas nativas.

Índice de equivalencia y prueba de similaridad

En la tabla 4, las especies de arañas exóticas que presentan un mayor índice de equivalencia con las nativas de mayor a menor son: *Steatoda nobilis*, *S. grossa*, *Dysdera crocata*, *Menemerus semilimbatus* y finalmente *Zygiella x-notata*. Además, las especies de arañas nativas que presentan un mayor índice de equivalencia con las exóticas de mayor a menor son: *Scytodes globula*, *Ariadna maxima*, *Loxosceles laeta*, *Menemerus semilimbatus* y finalmente *Saphrys rusticana*.

Tabla 4. Índice de equivalencia entre especies de arañas exóticas y nativas.

		Arañas nativas				
		<i>Ariadna maxima</i>	<i>Loxosceles laeta</i>	<i>Misumenops temibilis</i>	<i>Saphrys rusticana</i>	<i>Scytodes globula</i>
A ra ña s e x ó ti c a s	<i>Dysdera crocata</i>	0.39	0.73	0.43	0.39	0.55
	<i>Menemerus semilimbatus</i>	0.34	0.72	0.42	0.36	0.59
	<i>Steatoda grossa</i>	0.69	0.58	0.64	0.47	0.6
	<i>Steatoda nobilis</i>	0.69	0.49	0.72	0.69	0.67
	<i>Zygiella x-notata</i>	0.61	0.15	0.43	0.54	0.34

Para la prueba de similaridad, la mayoría de las especies entre ellas indicaron resultados significativos ($p < 0.05$), a excepción de la relación entre *Loxosceles laeta* y *Zygiella x-notata* ($p = 0.27723$) (Tabla 5).

Tabla 5. Resumen de la prueba de similaridad.

		Arañas nativas				
		<i>Ariadna maxima</i>	<i>Loxosceles laeta</i>	<i>Misumenops temibilis</i>	<i>Saphrys rusticana</i>	<i>Scytodes globula</i>
A ra ña s e x ó ti c a s	<i>Dysdera crocata</i>	0.0297*	0.0099*	0.0099*	0.0099*	0.0099*
	<i>Menemerus semilimbatus</i>	0.0297*	0.0099*	0.0198*	0.0099*	0.0099*
	<i>Steatoda grossa</i>	0.0099*	0.0099*	0.0099*	0.0099*	0.0297*
	<i>Steatoda nobilis</i>	0.0099*	0.0099*	0.0099*	0.0099*	0.0198*
	<i>Zygiella x-notata</i>	0.0198*	0.27723	0.0198*	0.0099*	0.0099*

Modelos de la distribución de las especies en escenarios futuros

Para el escenario spp126 en el año 2040, ninguna especie presenta una ganancia de áreas. En cuanto a las especies con porcentajes mayores de áreas pérdidas son *Steatoda nobilis*, *S. grossa* y *Menemerus semilimbatus* (Tabla 6). Para el escenario spp126 en el año 2100, solo *Steatoda nobilis* presenta una ganancia de área, las especies con porcentajes mayores de áreas pérdidas son *Dysdera crocata*, *Steatoda grossa* y *Zygiella x-notata* (Tabla 6).

Para el escenario spp585 en el año 2040, las especies con mayor porcentaje de ganancia de áreas son *Steatoda grossa*, *Dysdera crocata* y *Zygiella x-notata*, para las especies con mayor pérdidas de áreas son *Menemerus semilimbatus* y *Steatoda nobilis* (Tabla 7). Para el escenario spp585 en el año 2100, las especies con mayor ganancia de áreas son *Menemerus semilimbatus* y *Zygiella x-notata*,

las especies con mayor pérdida de áreas son *Steatoda grossa*, *Steatoda nobilis* y *Dysdera crocata* (Tabla 7).

De manera general sumando las ganancias de áreas proyectadas, en el año y escenario donde más se gana área es el 2040 SPP585, seguido por 2100 SPP585, en tercer lugar 2040 SPP126 y finalmente 2100 SPP126 (Tabla 6 y 7).

Tabla 6. Porcentaje de ganancia de áreas proyectadas al futuro en el escenario spp126.

	2040	2100
<i>Dysdera crocata</i>	-6.60%	-13.69%
<i>Menemerus semilimbatus</i>	-26.25%	-12.03%
<i>Steatoda grossa</i>	-23.09%	-23.09%
<i>Steatoda nobilis</i>	-22.09%	1.20%
<i>Zygiella x-notata</i>	-6.51%	-35.48%

Tabla 7. Porcentaje de ganancia de áreas proyectadas al futuro en el escenario spp585.

	2040	2100
<i>Dysdera crocata</i>	14%	-29.74%
<i>Menemerus semilimbatus</i>	-5.35%	15.37%
<i>Steatoda grossa</i>	38.28%	-2.92%
<i>Steatoda nobilis</i>	-30.60%	-20.67%
<i>Zygiella x-notata</i>	5.07%	8.16%

Distribución proyectada para las especies exóticas

En todas las proyecciones futuras y para todos los años considerados, las especies exóticas muestran una marcada tendencia a concentrarse en la zona centro del país, expandiendo su rango dentro de esa misma área. Algunas de estas especies también presentan desplazamientos hacia la zona centro-sur y en dirección a la cordillera (Figs. 13-17).

Específicamente, *Dysdera crocata* y *Steatoda grossa* incrementan su distribución en la costa centro y norte del país bajo todos los escenarios analizados (Figs. 13 y 15), mientras que *Zygiella x-notata* muestra una tendencia a desplazarse hacia el sur (Fig. 17). En términos generales, ninguna de las especies estudiadas extiende su distribución hacia la zona austral ni hacia el extremo norte del país, con excepción de aquellas que logran hacerlo en las áreas costeras.

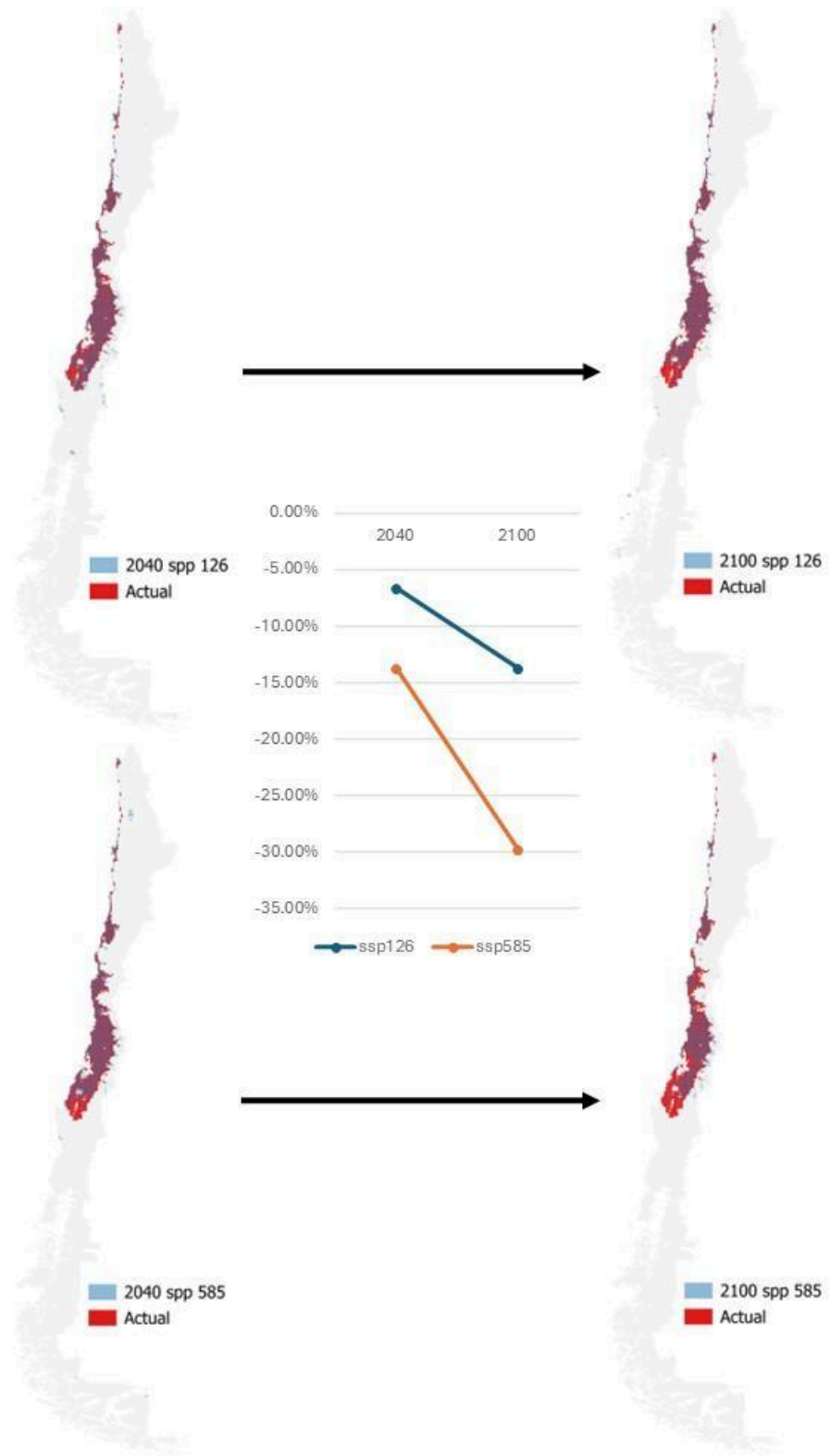


Figura 13. Ganancia de áreas proyectadas para el futuro de *Dysdera crocata* para los escenarios ssp126 y ssp585.

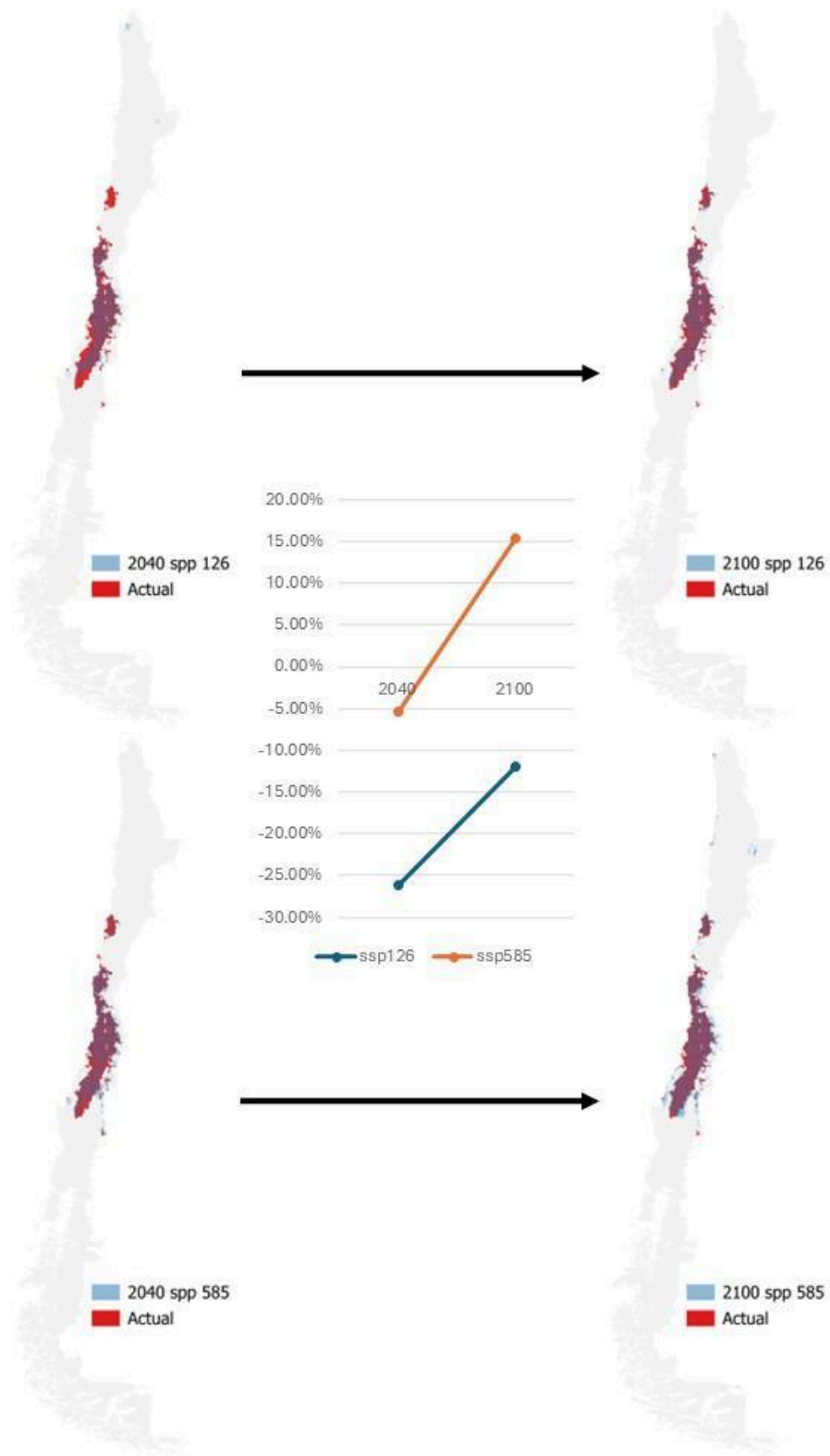


Figura 14. Ganancia de áreas proyectadas para el futuro de *Menemerus semilimbatus* para los escenarios spp126 y spp585.

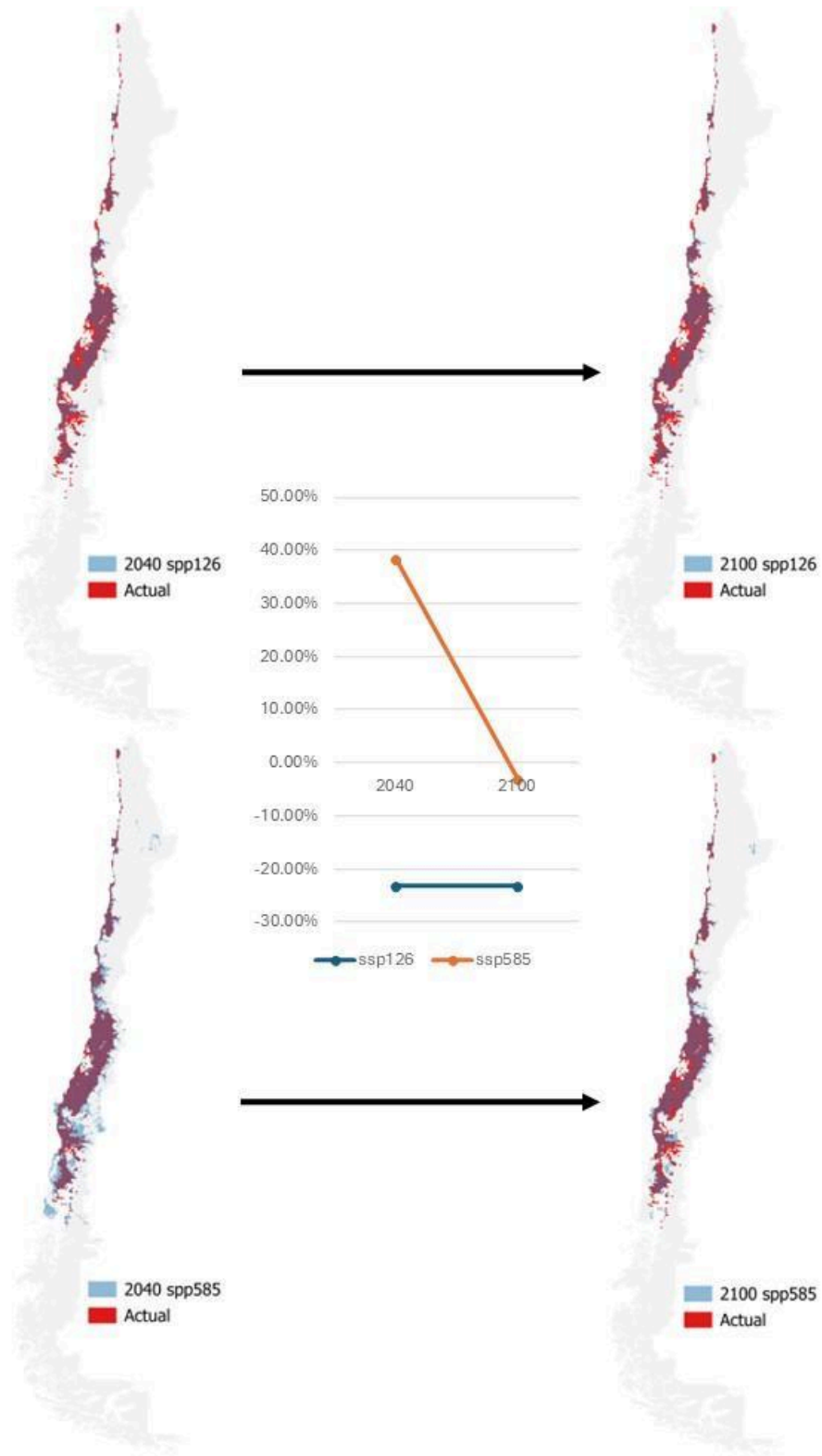


Figura 15. Ganancia de áreas proyectadas para el futuro de *Steatoda grossa* para los escenarios ssp126 y ssp585.

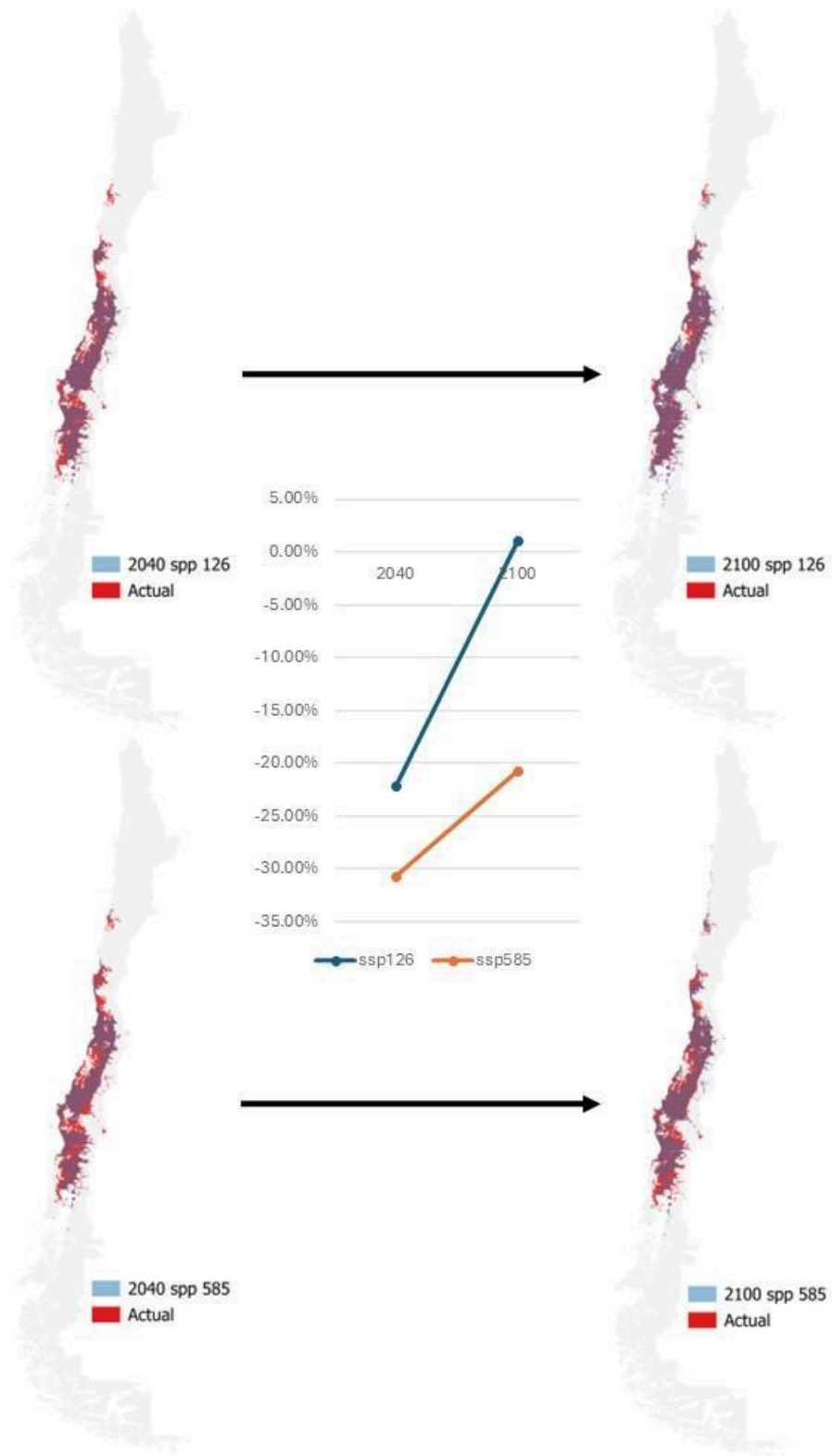


Figura 16. Ganancia de áreas proyectadas para el futuro de *Steatoda nobilis* para los escenarios spp126 y spp585.

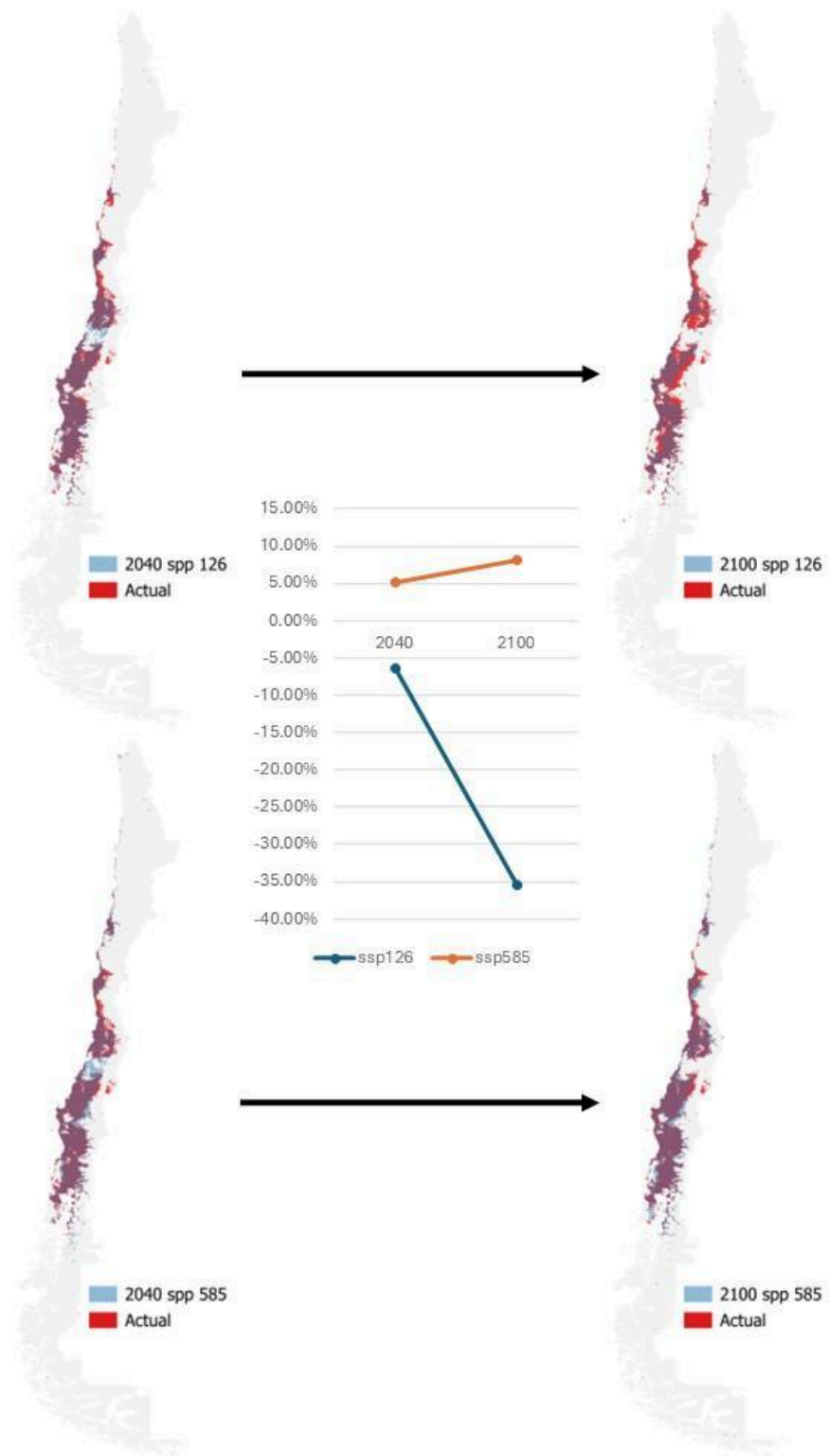


Figura 17. Ganancia de áreas proyectadas para el futuro de *Zygiella x-notata* para los escenarios spp126 y spp585.

DISCUSIÓN

Este es el primer estudio llevado a cabo en Chile donde se evaluó el potencial invasor de las especies de arañas exóticas presentes en el territorio continental y el solapamiento de nicho con las especies nativas, lo que sugiere una posible competencia entre ellas. Además, se analiza el impacto del cambio climático en la distribución de ambos grupos de arañas.

Los resultados indican que existe una posible competencia entre las arañas exóticas y nativas, ya que el solapamiento de nicho es alto (>50%) y por lo tanto, pueden estar compitiendo por los microhábitats y las presas. Esto puede estar determinado porque ambos grupos de especies de arañas requieren similares condiciones climáticas (Silveira et al., 2024).

Según los modelos obtenidos, la temperatura es el componente climático principal para todas las arañas exóticas, al igual que para las nativas, pero con la diferencia de que en algunas especies nativas la precipitación es más importante. Por ello, las condiciones climática no son un limitante a la expansión de las especies exóticas (Silveira et al., 2024).

En relación con los estudios sobre las preferencias ambientales de las arañas incluidas en esta investigación, se observa que, en el caso de las especies exóticas, solo existen antecedentes para *Dysdera crocata* y *Steatoda nobilis*, las cuales están asociadas a ambientes cálidos (Hambler, 2020; Sepúlveda et al., 2014). Por otro lado, en cuanto a las especies nativas, solo hay información disponible para *Loxosceles laeta* y *Scytodes globula*, que también muestran una preferencia por temperaturas cálidas (Alfaro et al., 2013).

Se observa un notable solapamiento entre las especies de arañas nativas y exóticas, tanto en sus nichos tróficos como en los hábitats que utilizan y su distribución geográfica. Un estudio realizado en América del Norte evidenció el cambio en la distribución geográfica de un coccinélido exótico a lo largo del tiempo, este trabajo mostró cómo dicha especie logró ocupar los mismos rangos de distribución que un coccinélido nativo, reduciendo gradualmente su abundancia hasta desplazarlo y limitarlo a unas pocas áreas específicas (Petersen y Losey,

2024). De manera similar, se espera que las especies de arañas exóticas puedan restringir la distribución de las arañas nativas y, eventualmente, desplazarlas.

Las especies analizadas en este estudio suelen estar asociadas a entornos urbanos (Beninde et al., 2023; Dugon et al., 2017; Kempf et al., 2021; Manolis y Carmichael, 2010; Marples y Marples, 1971; Roberts, 1995; Stabus et al., 2018; Van Keer et al., 2010). Es interesante mencionar que, dado que son especies urbanas, los propios humanos crean condiciones microclimáticas dentro de las ciudades que pueden reducir el efecto del cambio climático (Gentili et al., 2024). Por ejemplo, los edificios proporcionan zonas confortables en cuanto a temperatura y precipitación (Liedl et al., 2012). Este factor, en relación con el estudio de Nelsen *et al.* (2024), sugiere que su presencia prolongada en ciudades podría tener un impacto negativo en la diversidad de arañas nativas.

Considerando que los resultados de los modelos muestran un evidente solapamiento entre las arañas exóticas, sería crucial en futuros análisis observar el comportamiento de las especies de arañas en su hábitat natural, con el fin de obtener resultados más precisos y evaluar nuevas variables. Como es mencionado en la IPBES (2023), las especies exóticas invasoras son un importante impulsor directo del cambio y causan pérdida de biodiversidad, incluidas extinciones de especies locales y globales. Por esta razón, tal como se ha documentado a nivel local con otras especies de artrópodos (Grez et al. 2016; Morales 2007; Smith-Ramírez et al. 2014), la fauna nativa de arañas puede verse amenazada. Sin embargo, la fauna nativa de arañas no es la única que se ve afectada, es importante recordar que las arañas son depredadores eficaces de artrópodos (Nyffeler y Birkhofer, 2017). Por lo tanto, en futuras investigaciones, también debería evaluarse el impacto en las poblaciones de insectos nativos.

Las especies de arañas nativas pueden ser especialmente vulnerables frente a la presencia de arañas exóticas. En Chile, se han registrado 19 especies de arañas clasificadas en categorías de conservación (MMA, 2024). Es relevante destacar que ninguna de las especies analizadas en este estudio forma parte de ese catálogo. Este hecho es crucial, ya que el solapamiento con las especies exóticas

podría, eventualmente, ocasionar un declive en las poblaciones de arañas nativas, además de restringir o desplazar sus rangos de distribución.

Por otro lado, las proyecciones futuras indican que las especies de arañas exóticas presentan respuestas generalmente similares, dado que están influenciadas por las mismas variables ambientales. En todos los casos, se observa una pérdida de hábitat, aunque esta varía en magnitud dependiendo de la especie.

En términos generales, las áreas de ganancia y pérdida de las arañas exóticas, según lo predicho por los modelos, no son extensas, lo que sugiere que gran parte de su distribución actual se conservará en el futuro bajo diferentes escenarios de cambio climático. Debido a que son especies con hábitos urbanos, es posible que el microclima de las ciudades y de las construcciones humanas puedan favorecer su supervivencia (Lowe et al., 2016).

Las proyecciones climáticas sugieren que las menores pérdidas en la distribución de especies se presentan en escenarios de mayores emisiones. Para el periodo 2080-2099, las proyecciones de precipitación indican que las regiones del extremo norte y sur de Chile no experimentarían cambios significativos bajo los escenarios SSP126 y SSP585. En términos de temperatura, la zona austral permanecería relativamente estable, mientras que en el extremo norte se proyecta un aumento de 2 °C bajo SSP126. En el caso del escenario SSP585, se espera un incremento de 5-6 °C en el extremo norte y de 3 °C en la zona austral. Por otro lado, en el escenario SSP585, las precipitaciones en la zona centro y sur disminuirían drásticamente, alcanzando hasta un -40% de cambio, mientras que la temperatura aumentaría 4 °C (Salazar et al., 2024). Esta área, una de las más afectadas por el cambio climático (Araya-Osses et al., 2020), la que alberga la mayor biodiversidad del país y una alta riqueza de especies exóticas (PNUD, 2017a). Además, las especies nativas de esta región son particularmente vulnerables a los efectos del cambio climático (Bambach et al., 2013), lo que podría favorecer la invasión de arañas exóticas (Kumschick et al., 2011).

El cambio climático no parece ser un factor determinante en la distribución de estas arañas. En el caso de las arañas exóticas, se ha observado que están estrechamente vinculadas a zonas urbanizadas y tienen una notable capacidad para colonizar rápidamente áreas afectadas por perturbaciones antrópicas (Malumbres-Olarte et al., Nentwig y Kobelt, 2010; 2014; Pétilion et al., 2020). Conjunto a esto, los factores de origen humano, como los cambios en el uso del suelo y el incremento del comercio global, pueden potenciar aún más su invasión, ampliando de manera significativa su rango de distribución (Hulme, 2017). Por lo cual, pueden ser variables más interesantes de estudiar en las arañas y aplicarlas en futuros modelos.

CONCLUSIÓN

Este estudio evalúa por primera vez el impacto de las arañas exóticas en Chile, analizando el solapamiento de nichos con especies nativas y escenarios futuros de cambio climático. Los resultados muestran coincidencias significativas en nichos tróficos, uso de microhábitats y distribución actual, mientras que los escenarios climáticos no parecen ser un factor determinante en estas arañas. El trabajo subraya lagunas de conocimiento e insta a realizar estudios biológicos y ecológicos que exploren factores como propagación, competencia, depredación de artrópodos nativos y efectos del impacto humano en el éxito de las invasiones.

BIBLIOGRAFÍAS Y REFERENCIAS

Alfaro, C., Veloso, C., Torres-Contreras, H., Solís, R. y Canals, M. (2013). Thermal niche overlap of the spider of the nook *Loxosceles laeta* (Araneae; Sicariidae) and its possible predator, the tiger spider *Scytodes globula* (Scytodidae). *Journal of Thermal Biology*, (38): 502-507.

Araya-Osses, D., Casanueva, A., Román-Figueroa, C., Uribe, J. M. y Paneque, M. (2020). Climate change projections of temperature and precipitation in Chile based on statistical downscaling. *Climate Dynamics*, 54: 4309-4330.

Bambach, N., Meza, F. J., Gilabert, H. y Miranda, M. (2013). Impacts of climate change on the distribution of species and communities in the Chilean Mediterranean ecosystem. *Regional Environmental Change*, 13: 1245-1257.

Beninde, J., Vendetti, J. y Shaffer, H. (2023). Biodiversity in a box: three non-native invertebrates preferentially find refugia in green space management infrastructure across urban Los Angeles. *Biological Invasions*, 1-8.

Blandenier, G., Bruggisser, O. T. y Bersier, L. F. (2014). Do spiders respond to global change? A study on the phenology of ballooning spiders in Switzerland. *Ecoscience*, 21: 79-95.

Branco, V. V. y Cardoso, P. (2020). An expert-based assessment of global threats and conservation measures for spiders. *Global Ecology and Conservation*, 24, e01290.

Brandt, E. E., Rosenthal, M. F. y Elias D. O. (2020). Complex interactions between temperature, sexual signals and mate choice in a desert-dwelling jumping spider. *Animal Behaviour*, 170: 81-87.

Brescovit, A. D. y Rheims, C. A. (2000). On the synanthropic species of the genus *Scytodes* Latreille (Araneae, Scytodidae) of Brazil, with synonymies and records of these species in other Neotropical countries. *Bulletin of the British Arachnological Society*, 11(8): 320-330.

Böttinger, M. y Kasang, D. (2021). The SPP Scenarios. Deutsches Klimarechenzentrum, DKRZ. Recuperado en <https://www.dkrz.de/en/communication/climate-simulations/cmip6-en/the-ssp-scenarios> [2024, 25 de abril].

Broennimann, O., Fitzpatrick, M.C., Pearman, P.B., Petitpierre, B., Pellissier, L., Yoccoz, N.G., Thuiller, W., Fortin, M.J., Randin, C., Zimmermann, N.E., Graham, C.H. y Guisan, A. (2012). Measuring ecological niche overlap from occurrence and spatial environmental data. *Global Ecology and Biogeography*, 21: 481-497.

Brown, A. y Houghton, D. (2020). "Effect of laboratory heat stress on mortality and web mass of the common house spider, *Parasteatoda tepidariorum* (Koch 1841) (Araneae: Theridiidae)." *The Great Lakes Entomologist*, 52: 111-116.

Cabrera, A. y Willink, A. (1973). *Biogeografía de América Latina*. Monografía 13, Serie de Biología, OEA, Washington, D.C.

Chapman, D. S., Scalone, R., Štefanić, E. y Bullock, J. M. (2017). Mechanistic species distribution modeling reveals a niche shift during invasion. *Ecology*, 98(6), 1671-1680.

Chittka, L. y Schürkens, S. (2001). Successful invasion of a floral market. *Nature*, 411: 653–653.

Chuang, A., Deitsch, J. F., Nelsen, D. R., Sitvarin, M. I. y Coyle, D. R. (2023). The Jorō spider (*Trichonephila clavata*) in the southeastern US: an opportunity for research and a call for reasonable journalism. *Biological Invasions*, 25(1): 17-26.

Chuang, A. y Riechert, S. (2021). Personality shifts are inconsistent across two rapid range expansions of a non-native spider. *Animal Behaviour*, 173: 67-79.

Condro, A. A., Prasetyo, L. B., Rushayati, S. B., Santikayasa, I. P. y Iskandar, E. (2021). Predicting hotspots and prioritizing protected areas for endangered primate species in Indonesia under changing climate. *Biology*, 10(2): 154.

Coşar, İ. y Danişman, T. (2023). First record of the jumping spider *Menemerus animatus* O. Pickard-Cambridge, 1876 in Türkiye (Araneae: Salticidae). *Serket*, 19(3): 253-257.

Crall, A., Meyerson, L., Stohlgren, T., Jarnevich, C., Newman, G. y Graham, J. (2006). Show me the numbers: what data currently exist for non-native species in the USA?. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 4: 414-418.

de Luna, M., García-Barrios, R. y Torres-Arredondo, B. (2022). New state records of the woodlouse spider *Dysdera crocata* C. L. Koch, 1838 (Araneae: Dysderidae) in Mexico. *Revista Chilena de Entomología*, 48(2): 329-334.

de Tranaltes, C., Dunn, J., Martin, J. M. y Johnson, J. C. (2022). Siblicide in the city: the urban heat island accelerates sibling cannibalism in the black widow spider (*Latrodectus hesperus*). *Urban ecosystems*, 25: 305-312.

Deutsch, C. A., Tewksbury, J. J., Huey, R. B., Sheldon, K. S., Ghalambor, C. K., Haak, D. C. y Martin, P. R. (2008). Impacts of climate warming on terrestrial ectotherms across latitude. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105: 6668-6672.

Dinerstein, E., Olson, D., Graham, D., Webster A., Primm S., Bookbinder, M. y Ledec, G. (1995). Una evaluación del estado de conservación de las ecorregiones terrestres de América Latina y el Caribe. World Bank, Washington, D.C.

Dugon, M.M., Dunbar, J.P., Afoullouss, S., Schulte, J., McEvoy, A., English, M.J., Hogan, R., Ennis, C. y Sulpice, R. (2017). Occurrence, reproductive rate and identification of the non-native noble false widow spider *Steatoda nobilis* (Thorell, 1875) in Ireland. *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy*, 117B:77–89.

Early, R. y Sax, D. F. (2014). Climatic niche shifts between species' native and naturalized ranges raise concern for ecological forecasts during invasions and climate change. *Global ecology and biogeography*, 23(12): 1356-1365.

Elith, J. y Graham, C.H. (2009). Do they? how do they? why do they differ? on finding reasons for differing performances of species distribution models. *Ecography*, 32: 66–77.

Elith, J., Graham, C., Anderson, R., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R., Huettmann, F., Leathwick, J., Lehmann, A. Loiselle, B. A., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., Overton, J. McC., Peterson, A. T., Phillips, S. J., Richardson, K. S., Scachetti-Pereira, R., Schapire, R. E., Soberón, J., Williams, S., Wisz, M. S. y Zimmermann, N. E. (2006). Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 29:129–151.

Emery, J., Valentine, L., Hichen, Y. y Mitchel, N. (2021). Survival of an Extinct in the Wild skink from Christmas Island is reduced by an invasive centipede: implications for the future reintroductions. *Biol Invasions*, 23: 581-592.

Ferretti, N. E., Arnedo, M. y González, A. (2018). Impact of climate change on spider species distribution along the La Plata River basin, southern South America: projecting future range shifts for the genus *Stenoterommata* (Araneae, Mygalomorphae, Nemesiidae). In *Annales Zoologici Fennici*, 55: 123-133.

Foelix, R. (2011). *Biology of Spiders*. 3ed. Oxford University Press, Oxford. 419pp.

Gentili, R., Quaglini, L. A., Galasso, G., Montagnani, C., Caronni, S., Cardarelli, E. y Citterio, S. (2024). Urban refugia sheltering biodiversity across world cities. *Urban Ecosystems*, 27(1): 219-230.

Giroti, A. M. y Brescovit, A. D. (2018). The taxonomy of the American *Ariadna Audouin* (Araneae: Synspermiata: Segestriidae). *Zootaxa*, 4400(1): 1-114, 4438(3): 600.

Gong, X., Chen, Y., Wang, T., Jiang, X., Hu, X y Feng, J. (2020). Double-edged effects of climate change on plant invasions: Ecological niche modeling global distributions of two invasive alien plants. *Science of the Total Environment*, 740, 139933.

Grez, A., Zaviezo, T., Roy, H., Brown, P. y Bizama, G. (2016). Rapid spread of *Harmonia axyridis* in Chile and its effects on local coccinellid biodiversity. *Diversity and Distributions*, 22: 982-994.

Guisan, A. y Zimmermann, N. E. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135: 147-186.

Hambler, C. (2020). The 'Noble false widow' spider *Steatoda nobilis* is an emerging public health and ecological threat. *PCI Zool.*

Hann, S. (1990). Evidence for the displacement of an endemic New Zealand spider, *Latrodectus katipo* Powell by the South African species *Steatoda capensis* Hann (Araneae: Theridiidae), *New Zealand Journal of Zoology*, 17: 295-307.

Heikkinen, R.K., Marmion, M. y Luoto, M. (2012). Does the interpolation accuracy of species distribution models come at the expense of transferability? *Ecography*, 35: 276–288.

Hoffmann, A. A., Chown, S. L. y Clusella-Trullas, S. (2013). Upper thermal limits in terrestrial ectotherms: how constrained are they?. *Functional Ecology*, 27: 934-949.

Hulme, P. E. (2017). Climate change and biological invasions: evidence, expectations, and response options. *Biological Reviews*, 92(3): 1297-1313.

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

IPBES. (2023). Thematic Assessment Report on Invasive Alien Species and their Control of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Roy, H. E., Pauchard, A., Stoett, P., and Renard Truong, T. (eds.). IPBES secretariat, Bonn, Germany.

Jaksic, F. y Castro, S. (2014). *Invasiones Biológicas en Chile: Causas globales e impactos locales*. Ediciones UC, Santiago, 528 pp.

Jeschke, J. M. y Strayer, D. L. (2008). Usefulness of bioclimatic models for studying climate change and invasive species. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1134(1): 1-24.

Jiménez-Valverde, A. y Lobo, J.M. (2007). Threshold criteria for conversion of probability of species presence to either–or presence–absence. *Acta Oecologica*, 31: 361–369.

Kass, J.M., Pinilla-Buitrago, G.E., Paz, A., Johnson, B.A., Grisales-Betancur, V., Meenan, S.I., Attali, D., Broennimann, O., Galante, P.J., Maitner, B.S., Owens, H.L., Varela, S., Aiello-Lammens, M.E., Merow, C., Blair, M.E. y Anderson R.P. (2022). wallace 2: a shiny app for modeling species niches and distributions redesigned to facilitate expansion via module contributions. *Ecography*, 2023(3): e06547.

Kempf, J., Adams, B. y Brown, B. (2021) Urban spider diversity in Los Angeles assessed using a community science approach. *Urban Nat*, 40:1-10.

Kenis, M., Auger-Rozenberg, M., Roques, A., Timms, L., Péré, C., Cock, M., Settele, J., Augustin, S. y Lopez-Vaamonde, C. (2009). Ecological effects of invasive alien insects. *Biological Invasions*, 11: 21-45.

Kingsolver, J. G., Diamond, S. E. y Buckley, L. B. (2013). Heat stress and the fitness consequences of climate change for terrestrial ectotherms. *Functional Ecology*, 27: 1415-1423.

Kobelt, M. y Nentwig, W. (2008). Alien spider introductions to Europe supported by global trade. *Diversity and distributions*, 14: 273-280.

Kumschick, S., Fronzek, S., Entling, M. H. y Nentwig, W. (2011). Rapid spread of the wasp spider *Argiope bruennichi* across Europe: a consequence of climate change?. *Climatic change*, 109: 319-329.

Lehtinen, P. T. y Marusik, Y. M. (2008). A redefinition of *Misumenops* F. O. Pickard-Cambridge, 1900 (Araneae, Thomisidae) and review of the New World species. *Bulletin of the British Arachnological Society* 14(4): 173-198.

Leroy, B., Bellard, C., Dubos, N., Colliot, A., Vasseur, M., Courtial, C., Bakkenes, M., Canard, A. y Ysnel, F. (2014). Forecasted climate and land use changes, and protected areas: the contrasting case of spiders. *Diversity and Distributions*, 20: 686-697.

Liedl, P., Hausladen, G. y Saldanha, M. (2012). *Building to suit the climate: A handbook*. Walter de Gruyter.

Lockwood, J., Cassey, P. y Blackburn, T. (2005). The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends in ecology & evolution*, 20: 223-228.

Lowe, E. C., Wilder, S. M. y Hochuli, D. F. (2016). Persistence and survival of the spider *Nephila plumipes* in cities: do increased prey resources drive the success of an urban exploiter?. *Urban Ecosystems*, 19: 705-720.

Malumbres-Olarte, J., Barratt, B., Vink, C., Paterson, A., Cruickshank, R., Ferguson, C. y Barton, D. (2014). Big and aerial invaders: Dominance of exotic spiders in burned New Zealand tussock grasslands. *Biological Invasions*, 16: 2311-2322.

Manolis, T. y Carmichael, J. (2010). Discovery of a Mediterranean salticid, *Menemerus semilimbatus* (Hahn 1827) introduced and established in California, USA. *The Pan-Pacific Entomologist*, 86(4):131-134.

Marples, B. y Marples, M. (1971). Notes on the behaviour of spiders in the genus *Zygiella*. *Bull. British Arachnol. Soc*, 2:16-17.

MMA. (2024). Clasificación según estado de conservación. Recuperado en <https://clasificacionespecies.mma.gob.cl> [2025, 15 de enero]

Morano, E. (2023). La familia Araneidae Clerck, 1757 (Arachnida: Araneae) en el ámbito ibero-balear. *Revista Ibérica de Aracnología* 42: 67-118.

Morrone, J. (2001). *Biogeografía de América Latina y el Caribe*. Zaragoza: Manuales y Tesis SEA, Sociedad Entomológica Aragonesa.

Moradmand, M. y Yousefi, M. (2022). Ecological niche modelling and climate change in two species groups of huntsman spider genus *Eusparassus* in the Western Palearctic. *Scientific reports*, 12: 4138.

Morales, C. (2007). Introducción de abejorros (*Bombus*) no nativas: causas, consecuencias ecológicas y perspectivas. *Ecol Austral*, 17:51–65.

Moya-Hernández, M., Vega-Román, E., Sáez, C. y Mundaca, E. (2015). Extension of the distributional range of *Lithobius obscurus* Meinert (Lithobiidae, Lithobiomorpha) in organic and conventional apple orchards in Central Chile. *Gayana*, 79: 217-219.

Nelsen, D. R., Corbit, A. G., Chuang, A., Deitsch, J. F., Sitvarin, M. I. y Coyle, D. R. (2023). Veni, vidi, vici? Future spread and ecological impacts of a rapidly expanding invasive predator population. *Ecology and Evolution*, 13(11). e10728.

Nentwig, W. (2015). Introduction, establishment rate, pathways and impact of spiders alien to Europe. *Biological Invasions*, 17: 2757-2778.

Nyffeler, M. y Birkhofer, K. (2017). An estimated 400–800 million tons of prey are annually killed by the global spider community. *The Science of nature*, 104: 1-12.

Parra-Gómez, A. . 2022. Catálogo de los milpiés (Myriapoda: Diplopoda) de Chile. *Revista Chilena De Entomología*, 48: 451-504 .

Peralta Seen, N. y Diez, F. (2023). The synanthropic austral-most record of the species *Loxosceles hirsuta* and the formal record of *Loxosceles laeta* (Araneae: Sicariidae). *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 82(2): 85-88.

Pérez-Schultheiss, J. y Mosqueira, U. (2009). Primer registro del ciempiés *Scutigera coleoptrata* (Linnaeus, 1758) (Chilopoda: Scutigeraomorpha: Scutigeraidae) en Chile. *Boletín de Biodiversidad de Chile*, 4: 38-41.

Petersen, M. J. y Losey, J. E. (2024). Niche overlap with an exotic competitor mediates the abundant niche-centre relationship for a native lady beetle. *Diversity and Distributions*, 30(5): e13825.

Peterson, A. T. y Robins, C. R. (2003). Using ecological-niche modeling to predict barred owl invasions with implications for spotted owl conservation. *Conservation Biology*, 17(4): 1161-1165.

Pétillon, J., Privet, K., Roderick, G., Gulespie, R. y Price, D. (2020). Non-native spiders change assemblages of Hawaiian forest fragment kipuka over space and time. *NeoBiota*, 55: 1-9.

Pili, A. N., Tingley, R., Sy, E. Y., Diesmos, M. L. L. y Diesmos, A. C. (2020). Niche shifts and environmental non-equilibrium undermine the usefulness of ecological niche models for invasion risk assessments. *Scientific Reports*, 10(1): 7972.

Phillips, S.J., Anderson, R.P. y Schapire, R.E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190: 231–259.

PNUD. (2017a). Catálogo de las especies exóticas asilvestradas/ naturalizadas en Chile. Laboratorio de Invasiones Biológicas (LIB) Universidad de Concepción, Santiago de Chile, 61 pp.

PNUD. (2017b). Valoración económica del impacto de siete especies exóticas invasoras sobre los sectores productivos y la biodiversidad en Chile. Santiago de Chile, 144pp.

Pruitt, J. N., Riechert, S. E. y Jones, T. C. (2008). Behavioural syndromes and their fitness consequences in a socially polymorphic spider, *Anelosimus studiosus*. *Animal Behaviour*, 76: 871-879.

R Core Team. (2022). R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria.

Richardson, D. M., Pyšek, P. y Carlton, J. T. (2011). A compendium of essential concepts and terminology in invasion ecology. Fifty years of invasion ecology: the legacy of Charles Elton, 1: 409-420.

Roberts, M. (1995). Spiders of Britain & Northern Europe. HarperCollins Publishers.

Roy, D., Alderman, D., Anastasiu, P., Arianoutsou, M., Augustin, S., Bacher, S., Başnou, C., Beisel, J., Bertolino, S., Bonesi, L., Bretagnolle, F., Chapuis, J., Chauvel, B., Chiron, F., Clergeau, P., Cooper, J., Cunha, T., Delipetrou, P., Desprez-Loustau, M., Détaint, M., Devin, S., Didžiulis, V., Essl, F., Galil, B., Genovesi, P., Gherardi, F., Gollasch, S., Hejda, M., Hulme, P., Josefsson, M., Kark, S., Kauhala, K., Kenis, M., Klotz, S., Kobelt, M., Kühn, I., Lambdon, P., Larsson, T., Lopez-Vaamonde, C., Lorvelec, O., Marchante, H., Minchin, D., Nentwig, W., Occhipinti-Ambrogi, A., Olenin, S., Olenina, I., Ovcharenko, I., Panov, V., Pascal, M., Pergl, J., Perglová, I., Pino, J., Pyšek, P., Rabitsch, W., Rasplus, J., Rathod, B., Roques, A., Roy, H., Sauvard, D., Scalera, R., Shiganova, T., Shirley, S., Shwartz, A., Solarz, W., Vilà, M., Winter, M., Yésou, P., Zaiko, A., Adriaens, T., Desmet, P. y Reyserhove, L. (2020). DAISIE - Inventory of alien invasive species in Europe. Version 1.7. Research Institute for Nature and Forest (INBO) Recuperado en <https://www.gbif.org/dataset/39f36f10-559b-427f-8c86-2d28afff68ca> [2023, 29 de abril].

Sarricolea, P., Herrera-Ossandon, M. y Meseguer-Ruiz, Ó. (2017). Climatic regionalisation of continental Chile. *Journal of Maps*, 13: 66-73.

Saupe, E. E., Papes, M., Selden, P. A. y Vetter, R. S. (2011). Tracking a medically important spider: climate change, ecological niche modeling, and the brown recluse (*Loxosceles reclusa*). *PLoS one*, 6: e17731.

Sepúlveda, R., Taucare-Ríos, A., Veloso, C. y Canals, M. (2014). Thermal preference of *Dysdera crocata* CL Koch 1838 (Araneae: Dysderidae). *The Journal of Arachnology*, 42(3): 299-302.

Schoener T.W. (1968). The *Anolis* lizards of Bimini: resource partitioning in a complex fauna. *Ecology* 49(4): 704–726.

Silveira, L. D. G. T., Pellegrini, T. G., Ferreira, R. L. y Silva, M. S. (2024). Microhabitat selection and niche overlap: Drivers of spider coexistence in a tropical limestone cave. *Invertebrate Biology*, e12444.

Smith-Ramírez, C., Ramos-Jilberto, C., Valdovinos, F., Martínez, P., Castillo, J. y Armesto, J. (2014). One decade of changes in the pollinator assemblage of the temperate tree *Eucryphia cordifolia* (Cunoniaceae): nested community structure. *Oecologia*, 176: 156-169.

Staubus, W., Bird, S., Meadors, S. y Meyer III, W. (2019). Distributions of invasive arthropods across heterogeneous urban landscapes in Southern California: Aridity as a key component of ecological resistance. *Insects*, 10:(1)29.

Tatem, A. (2009). The worldwide airline network and the dispersal of exotic species: 2007-2010. *Ecography* 32: 94–102.

Taucare-Ríos, A. y Canals, M. (2015). Feeding habits of the brown widow spider *Latrodectus geometricus* (Araneae: Theridiidae) in northern Chile. *Revista Ibérica de Aracnología*, 27: 155-158.

Taucare-Ríos, A., Mardones, D. y Zúñiga-Reinoso, Á. (2016). *Steatoda nobilis* (Araneae: Theridiidae) in South America: a new alien species for Chile. *The Canadian Entomologist*, 148: 479-481.

Thomas, C. D., Cameron, A., Green, R. E., Bakkenes, M., Beaumont, L. J., Collingham, Y. C., Erasmus, B., Ferreira, M., Grainger, A., Hannah, L., Hughes, L., Huntley, B., van Jaarsveld, A., Midgley, G., Miles, L., Ortega-Huerta, M., Peterson,

A.T., Philips, O. y Williams, S. E. (2004). Extinction risk from climate change. *Nature*, 427(6970): 145-148.

Van Keer, K. (2007). Exotic spiders (Araneae): Verified reports from Belgium of imported species (1976-2006) and some notes on apparent neozoan invasive species. *Nieuwsbrief van de Belgische Arachnologische Vereniging*, 22: 45-54.

Van Keer, J., Bosselaers, J. y Oger, P. (2024). Description of four new *Steatoda* species (Araneae: Theridiidae) from the Mediterranean region with notes on some related species. *Journal of the Belgian Arachnological Society*, 39(2, supplement): 1-77.

Van Keer, K., Vanuytven, H., De Koninck, H. y Van Keer J. (2010). More than one third of the Belgian spider fauna (Araneae) found within the city of Antwerp: faunistics and some reflections on urban ecology. *Nieuwsbrief van de Belgische Arachnologische Vereniging*, 25(2):160-180.

van Kleunen, M., Dawson, W., Essl, F., Pergl, J., Winter, M., Weber, E., Kreft, H., Weigelt, P., Kartesz, J., Nishino, M., Antonova, L., Barcelona, J., Cabezas, F., Cárdenas, D., Cárdenas-Toro, J., Castaño, N., Chacón, E., Chatelain, C., Ebel, A., Figueiredo, E., Fuentes, N., Groom, Q., Henderson, L., Inderjit, B., Kupriyanov, A., Masciadri, S., Meerman, J., Morozova, O., Moser, D., Nickrent, D., Patzelt, A., Pelsler, P., Baptiste, M., Poopath, M., Schulze, M., Seebens, H., Shu, W., Thomas, J., Velayos, M., Wieringa, J. y Pyšek, P. (2015). Global exchange and accumulation of non-native plants. *Nature*, 525: 100– 103.

Vega-Román, E. y Ruiz, V. (2018). Predation by the spider *Steatoda* sp. (Araneae, Theridiidae) on the centipede *Akymnopellis platei* (Attems, 1903) (Scolopendromorpha: Scolopendridae). *Revista ibérica de aracnología*, 1: 117-118.

WSC. (2024). World Spider Catalogue. Version 25.0. Recuperado en <https://wsc.nmbe.ch> [2024, 25 de abril].

Xu, H., Qiang, S., Genovesi, P., Ding, H., Wu, J., Meng, L., Han, Z., Miao, J., Hu, B., Guo, J., Sun, H., Huang, C., Lei, J., Le, Z., Zhang, X., He, S., Wu, Y., Zheng, Z., Chen, L., Jarošík, V. y Pysek, P. (2012). An inventory of invasive alien species in China. *NeoBiota*, 15: 1-26.

Zhang, J. X. y Maddison, W. P. (2015). Genera of euophryine jumping spiders (Araneae: Salticidae), with a combined molecular-morphological phylogeny. *Zootaxa*, 3938(1): 1-147.

Zhang, Z. (2011). *Animal biodiversity: An outline of higher-level classification and survey of taxonomic richness*. Magnolia press.