



UNIVERSIDAD DE CHILE - FACULTAD DE CIENCIAS - ESCUELA DE PREGRADO

**“VARIACIÓN INTERANUAL DE COCCINÉLIDOS NATIVOS Y  
EXÓTICOS PRESENTES EN CULTIVOS DE ALFALFA EN LA  
ÚLTIMA DÉCADA Y SU RELACIÓN CON CAMBIOS CLIMÁTICOS  
EN LA REGIÓN METROPOLITANA DE SANTIAGO”**

Seminario de Título entregado a la Universidad de Chile en cumplimiento parcial de los requisitos para optar al Título de Biólogo con mención en Medio Ambiente.

**Kevin Alexis Cuello Catalán**

Directora del seminario de título: Audrey A. Grez Villarroel  
Co-Director del seminario de título: Mauricio H. Galleguillos Torres

Proyecto FONDECYT 1180533

Noviembre, 2022  
Santiago, Chile



## INFORME DE APROBACIÓN SEMINARIO DE TÍTULO

Se informa a la Escuela de Pregrado de la Facultad de Ciencias, de la Universidad de Chile que el Seminario de Título, presentado por el Sr. Kevin Alexis Cuello Catalán

**“Variación interanual de coccinélidos nativos y exóticos presentes en cultivos de alfalfa en la última década y su relación con cambios climáticos en la Región Metropolitana de Santiago”**

Ha sido aprobado por la Comisión de Evaluación, en cumplimiento parcial de los requisitos para optar al Título de Biólogo con mención en Medio Ambiente.

Mg. Audrey Grez Villarroel

Directora Seminario de título

\_\_\_\_\_

Dr. Mauricio Galleguillos Torres

Co-Director Seminario de título

\_\_\_\_\_

### Comisión Revisora y Evaluadora

Presidente Comisión:

\_\_\_\_\_

Evaluador:

\_\_\_\_\_

Santiago de Chile, noviembre de 2022

## Biografía



Kevin Alexis Cuello Catalán nació el 25 de octubre de 1993 en Santiago de Chile. Hijo de en medio, desde pequeño siempre fue muy curioso, prestando especial atención a la naturaleza. Más tarde esto lo llevó a interesarse en la biología e ingresó a estudiar biología ambiental en la Facultad de Ciencias. En la actualidad sus intereses incluyen la mineralogía, la astrobiología, los extremófilos y el medio ambiente de Chile y el mundo.

## **Dedicatoria**

A mi Thais, mi compañera en la vida, que a pesar de todas las dificultades que hemos pasado seguimos adelante. Seguiremos avanzando.

## **Agradecimientos**

Este proyecto pudo completarse gracias al apoyo y ayuda de muchas personas. Primero agradezco a mi familia, por siempre creer en mí, dando palabras de confianza y amor, y a mi pareja por todas las cosas que no pueden decirse solo con palabras. A mi tutora Audrey, por sus consejos, paciencia y enseñanzas a lo largo de todo este proyecto. A mi cotutor Mauricio por sus comentarios que permitieron mejorar mi trabajo con otras perspectivas. A mis compañeros del LEAF, especialmente a Elizabeth y Romina, por toda su ayuda y ánimo durante los terrenos y en el laboratorio. A la gente que se dio el tiempo de ayudarme con mis consultas, sobre todo en asuntos estadísticos, Ítalo y Jorge. A mis compañeros y amigos de la universidad, Alonso, Alexis y Milton, que me acompañaron durante mi carrera. A mis amigos de siempre, que me ayudaron con su alegría y compañía. Por último, agradecer al proyecto FONDECYT 1180533 que permitió financiar este seminario de título.

## Índice de contenidos

Resumen	1
Abstract	2
Introducción	4
Objetivos	8
Materiales y Métodos	9
Resultados	16
Discusión	33
Conclusiones	40
Bibliografía	41
Anexos	49

## Índice de tablas

**Tabla 1.** Lista de las variables bioclimáticas utilizadas en este estudio. Se indica la variable bioclimática, nombre completo y su descripción.

**Tabla 2.** Abundancia de coccinélidos por alfalfal durante el periodo 2010-2021. Se muestran los totales recolectados en cada año en los 10 alfalfaes para cada especie y para el total de exóticas y nativas.

**Tabla 3.** Resumen de las tendencias de variables bioclimáticas en el periodo 2010-2021 en la zona sur de la Región Metropolitana.

**Tabla 4.** Modelos construidos par cada variable de coccinélidos relacionados a las variables bioclimáticas. Se presentan las variables incluidas en cada uno de los modelos y la ecuación correspondiente, p-valor, RMSE, RRMSE porcentual, coeficiente R. Los valores con un asterisco (\*) son significativos.

## Índice de Figuras

**Figura 1.** Imagen satelital (mediante Google Earth) del área donde se ubican los alfalfaes en que se muestrearon los coccinélidos y se registraron los datos meteorológicos, al sur de Santiago, Chile. Los puntos rojos indican los centroides de los pixeles de donde se extrajo la información meteorológica derivada de la grilla provista por el CR2.

**Figura 2.** Trampas amarillas pegajosas utilizadas para el muestreo de coccinélidos en alfalfaes.

**Figura 3.** Abundancia relativa de las distintas especies de coccinélidos recolectados en primavera en alfalfaes de la zona sur de la Región Metropolitana, entre el periodo 2010-2021. Los datos representan el porcentaje de cada especie en la suma de coccinélidos recolectados en los 10 alfalfaes muestreados cada año. Los números sobre cada barra representan el total de individuos recolectados para cada año.

**Figura 4.** Abundancia de coccinélidos exóticos (A) y nativos (B) recolectados en primavera en alfalfaes de la zona sur de la Región Metropolitana durante el periodo 2010-2021. La figura muestra una caja que contiene el primer y tercer cuartil del conjunto de datos, la línea vertical que la atraviesa representa los valores mínimo y máximo y la línea central en la caja representa la mediana. Las letras sobre cada barra indican diferencias significativas entre años según prueba de t con ajuste ( $p\text{-valor} \leq 0,05$ ).

**Figura 5.** Abundancia de coccinélidos exóticos con más de 50 individuos recolectados en alfalfaes del sur de la Región Metropolitana para el periodo 2010-2021. Las letras sobre

cada barra indican diferencias significativas entre años mediante prueba de t con ajuste ( $p\text{-valor} \leq 0,05$ ).

**Figura 6.** Abundancia de especies de coccinélidos nativos con más de 50 individuos recolectados en alfalfa del sur de la Región Metropolitana para el periodo 2010-2021. Las letras sobre cada barra indican diferencias significativas entre años mediante prueba de t con ajuste ( $p\text{-valor} \leq 0,05$ ).

**Figura 7.** Índices de diversidad de Simpson (A) y Shannon (B); y estimadores de riqueza chao-1 (C) y equitabilidad J (D) para la comunidad de coccinélidos en alfalfa durante el periodo 2010-2021. Las letras sobre cada barra indican diferencias significativas entre años mediante prueba de t con ajuste o LSD de Fisher según cada caso ( $p\text{-valor} \leq 0,05$ ).

**Figura 8.** Gráficos de las tendencias de las variables bioclimáticas que son de mayor importancia dentro de los modelos de regresión lineal y sus tendencias durante el periodo 2010-2021. Se muestran las Bios 1, 6, 9, 12, 14 y 19. Las letras sobre cada barra indican diferencias significativas entre años mediante prueba de t con ajuste ( $p\text{-valor} \leq 0,05$ ).

**Figura 9.** Matrices de correlación para variables bioclimáticas (A) y para variables de coccinélidos (B). Los números indican el valor de la correlación entre cada variable, mediante método de Spearman, que varía entre -1 y 1, las que son también representadas por un rango de color que va del rojo al azul, dependiendo de si la correlación es negativa o positiva, mientras que las estrellas amarillas sobre los números muestran que la correlación es significativa ( $p\text{-valor} \leq 0,05$ ).

**Figura 10.** Gráficos de ajuste lineal para los modelos que resultaron significativos: Especies nativas (A), exóticas (B) y equitabilidad (C). Se muestran también el valor de R, RMSE y RRMSE %.

**Figura 11.** Gráficos de importancia de variables bioclimáticas en modelos de especies nativas (A), exóticas (B) y equitabilidad (C). Se muestra cada variable del modelo y su aporte (en porcentaje). Se muestra la varianza acumulativa en verde oscuro, y la varianza marginal en verde claro.

**Figura 12.** Relaciones lineales individuales para las dos variables bioclimáticas más importantes de cada modelo, para especies nativas (A), exóticas (B) y equitabilidad (C). El eje y corresponde a cada variable de coccinélido, y el eje x las variables bioclimáticas.

## Resumen

Los coccinélidos (Coleoptera: Coccinellidae) son importantes controladores biológicos que han visto alterada su biodiversidad por la invasión de especies exóticas en un contexto de clima cambiante. El objetivo general de este estudio fue evaluar la asociación entre variables climáticas de temperatura y precipitación con la abundancia y riqueza de coccinélidos nativos y exóticos en alfalfaes del sur de la Región Metropolitana durante el periodo 2010-2021. Se obtuvieron métricas de diversidad que se asociaron con variables bioclimáticas vinculadas a la fisiología de especies mediante modelos de regresión. Se recolectaron 5630 individuos de 18 especies, 8 exóticas y 10 nativas. La mayoría de los individuos correspondieron a especies exóticas. Las especies más abundantes *Hippodamia variegata* y *Harmonia axyridis* forman el 82,5% del total. Las especies nativas presentaron una abundancia 12 veces menor, siendo las más abundantes *Adalia angulifera* y *Eriopis chilensis*, con un 3,5% del total. La abundancia de nativas disminuyó a través de los años y la abundancia de exóticas se mantuvo alta. Los resultados indican una disminución a través de los años en los índices de diversidad de Simpson y Shannon, y variaciones significativas en los índices de riqueza chao-1 y equitabilidad. Las variables bioclimáticas más importantes fueron la Bio 1, 6, 9, 12, 14 y 19. Se encontró un aumento generalizado en la temperatura anual y estacional, y una disminución en las precipitaciones anuales y estacionales, principalmente en la temporada de invierno, que fueron significativos. La abundancia de especies nativas y exóticas responden diferencialmente a estas variables bioclimáticas. Las especies nativas se relacionan mejor con variables anuales y las exóticas con variables estacionales. En ambos casos, los aumentos de temperatura y

disminución en precipitaciones se relacionan con una menor abundancia y equitabilidad del ensamble, indicando un efecto del clima sobre la biodiversidad de coccinélidos.

### **Abstract**

Coccinellids (Coleoptera: Coccinellidae) are important biological controllers that have seen their biodiversity altered by the invasion of exotic species in a context of changing climate. The general objective of this study was to evaluate the association between climatic variables of temperature and precipitation with the abundance and richness of native and exotic coccinellids in alfalfa fields in the south of the Metropolitan Region during the period 2010-2021. Diversity metrics associated with bioclimatic variables linked to species physiology were obtained through regression models. 5630 individuals of 18 species were found, 8 exotic and 10 natives. Most were exotic, the most abundant species *Hippodamia variegata* and *Harmonia axyridis* made up 82.5% of the total. The native species presented an abundance 12 times lower, being the most abundant *A. angulifera* and *E. chilensis*, with 3.5% of the total. The abundance of natives decreased and the abundance of exotics remained high. The results indicate a decrease in the Simpson and Shannon diversity indices, and significant variations in the chao-1 richness and evenness indices. The most important bioclimatic variables were Bio 1, 6, 9, 12, 14 and 19. A general increase in annual and seasonal temperature was found, and a decrease in annual and seasonal rainfall, mainly in the winter season. The abundance of native and exotic species responds differentially to these bioclimatic variables. Native species are better related to annual variables and exotic ones to seasonal variables. In both cases,

increases in temperature and decrease in rainfall are related to a lower abundance and evenness of the assemblage, indicating an effect of climate on coccinellid biodiversity.

## Introducción

La biodiversidad es un concepto complejo en ecología, que se refiere a la variedad de organismos vivos de nuestro planeta, incluyendo su diversidad genética y de especies presentes en todos los ecosistemas, tanto de ambientes terrestres como acuáticos, en conjunto con sus procesos ecológicos y evolutivos (Morton & Hill, 2014). Ella provee numerosos servicios ecosistémicos, procesos que son beneficiosos para la humanidad mejorando nuestra calidad de vida. Entre estos procesos se encuentran, por ejemplo, la polinización, reciclaje de nutrientes, formación de suelo, la descomposición del material orgánico, o el control biológico de plagas, todos procesos fundamentales para la estabilidad de los ecosistemas (Brittain y col., 2013). El control biológico de plagas ocurre cuando uno o varios enemigos naturales de dicha plaga mantienen bajo un cierto umbral de daño económico a poblaciones que generan algún tipo de perjuicio a actividades humanas (Barrat y col., 2018; Estay, 2021). Este control puede basarse en la introducción de enemigos naturales al lugar afectado por la plaga (i.e., control biológico clásico) o mediante el manejo del hábitat de manera de favorecer el desarrollo y permanencia de los enemigos naturales, lo que se conoce como control biológico de conservación (Zaviezo y col., 2021). El éxito del control biológico de plagas depende de la abundancia de enemigos naturales, sin embargo, este éxito puede ser fuertemente afectado por cambios en las condiciones ambientales.

Actualmente la biodiversidad se encuentra amenazada y los principales factores son el cambio de uso del suelo, sobrexplotación, invasiones biológicas, contaminación y cambio climático (WWF, 2020; Halsch y col., 2020; IPCC, 2022). Con relación al cambio

climático, alteraciones aceleradas en la temperatura y precipitaciones han ocurrido especialmente desde el siglo XX (Walther y col., 2002). Ya desde los años 90 e incluso antes, autores como Mitchell (1989) y Vitousek (1994) mostraron cómo el aumento en la emisión de gases por efecto de la revolución industrial y el uso intensivo de combustibles fósiles han aumentado la temperatura global del planeta en 1°C, favoreciendo el calentamiento global y generando cambios a escala planetaria. Debido a esto se han realizado investigaciones para analizar e intentar predecir los posibles escenarios a futuro debido a estas alteraciones del clima (IPCC, 2022), con cambios que se asocian a la pérdida de biodiversidad. Frente a estos cambios climáticos, los organismos responden de maneras diversas dependiendo de una multitud de factores, como lo son el rango y distribución de las especies, su composición y la dinámica de las comunidades (Walther y col., 2002). En este contexto se ha propuesto que es necesario avanzar en el entendimiento de cómo las variables climáticas afectan las dinámicas poblacionales y comunitarias de distintos grupos de organismos, ya que la evidencia aún es escasa y variable.

Los insectos cumplen con una gran cantidad de servicios ecosistémicos, siendo por esto fundamentales para mantener su equilibrio (Noriega y col., 2018). Una de las razones de esto es su gran diversidad, llegando a superar el millón de especies. Por otra parte, destacan por el amplio espectro de hábitats que pueden habitar (Zhang, 2011). Sin embargo, al igual que otros organismos, los insectos son afectados por los factores relacionados con los cambios globales, entre los que se destacan el cambio en uso de suelos, su degradación, pérdida de hábitat y deforestación, contaminación, el cambio

climático y calentamiento global, los cuales generan variaciones en su distribución y fisiología (Araya, 2019; Halsch y col., 2020).

Uno de estos grupos de insectos son los coccinélidos (Coleoptera: Coccinellidae), los que son agentes claves de control biológico, suprimiendo, por ejemplo, la herbivoría por parte de otros organismos considerados plaga (Bahlai y col., 2013). Representan un grupo de depredadores que se alimentan principalmente de áfidos (Hemiptera: Aphididae) y otros insectos, interactuando entre sí y con otras especies por competencia, por explotación y/o por depredación intragremio (Lamb y col., 2019). En Chile central, en cultivos de alfalfa (*Medicago sativa*), los ensambles de coccinélidos comprenden numerosas especies, incluyendo nativas y exóticas, las que son particularmente diversas y abundantes en primavera. Entre las exóticas destaca la invasión de *Harmonia axyridis* (llamada comúnmente chinita arlequín), especie invasora proveniente de Asia, y que depreda no sólo sobre áfidos, sino que también sobre otras especies de coccinélidos, afectando de manera negativa la agricultura (Grez y col., 2016). Se ha observado, a partir de experimentos de laboratorio, que algunas de las especies de coccinélidos presentes en alfalfa en Chile central responden diferencialmente a la temperatura ambiental, encontrándose que *H. axyridis* (especie introducida) tiene un mejor desempeño en temperaturas más bajas que *Eriopsis chilensis* (especie nativa) e *Hippodamia variegata* (especie introducida) (Barahona-Segovia y col., 2016). En este contexto, cada especie se podría comportar de manera singular frente a las alteraciones del clima. Entonces, además de las invasiones biológicas y la intensificación de la agricultura, el cambio climático podría generar alteraciones en la diversidad de las comunidades y abundancias de especies de coccinélidos nativos y exóticos asociados a alfalfa, lo que es relevante desde el punto

de vista del servicio ecosistémico/económico que proveen, considerando que son importantes en controlar las plagas de áfidos en este cultivo (Grez y col., 2014).

Estudios en Norteamérica y Europa han analizado los cambios a largo plazo en distintas variables ecológicas de coccinélidos, como la dinámica poblacional (Bahlai y col., 2013), la estabilidad de las poblaciones de especies nativas y exóticas y las interacciones entre ellas (Honek y col., 2016; Lamb y col., 2019, 2020). Honek y col. (2019) postulan que, si bien la invasión de *H. axyridis* es un factor significativo de cambio en las comunidades de coccinélidos residentes, otros factores presentes previos a su llegada, como la intensificación de la agricultura y las alteraciones del clima pueden también ser responsables de modificaciones en estas comunidades.

Una revisión mundial reciente sobre el estado de conservación de coccinélidos y sus amenazas en el mundo, incluyendo Chile, ratifican que los principales factores de la declinación de sus poblaciones son las invasiones biológicas, la intensificación de la agricultura, la simplificación de los paisajes, la urbanización y el cambio climático (Soares y col., 2022). Los efectos de las variables climáticas sobre la abundancia de coccinélidos en nuestro país a través de varios años no han sido cuantificados, y es posible que estos ensambles hayan sufrido alteraciones asociadas a cambios ambientales que se han producido en el último tiempo en Chile central y que continuarán según las proyecciones de distintos organismos. Asimismo, el Centro del Clima y la Resiliencia (CR)<sup>2</sup> y el Ministerio del Medio Ambiente predicen aumentos que van desde los 0,5°C al año 2030, hasta un 2°C hacia el norte del país, provocando aumentos en las olas de calor, y una disminución entre un 5 y 15% en las precipitaciones, valores que varían según los escenarios de cambio climático considerados para cada caso, basados en los informes de

la IPCC (IPCC, 2022). Además de esto, se debe considerar el actual periodo de mega-sequía que afecta a Chile central desde el año 2010, producido por una combinación de procesos climáticos y antropogénicos, con efectos perjudiciales en la disponibilidad de agua, e incremento en incendios en bosques, procesos que poseen un impacto tanto económico como social para el país (Garreaud y col., 2017, 2019). Por lo tanto, es esperable que los cambios en el clima afecten el territorio nacional en las próximas décadas.

Considerando esto, el objetivo general de este trabajo fue evaluar la asociación entre variables climáticas de temperatura y precipitación con la abundancia, diversidad y riqueza de coccinélidos nativos y exóticos en alfalfa de la Región Metropolitana desde el año 2010 al 2021. Los objetivos específicos fueron (1) Analizar cómo ha variado la abundancia y riqueza del ensamble de coccinélidos en cultivos de alfalfa durante el periodo 2010-2021; (2) Analizar los cambios en las variables bioclimáticas durante el periodo 2010-2021 en el sur de la Región Metropolitana; y (3) Analizar la relación entre las variables bioclimáticas con la abundancia, diversidad y riqueza del ensamble de coccinélidos en cultivos de alfalfa a través de los últimos 11 años.

## **Materiales y Métodos**

### ***Sitio de estudio y muestreo de coccinélidos***

Este estudio utilizó una base de datos de coccinélidos confeccionada por el Laboratorio de Ecología de Ambientes Fragmentados (LEAF) de la Facultad de Ciencias Veterinarias y Pecuarias de la Universidad de Chile, con información sobre número de individuos por especie capturados en primavera (septiembre), época en la cual las poblaciones de coccinélidos son más abundantes y diversas (Rivera, 2015; Oberti, 2021), desde el año 2010 hasta el año 2019, en alfalfaes de la Región Metropolitana (RM), al sur de Santiago. Adicionalmente, entre el 6 y 20 de septiembre del año 2021, se realizó un nuevo muestreo, siguiendo el mismo protocolo del de la base de datos. El año 2020 no se realizaron muestreos por efecto de la pandemia de COVID-19.

Cada año, los muestreos se realizaron en 10 alfalfaes de similar tamaño y manejo (sin uso de pesticidas), ubicados en las comunas de La Pintana, Pirque y Calera de Tango (Fig. 1), separados por al menos 1 km. Los alfalfaes no siempre fueron los mismos en los distintos años, pero todos se encontraban ubicados en la misma zona general.

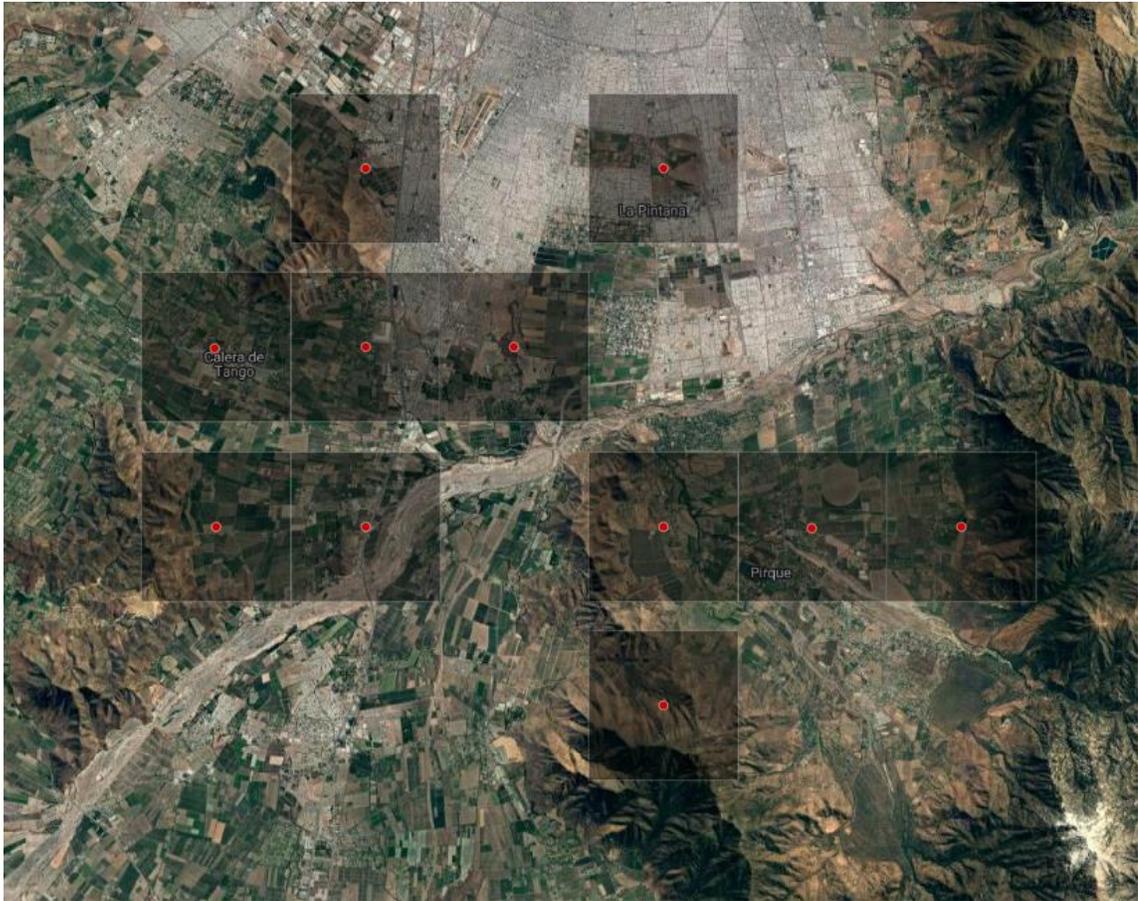


Fig. 1. Imagen satelital (mediante Google Earth) del área donde se ubican los alfalfaes en que se muestrearon los coccinélidos y se registraron los datos meteorológicos, al sur de Santiago, Chile. Los puntos rojos indican los centroides de los pixeles de donde se extrajo la información meteorológica derivada de la grilla provista por el CR2.

En cada primavera (septiembre), en el centro de cada alfalfal, se instalaron cinco trampas amarillas pegajosas, separadas entre sí por al menos 10 m. Estas consistían en una superficie de material plástico de 25 x 30 cm con una cubierta de material pegajoso especial para la captura de insectos (Fig. 2). Este tipo de trampas se han utilizado ampliamente para monitorear insectos voladores en diversos cultivos, siendo las de color amarillo las que más atraen a los coccinélidos (Parajulee & Slosser, 2003). Las trampas fueron puestas a 1 m de altura sobre un tubo de PVC enterrado en el suelo y se retiraron luego de 2 semanas.



Fig. 2. Trampas amarillas pegajosas utilizadas para el muestreo de coccinélidos en alfalfaes.

Los coccinélidos fueron identificados a nivel de especie, siguiendo a González (2006). Con la suma de individuos colectados en las 5 trampas de cada alfalfal en cada año, se calculó la abundancia de coccinélidos nativos y exóticos, la diversidad de Simpson, Shannon-Wiener, riqueza (Chao-1) y Equitabilidad (J) para cada alfalfal en el periodo 2010-2021. Estos índices fueron obtenidos mediante el uso del programa PAST (Hammer y col., 2001).

Para comparar los valores de estos índices entre años (Objetivo 1), se realizó un ANDEVA o Kruskal-Wallis, dependiendo de si se cumplían los supuestos de normalidad y homocedasticidad de los datos. Para evaluar normalidad se utilizó la prueba de Shapiro-

Wilks, y para homocedasticidad la prueba de Levene. En caso de haber diferencias significativas entre años, se realizaron pruebas a posteriori mediante la prueba de LSD de Fisher o prueba de t con corrección de Bonferroni, según cada caso.

Todos los análisis fueron realizados en R versión 4.1.3 (R Core Team, 2022). Para análisis de varianza y pruebas a posteriori se utilizó el paquete “agricolae” (de Mendiburu, 2021), para análisis de los supuestos de normalidad y homocedasticidad se utilizaron los paquetes “ggpubr” (Kasambara, 2020) y “car” (Fox & Weisberg, 2019) respectivamente, para gráficos y figuras se utilizó el paquete “ggplot2” (Wickham, 2016).

### ***Variables bioclimáticas***

Para analizar las variables bioclimáticas, se utilizó una base de datos climática grillada a 5 km de resolución proveniente del Centro del Clima y la Resiliencia (CR)2 que contiene información de la temperatura máxima y mínima diarias junto con la precipitación diaria (CR2, 2021). Se utilizó la información desde enero del año 2010 hasta diciembre de 2021 registrada en 11 pixeles o estaciones meteorológicas virtuales coincidentes con la misma zona de estudio donde se muestrearon los coccinélidos (Fig. 1).

Con los valores de temperatura y precipitaciones se calcularon 19 variables bioclimáticas (Bios) (Tabla 1). Estas Bios contemplan las condiciones climáticas que mejor se relacionan con la fisiología de las especies (O’Donnell & Ignizio, 2012), entregando información sobre condiciones estacionales y anuales.

Tabla 1. Lista de las variables bioclimáticas utilizadas en este estudio. Se indica la variable bioclimática, nombre completo y su descripción.

Variable bioclimática	Nombre	Descripción
Bio 1	Temperatura Anual Promedio.	Corresponde a una aproximación de la entrada de energía al ecosistema.
Bio 2	Rango de temperatura diurna promedio.	Provee información sobre la relevancia en las fluctuaciones en la temperatura.
Bio 3	Isotermalidad.	Cuantifica que tan grande es la oscilación entre las temperaturas máximas y mínimas en relación a las oscilaciones anuales entre estaciones.
Bio 4	Estacionalidad de la Temperatura.	Da cuenta de la variabilidad de la temperatura en un año dado.
Bio 5	Temperatura máxima del mes más cálido.	Temperatura del mes con mayores valores de temperatura en un año dado.
Bio 6	Temperatura mínima del mes más frío.	Temperatura del mes con menores valores de temperatura en un año dado.
Bio 7	Rango anual de temperatura.	Medida de la variabilidad de la temperatura en un año dado.
Bio 8	Temperatura promedio del trimestre más húmedo.	Temperatura promedio para los tres meses consecutivos más lluviosos para un año dado.
Bio 9	Temperatura promedio del trimestre más seco.	Temperatura promedio para los tres meses consecutivos con menos precipitación para un año dado.
Bio 10	Temperatura promedio del trimestre más cálido.	Temperatura promedio para los tres meses consecutivos con mayores valores de temperatura en un año dado.
Bio 11	Temperatura promedio del trimestre más frío.	Temperatura promedio para los tres meses consecutivos con menores valores de temperatura en un año dado.
Bio 12	Precipitación anual.	Corresponde a la suma total de todos los valores de precipitación en un año dado. Da cuenta de la entrada de agua a un ecosistema y la disponibilidad de agua presente.
Bio 13	Precipitación del mes más húmedo.	Identifica la precipitación total que prevalece durante el mes más lluvioso en un año dado.
Bio 14	Precipitación del mes más seco.	Identifica la precipitación total que prevalece durante el mes con menor precipitación en un año dado.
Bio 15	Estacionalidad de la precipitación.	Es una medida de la variación en el total de precipitación mensual a través de un año dado.
Bio 16	Precipitación del trimestre más húmedo.	Precipitación promedio para los tres meses consecutivos más lluviosos para un año dado.

Bio 17	Precipitación del trimestre más seco.	Precipitación promedio para los tres meses consecutivos más lluviosos para un año dado.
Bio 18	Precipitación del trimestre más cálido.	Precipitación promedio para los tres meses consecutivos con mayores valores de temperatura para un año dado.
Bio 19	Precipitación del trimestre más frío.	Precipitación promedio para los tres meses consecutivos con menores valores de temperatura en un año dado.

Luego, se realizó un ANDEVA o Kruskal-Wallis, según cada caso, para observar diferencias en las Bios entre años (Objetivo 2), y se realizaron pruebas a posteriori mediante la prueba de LSD de Fisher o prueba de t para comparaciones pareadas. Todos los análisis fueron realizados en R versión 4.1.3 (R Core Team, 2022). Para el cálculo de las Bios se utilizó el paquete “dismo” (Hijmans y col., 2021). Para el resto de los análisis se utilizaron los mismos paquetes que en el Objetivo 1.

### ***Relación entre coccinélidos y variables bioclimáticas***

Para evaluar la asociación entre las variables de coccinélidos con las variables bioclimáticas (Objetivo 3) se construyeron modelos de regresión lineal múltiple que relacionan cada variable que describe el ensamble de coccinélidos con cada una de las variables bioclimáticas durante el periodo 2010-2021, exceptuando el año 2020. Para esto, anterior a la construcción de los modelos, se crearon matrices de correlación que permitieron identificar autocorrelaciones entre las variables, mediante prueba de correlación de Spearman, tanto para las variables de coccinélidos, como para las variables bioclimáticas, lo que redujo la cantidad de variables a incluir en cada modelo.

Se construyeron modelos para cada una de las variables de coccinélidos, exceptuando el indicador chao-1 por estar correlacionado con todas las otras variables de coccinélidos, y los mejores modelos se seleccionaron utilizando el Criterio de Información de Akaike (AIC), y el factor de inflación de la varianza (VIF). Se consideró un VIF menor o igual a 5 para cada variable como valor límite para ser incluido en el modelo (O'Brien, 2007), y un valor de AIC que fuera menor en el modelo final comparado al valor inicial, como un indicador de buena calidad del modelo (véase Tabla 1 Anexo)

Además, se revisaron los residuales de cada modelo, con lo cual se calcularon los p-valor, la raíz del error cuadrático medio (RECM o RMSE) y la raíz relativa del error cuadrático medio (RRMSE) entre los valores predichos y observados (Tabla 4), obtenido mediante la normalización del promedio de las observaciones. El RMSE es un indicador de qué tan concentrados se encuentran los datos en relación con línea de mejor ajuste, mientras que el RRMSE representa ese valor en porcentaje (Despotovic y col., 2016). Además, se revisó la importancia relativa de cada variable dentro de cada modelo.

Todos los cálculos fueron realizados en R versión 4.1.3 (R Core Team, 2022). Para la construcción de matrices de correlación y su visualización se utilizó el paquete “corrplot” (Wei & Simko, 2021), para la construcción de modelos se utilizó el paquete “MASS” (Venables & Ripley, 2002) y el paquete “bestglm” (McLeod y col., 2020), para la revisión de valores de inflación de la varianza (vif) se utilizó el paquete “car” (Fox & Weisberg, 2019), para la revisión de la importancia de variables se utilizó el paquete “tornado” (Carnell, 2022).

## Resultados

### *Composición y abundancia de coccinélidos*

En total, entre los años 2010-2021, en los alfalfaes del sur de la Región Metropolitana se recolectaron 5630 individuos de 18 especies de coccinélidos, 8 exóticas y 10 nativas (Tabla 2). La mayoría de los individuos (92,4%) fueron coccinélidos exóticos cuyas especies más abundantes fueron *H. variegata* (43,5%) y *H. axyridis* (39,0%), sumando entre ambas un 82,5% del total de coccinélidos recolectados. Las especies nativas más abundantes fueron *A. angulifera* (1,9%) seguida por *E. chilensis* (1,6%).

Tabla 2. Abundancia de coccinélidos por alfalfal durante el periodo 2010-2021. Se muestran los totales recolectados en cada año en los 10 alfalfaes para cada especie y para el total de exóticas y nativas.

<i>Especie</i>	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2021	Total
<b>Exóticas</b>	470	608	415	207	782	793	414	161	276	274	800	5200
<i>Adalia bipunctata</i>	214	36	12	2	0	1	0	1	0	4	30	300
<i>Clitostethus arcuatus</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	2
<i>Harmonia axyridis</i>	103	255	317	173	250	255	336	165	29	159	185	2197
<i>Hippodamia convergens</i>	31	35	6	2	11	14	5	3	14	2	0	123
<i>Hippodamia variegata</i>	82	256	80	29	518	519	69	22	231	108	534	2448
<i>Scymnus loewii</i>	0	16	0	1	0	1	0	0	0	0	23	41
<i>Olla v-nigrum</i>	40	10	0	0	0	2	0	0	1	0	0	53
<i>Parastethorus histrio</i>	0	0	0	0	3	1	2	0	1	1	28	36
<b>Nativas</b>	88	61	15	9	45	17	54	21	38	29	47	430
<i>Adalia angulifera</i>	18	5	1	4	6	3	17	17	14	7	15	107
<i>Adalia deficiens</i>	21	3	0	0	4	8	7	5	11	2	5	66
<i>Cycloneda sanguinea</i>	26	10	0	0	1	0	0	0	1	0	0	38
<i>Cycloneda fulvipennis</i>	17	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	20
<i>Eriopis chilensis</i>	6	17	8	2	20	18	18	0	5	2	9	90
<i>Eriopis eschscholtzi</i>	0	3	1	2	1	0	0	0	1	2	1	11
<i>Hyperaspis funesta</i>	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1
<i>Hyperaspis sphaeridioides</i>	0	6	4	0	0	6	6	0	4	14	3	39
<i>Scymnus bicolor</i>	0	3	0	0	1	0	1	0	0	1	0	5
<i>Psyllobora picta</i>	0	14	1	1	12	4	4	5	2	1	13	53

Al comparar la abundancia relativa de las especies de coccinélidos durante el periodo analizado (Fig. 3), se observa que *H. variegata* y *H. axyridis* fueron dominantes en la mayoría de los años, a excepción del año 2010, cuando *A. bipunctata* se encontró en mayor cantidad (38,4%, versus 14,7% y 18,5% de *H. variegata* y *H. axyridis*, respectivamente). Estas tres especies dominantes son todas especies exóticas (Fig. 3). Un dato a resaltar es que, en los años 2012, 2013, 2016 y 2017, *H. axyridis* fue dominante, mientras que, en los años 2014, 2015, 2018 y 2021, lo fue *H. variegata*. En el caso de las especies nativas, *A. angulifera* y *E. chilensis*, fueron las especies nativas de mayor abundancia, a pesar de que todas fueron mucho menos abundantes que las exóticas.

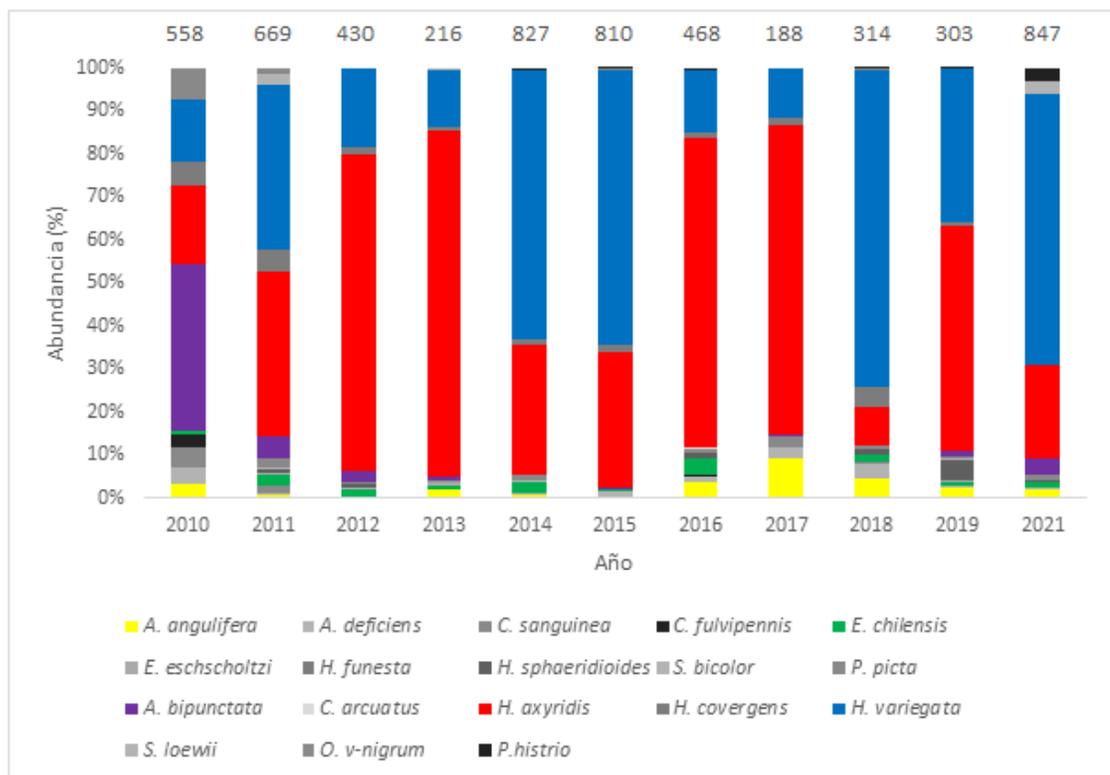


Fig. 3. Abundancia relativa de las distintas especies de coccinélidos recolectados en primavera en alfalfa de la zona sur de la Región Metropolitana, entre el periodo 2010-2021. Los datos representan el porcentaje de cada especie en la suma de coccinélidos recolectados en los 10

alfalfaes muestreados cada año. Los números sobre cada barra representan el total de individuos recolectados para cada año.

#### *Abundancia de nativas y exóticas*

En total, se encontraron 5200 coccinélidos exóticos dentro del periodo evaluado (Tabla 2). Su abundancia promedio (por alfalfa) varió significativamente entre años ( $H(10) = 38,23$ ;  $p = <0,0001$ ). Los años 2014 y 2021 presentaron la mayor abundancia de coccinélidos del periodo, en cambio, los años 2013 y 2017 presentaron la menor abundancia.

Los coccinélidos nativos presentaron una abundancia 12 veces menor que los exóticos, con 430 coccinélidos recolectados durante todo el período de muestreo (Tabla 2), en relación a los 4770 introducidos. Su abundancia por alfalfa fluctuó significativamente a través de los años ( $H(10) = 34,17$ ;  $p = <0,0001$ ), siendo el año 2010 el que presentó mayor abundancia por alfalfa, y el año 2013 la menor, con 15 y 9 individuos por alfalfa respectivamente; el resto de los años presentaron abundancias intermedias (Fig. 4B). Destaca la declinación de su abundancia entre los años 2010 y 2013, lo que se revirtió a partir del año 2014.

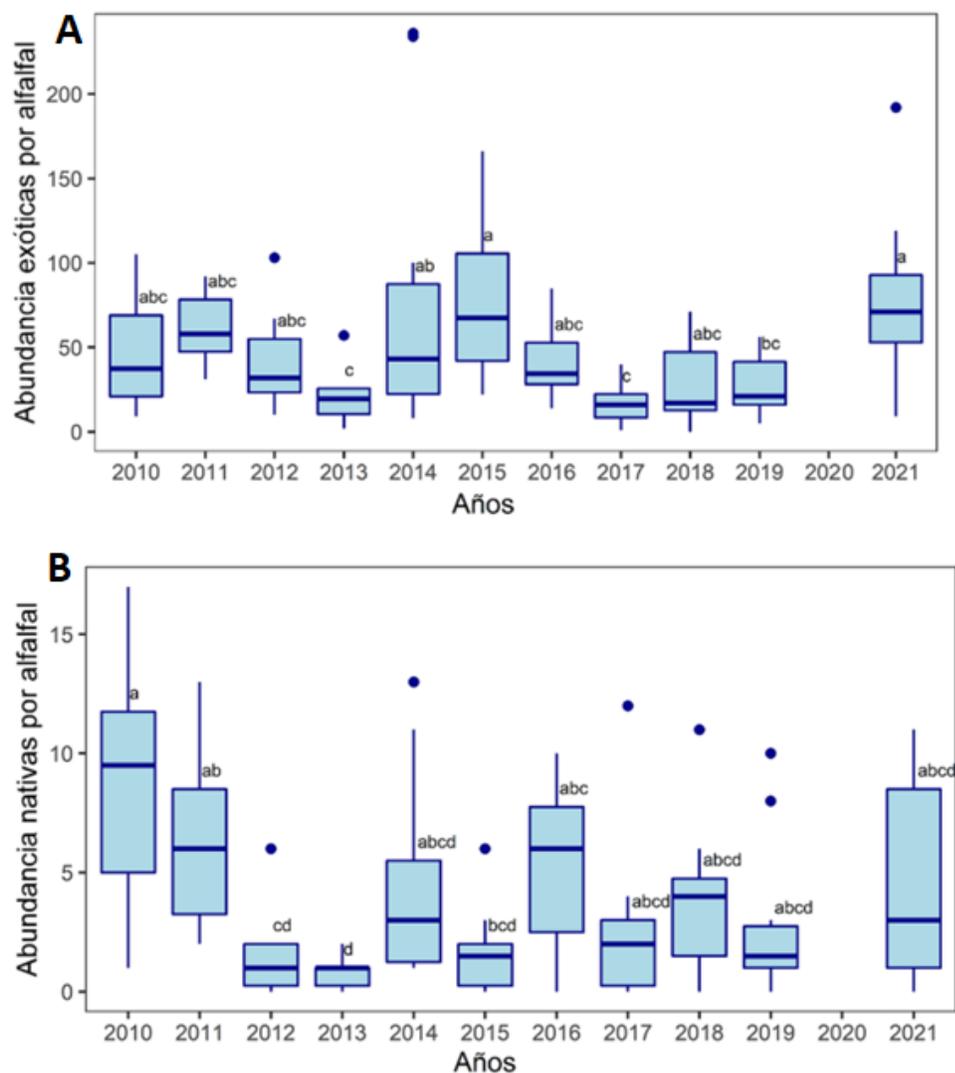


Fig. 4. Abundancia de coccinélidos exóticos (A) y nativos (B) recolectados en primavera en alfalfa de la zona sur de la Región Metropolitana durante el periodo 2010-2021. La figura muestra una caja que contiene el primer y tercer cuartil del conjunto de datos, la línea vertical que la atraviesa representa los valores mínimo y máximo y la línea central en la caja representa la mediana. Las letras sobre cada barra indican diferencias significativas entre años según prueba de t con ajuste ( $p$ -valor  $\leq 0,05$ )

A nivel de especies, la abundancia promedio por alfalfal en el tiempo de las exóticas y nativas más abundantes durante el periodo total ( $\geq 50$  individuos) se muestran en la Fig.

5.

A nivel de especie, entre las exóticas, *H. variegata* fue la especie con mayor número de individuos por alfalfal. Presentó una abundancia fluctuante entre años ( $H(10) = 51,65$ ;  $p = <0,0001$ ), con poblaciones significativamente mayores los años 2011, 2014, 2015, 2018 y 2021 y menores los años 2013 y 2017. *Harmonia axyridis*, la segunda especie más abundante, tuvo fluctuaciones significativas entre años ( $H(10) = 32,94$ ;  $p = <0,0001$ ), siendo más abundante los años 2011, 2012, 2014, 2015 y 2016, y menos abundante el año 2018, con los otros años con abundancias intermedias. Por su parte, *A. bipunctata* fue más abundante el año 2010 ( $H(10) = 64,32$ ;  $p = <0,0001$ ), y a partir del año siguiente disminuyó sus poblaciones a números cercanos a cero. *Hippodamia convergens* y *O. v-nigrum* se encontraron en números notablemente más bajos que las anteriores. *Hippodamia convergens* tuvo abundancias fluctuantes en el tiempo ( $H(10) = 39,50$ ;  $p = <0,0001$ ), siendo más abundante los años 2010, 2011, 2015 y 2018, en los dos últimos años muestreados su presencia fue casi nula, al igual que el año 2013. *Olla v-nigrum* presentó un patrón de abundancia similar a *A. bipunctata*, con una alta presencia el año 2010 y una disminución drástica el resto del periodo ( $H(10) = 64,32$ ;  $p = <0,0001$ ) (Fig.5).

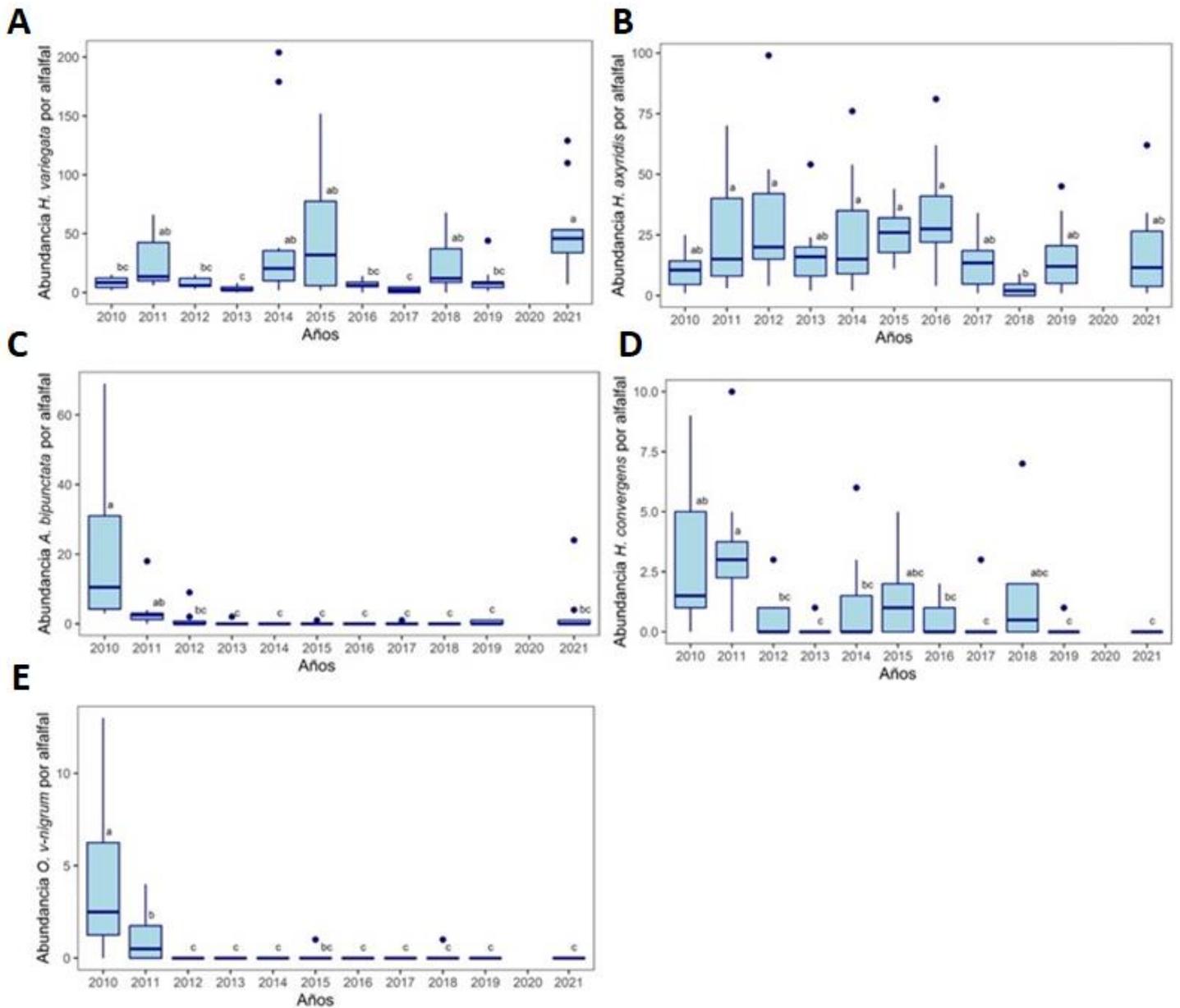


Fig. 5. Abundancia de coccinélidos exóticos con más de 50 individuos recolectados en alfalfas del sur de la Región Metropolitana para el periodo 2010-2021. Las letras sobre cada barra indican diferencias significativas entre años mediante prueba de t con ajuste ( $p$ -valor  $\leq 0,05$ )

Entre las nativas, *A. angulifera* no presentó diferencias en sus poblaciones en el tiempo ( $H(10) = 14,78; p = 0,1402$ ), en tanto *E. chilensis* fue más abundante el año 2014, similar a la mayoría de los años, y significativamente menor los años 2013, 2017 y 2019 ( $H(10) = 33,32 ; p = 0,0002$ ). En el caso de *A. deficiens*, el año de mayor abundancia fue el 2010, seguido por el periodo 2015-2018 y el 2021, en los demás años estuvo prácticamente ausente en los alfalfaes ( $H(10) = 28,94; p = 0,0013$ ). Finalmente *P. picta* tuvo una abundancia muy baja en general, sin presencia de individuos para el año 2010 y 2015 ( $H(10) = 23,30; p = 0,0097$ ) (Fig. 6).

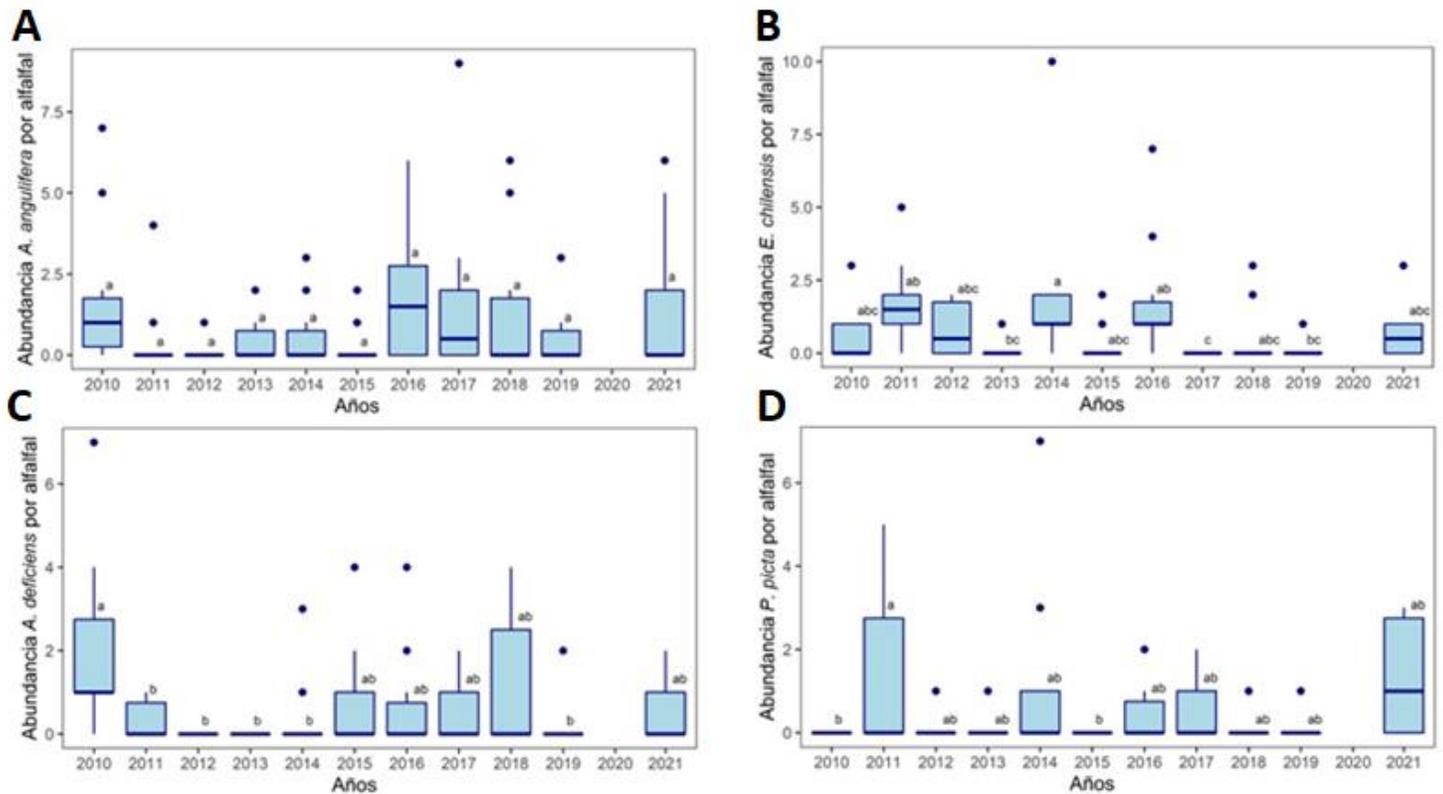


Fig. 6. Abundancia de coccinélidos nativos con más de 50 individuos recolectados en alfalfaes del sur de la Región Metropolitana para el periodo 2010-2021. Las letras sobre cada barra indican diferencias significativas entre años mediante prueba de t con ajuste ( $p$ -valor  $\leq 0,05$ ).

### *Diversidad de coccinélidos*

El índice de diversidad de Simpson fue mayor el año 2010, seguido por el 2011, luego, en el periodo 2012-2021, se mantuvo en niveles significativamente más bajos ( $H(10) = 33,11$ ;  $p = 0,0002$ ) (Fig. 7A). El índice de diversidad de Shannon siguió una tendencia similar, aunque se observan más diferencias entre los años, siendo el 2010 y 2011 los con mayor diversidad, y el 2013 el con menor diversidad, siendo menor que en los años 2010, 2011 y 2016 ( $F(10, 99) = 7,273$  ;  $p = <0,0001$ ) (Fig. 7B).

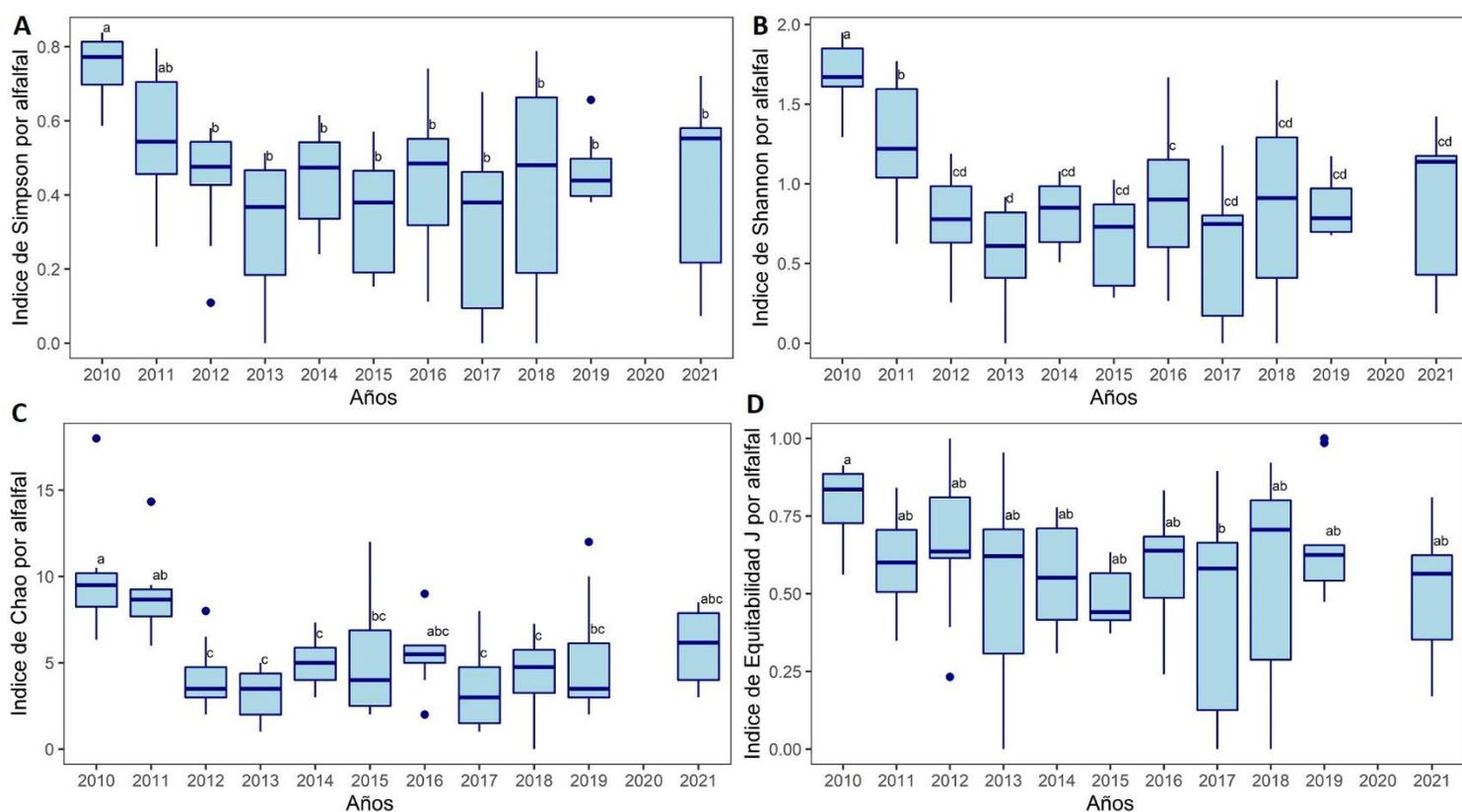


Fig. 7. Índices de diversidad de Simpson (A) y Shannon (B); y estimadores de riqueza chao-1 (C) y equitabilidad J (D) para la comunidad de coccinélidos en alfalfa durante el periodo 2010-2021. Las letras sobre cada barra indican diferencias significativas entre años mediante prueba de t con ajuste o LSD de Fisher según cada caso ( $p$ -valor  $\leq 0,05$ ).

El índice Chao-1 indica que el año 2010 fue el con mayor riqueza de especies, similar al 2011. Luego, el 2012, la riqueza disminuyó, con un leve repunte los años 2016 y 2021 hacia los niveles iniciales ( $H(10) = 44,43$ ;  $p = <0,0001$ ) (Fig. 7C). La Equitabilidad J varió significativamente sólo entre los años 2010 y 2017, siendo el año 2010 el que presentó la mayor Equitabilidad, y el 2017 la menor ( $H(10) = 19,55$ ;  $p = 0,0338$ ) (Fig. 7D).

### ***Variables bioclimáticas***

Las tendencias de las variables bioclimáticas del periodo 2010-2021 se encuentran resumidas en la Tabla 3. Las variables ausentes (Bio 3, 5, 7, 10, 11, 16 y 17) son las que no tuvieron influencia en los modelos finales para coccinélidos.

Tabla 3. Resumen de las tendencias de variables bioclimáticas en el periodo 2010-2021 en la zona sur de la Región Metropolitana.

Variable bioclimática	Tendencia del periodo
Bio 1 (T° Anual promedio)	Aumento en aproximadamente 0,5°C desde el año 2010. Años 2016, 2019 y 2020 presentan la mayor temperatura registrada.
Bio 2 (Rango de T° diurna promedio)	Se ha mantenido constante. Durante los últimos tres años se observa un leve aumento respecto al promedio.
Bio 4 (Estacionalidad de la T°)	No se observa una tendencia clara. Año 2021 presenta el valor menor. Los años 2017, 2019 y 2020 presentan mayor estacionalidad.
Bio 6 (T° min. del mes más frío)	Aumento desde el año 2012. Los años 2010 y 2011 son los más fríos. El 2016, 2017 y 2019 presentan los valores más altos de temperatura.
Bio 8 (T° promedio del trimestre más húmedo)	Alta variabilidad durante el periodo 2010-2016. Desde el año 2017 se observa una estabilización en las fluctuaciones en torno a los 10°C.
Bio 9 (T° promedio del trimestre más seco)	Alta variabilidad. Los años con mayor temperatura fueron 2017 y 2019, mientras que los con menor temperatura fueron 2013, 2015 y 2021.

Bio 12 (PP anual)	Se observa una disminución en precipitaciones desde el año 2018 en adelante. El año con menos precipitación fue el 2019, con valores cercanos a 200 mm. Los años con mayor precipitación fueron 2016 y 2017 con valores cercanos a los 600 mm.
Bio 13 (PP del mes más húmedo)	Se observa un aumento desde el año 2011 al 2016, en un rango de 50 mm hasta los 200 mm. Luego hay una caída importante, durante los años 2018, 2019 y 2021 se presentan los valores más bajos de precipitación, comparables al año 2011 con 50 mm aproximadamente. Los años con mayor precipitación fueron el 2016 y 2020.
Bio 14 (PP del mes más seco)	No hay precipitación notable durante la totalidad del periodo.
Bio 15 (Estacionalidad de la PP)	Existe bastante variabilidad durante todo el periodo. Notablemente el año 2020 es el que presenta la mayor estacionalidad y el 2021 la menor.
Bio 18 (PP del trimestre más cálido)	La precipitación se mantiene con una baja variación, alrededor de los 10 y 20 mm para el periodo. El año 2021 presentó la mayor precipitación alcanzando aproximadamente 45 mm.
Bio 19 (PP del trimestre más frío)	Hay una alta variabilidad durante el periodo, sin una tendencia clara. El año con mayor precipitación fue el 2020, mientras que los con menor precipitación fueron el 2013 y 2019.

La Fig. 8 muestra las tendencias en el tiempo de las variables de mayor importancia para los modelos finales (véase la sección siguiente). La Bio 1 ( $T^{\circ}$  Anual promedio) muestra diferencias entre años ( $H(11) = 82,28$ ;  $p = <0,0001$ ), siendo el 2010 el año de menor temperatura, mientras que los años 2016, 2019 y 2020 presentan mayor temperatura, los otros años se mantienen en rangos medios. La Bio 6 ( $T^{\circ}$  mínima del mes más frío), presentó diferencias significativas entre años ( $H(11) = 81,73$ ;  $p = <0,0001$ ), donde los años 2010 y 2011 presentaron los menores valores de  $T^{\circ}$ , mientras que los años 2013, 2016, 2017 y 2019 presentaron los mayores valores de  $T^{\circ}$ . En ambas variables se observa un aumento en las temperaturas, principalmente durante los últimos años del periodo 2010-2021.

La Bio 9 ( $T^{\circ}$  del trimestre más seco) presenta fluctuaciones en la mayoría del periodo, siendo estas significativas ( $H(11) = 91,41; p = <0,0001$ ), con los años 2015 y 2021 con menores valores de  $T^{\circ}$  y los años 2017 y 2019 con los valores más altos de  $T^{\circ}$ . La Bio 12 (PP anual) presenta fluctuaciones significativas durante el periodo ( $H(11) = 98,69; p = <0,0001$ ), en donde los últimos tres años del periodo (2019 a 2021) son los que presentan menores precipitaciones, en conjunto con el año 2013, mientras que los años 2016 y 2017 son los con mayor precipitación del periodo total. La Bio 14 (PP del mes más seco) no presentó diferencias significativas entre años ( $H(11) = 17,12; p = 0,1042$ ). La Bio 19 (PP del trimestre más frío) muestra fluctuaciones significativas ( $H(11) = 106,15; p = <0,0001$ ) donde los años 2013 y 2019 son los que presentan menores precipitaciones y el 2020 el que presenta mayores precipitaciones. Las tendencias de todas las variables bioclimáticas a través de los años pueden encontrarse en la Fig. 1 del Anexo.

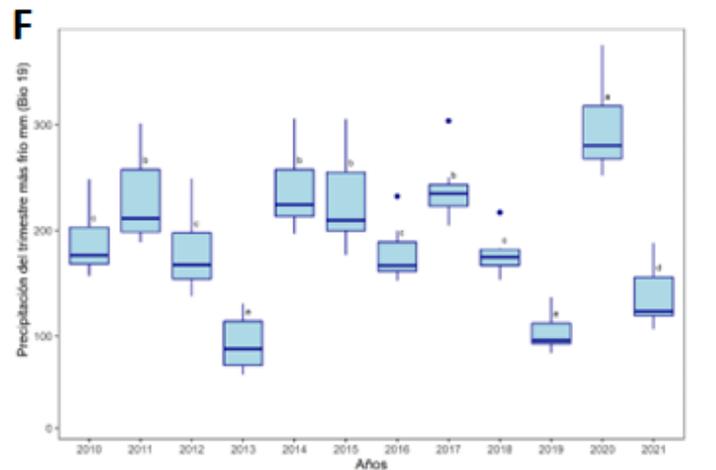
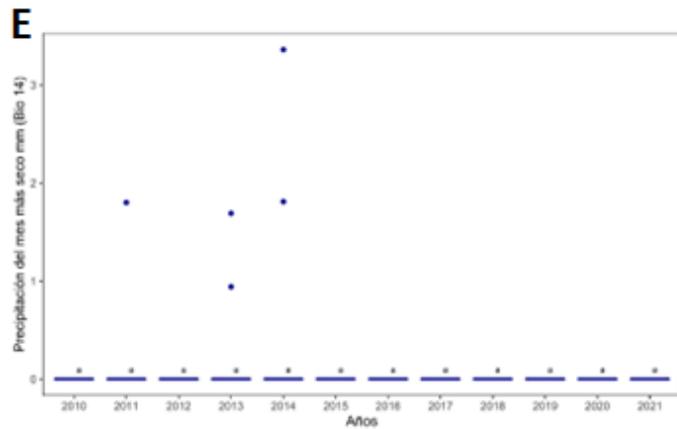
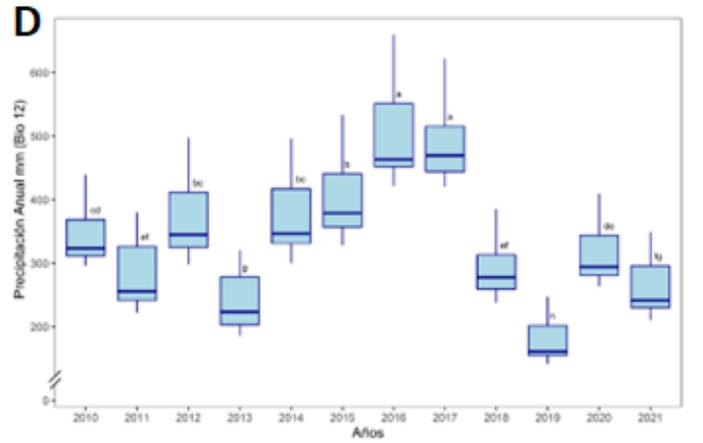
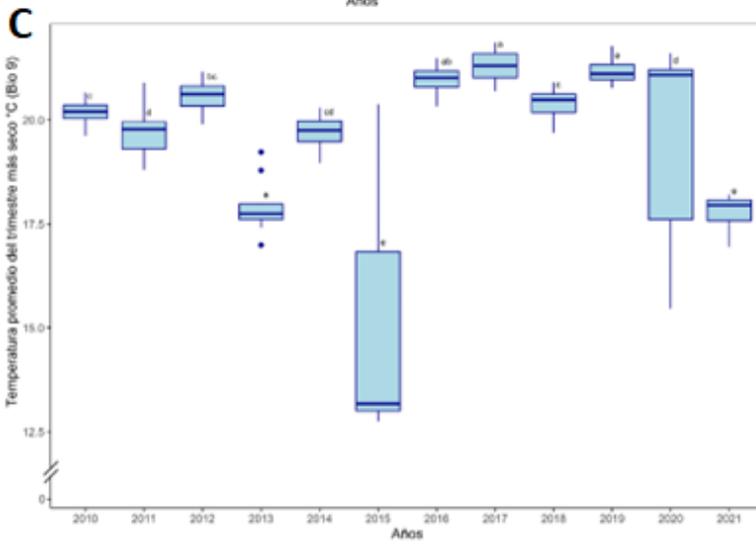
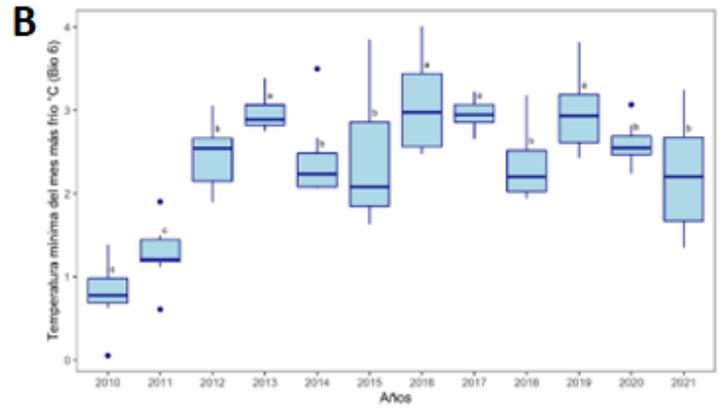
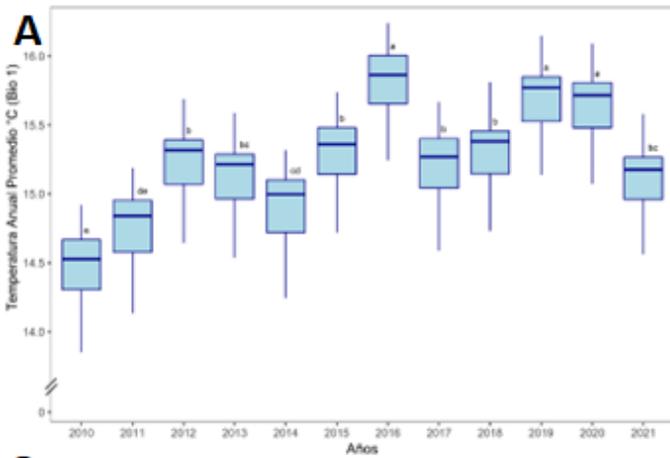


Fig. 8. Gráficos de las tendencias de las variables bioclimáticas que son de mayor importancia dentro de los modelos de regresión lineal y sus tendencias durante el periodo 2010-2021. Se muestran las Bios 1, 6, 9, 12, 14 y 19. Las letras sobre cada barra indican diferencias significativas entre años mediante prueba de t con ajuste ( $p$ -valor  $\leq 0,05$ ).

### Modelos de regresión lineal para variables de coccinélidos en relación a Bios

Considerando las matrices de correlaciones para las variables de coccinélidos (Fig. 9A), se construyeron modelos para especies nativas, exóticas, índice de Simpson y de Shannon, y para equitabilidad. En el caso de la selección de las variables bioclimáticas para los modelos, las variables Bio 9 y Bio 14 no tuvieron valores de correlación significativos con otras Bios, por lo que aportan información independiente de las demás, mientras que la variable Bio 7 se descartó antes de la construcción de modelos por tener altos valores de correlación con otras Bios (Fig. 9B), las demás variables bioclimáticas se seleccionaron según valores de VIF y AIC de cada modelo.

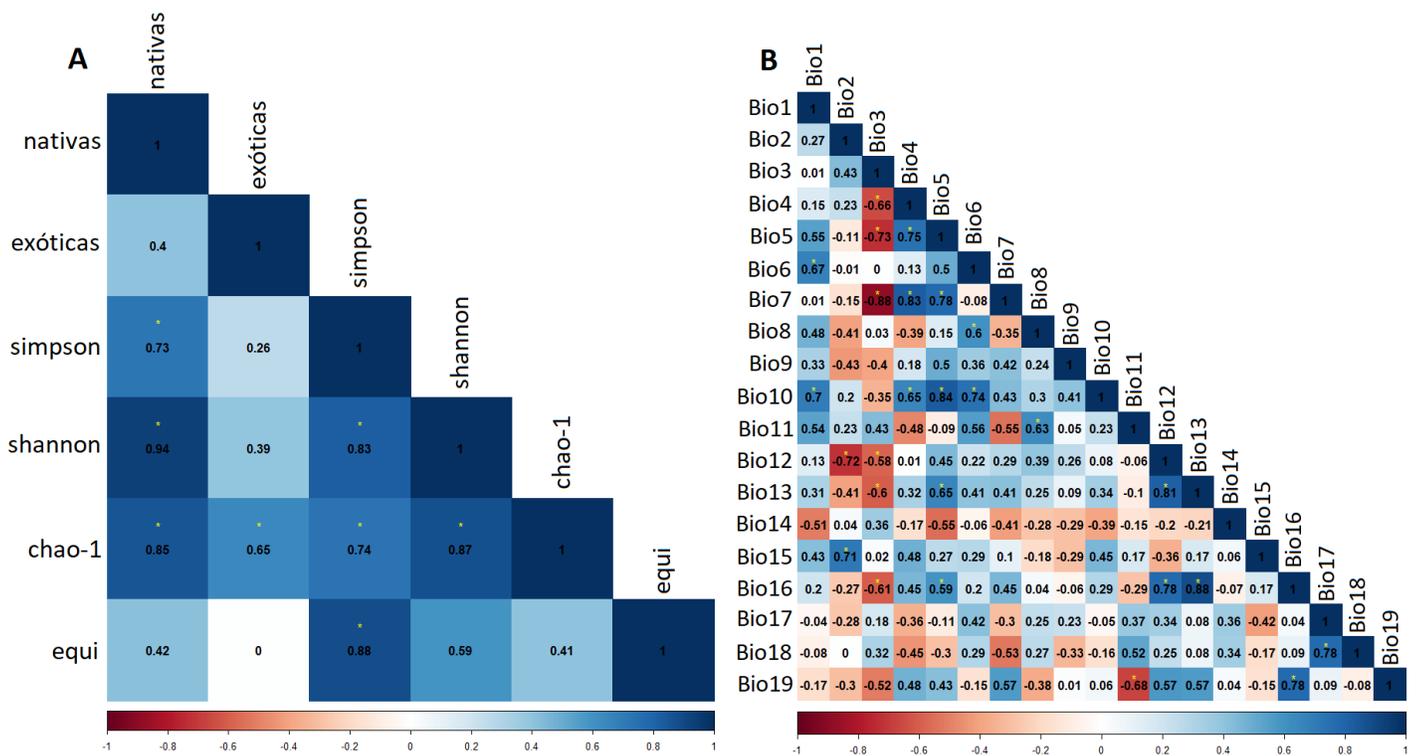


Fig. 9. Matrices de correlación para variables de coccinélidos (A) y para variables bioclimáticas (B). Los números indican el valor de la correlación entre cada variable, mediante método de Spearman, que varía entre -1 y 1, las que son también representadas por un rango de color que va del rojo al azul, dependiendo de si la correlación es negativa o positiva, mientras que las estrellas amarillas sobre los números muestran que la correlación es significativa ( $p$ -valor  $\leq 0,05$ ).

De los cinco modelos construidos solo los de especies nativas, exóticas y equitabilidad resultaron significativos ( $p\text{-valor} \leq 0,05$ ); casi la totalidad presentaron un RMSE menor a 1, excepto el de especies exóticas, con 4,002. Además, presentaron un RRMSE inferior al 25% y un  $R > 0,899$  (Tabla 4). El ajuste de los modelos que resultaron significativos se muestra en la Fig. 10, junto a los valores recién mencionados.

Tabla 4. Modelos construidos para cada variable de coccinélidos relacionados a las variables bioclimáticas. Se presentan las variables incluidas en cada uno de los modelos y la ecuación correspondiente, p-valor, RMSE, RRMSE porcentual, coeficiente R. Los valores con un asterisco (\*) son significativos.

<b>Modelo y ecuación</b>	<b>P</b>	<b>RMSE</b>	<b>RRMSE (%)</b>	<b>R</b>
<b>Nativas</b> $y \sim Bio\ 1 + Bio\ 2 + Bio\ 9 + Bio\ 12 + Bio\ 14$	2,552e-08 (*)	0,97	24,82	0,899
<b>Exóticas</b> $y \sim Bio\ 2 + Bio\ 6 + Bio\ 8 + Bio\ 9 + Bio\ 14 + Bio\ 18 + Bio\ 19$	2,2e-16 (*)	4,002	8,47	0,985
<b>Simpson</b> $y \sim Bio\ 1 + Bio\ 2 + Bio\ 9 + Bio\ 14$	0,999	0,068	15,05	0,802
<b>Shannon</b> $y \sim Bio\ 2 + Bio\ 4 + Bio\ 6 + Bio\ 9 + Bio\ 14 + Bio\ 15 + Bio\ 18$	0,9953	0,043	4,75	0,99
<b>Equitabilidad</b> $y \sim Bio\ 6 + Bio\ 9 + Bio\ 13 + Bio\ 18 + Bio\ 19$	0,0497 (*)	0,037	6,41	0,914

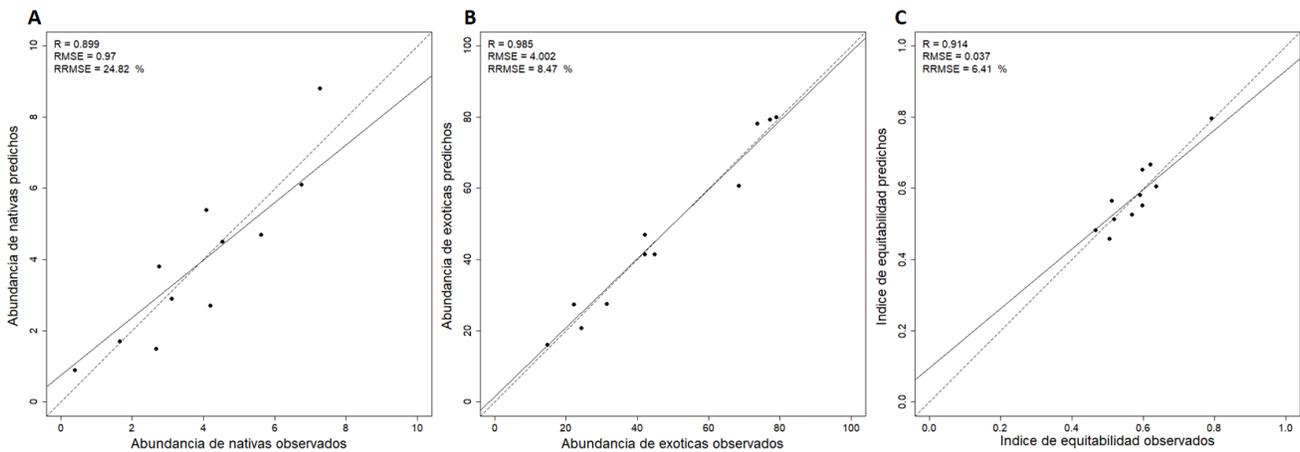


Fig. 10. Gráficos de ajuste lineal para los modelos que resultaron significativos: Especies nativas (A), exóticas (B) y equitabilidad (C). Se muestra también el valor de R, RMSE y RRMSE %.

En la Fig. 11 se muestra la importancia de las variables dentro de cada modelo, representándose el porcentaje de la varianza que es explicada por cada variable por sí sola (varianza marginal) y en conjunto con las demás (varianza acumulada). Las variables más importantes para el modelo de especies nativas son la Bio 12 y la Bio 1, explicando ambas cerca del 75% de la varianza del primer modelo. Para el modelo de especies exóticas las variables bioclimáticas Bio 19, Bio 9, Bio 6 y Bio 14 explican cerca del 75% de la varianza total del modelo, mientras que en el modelo de equitabilidad, la Bio 9 y la Bio 19 explican cerca del 75% del modelo final.

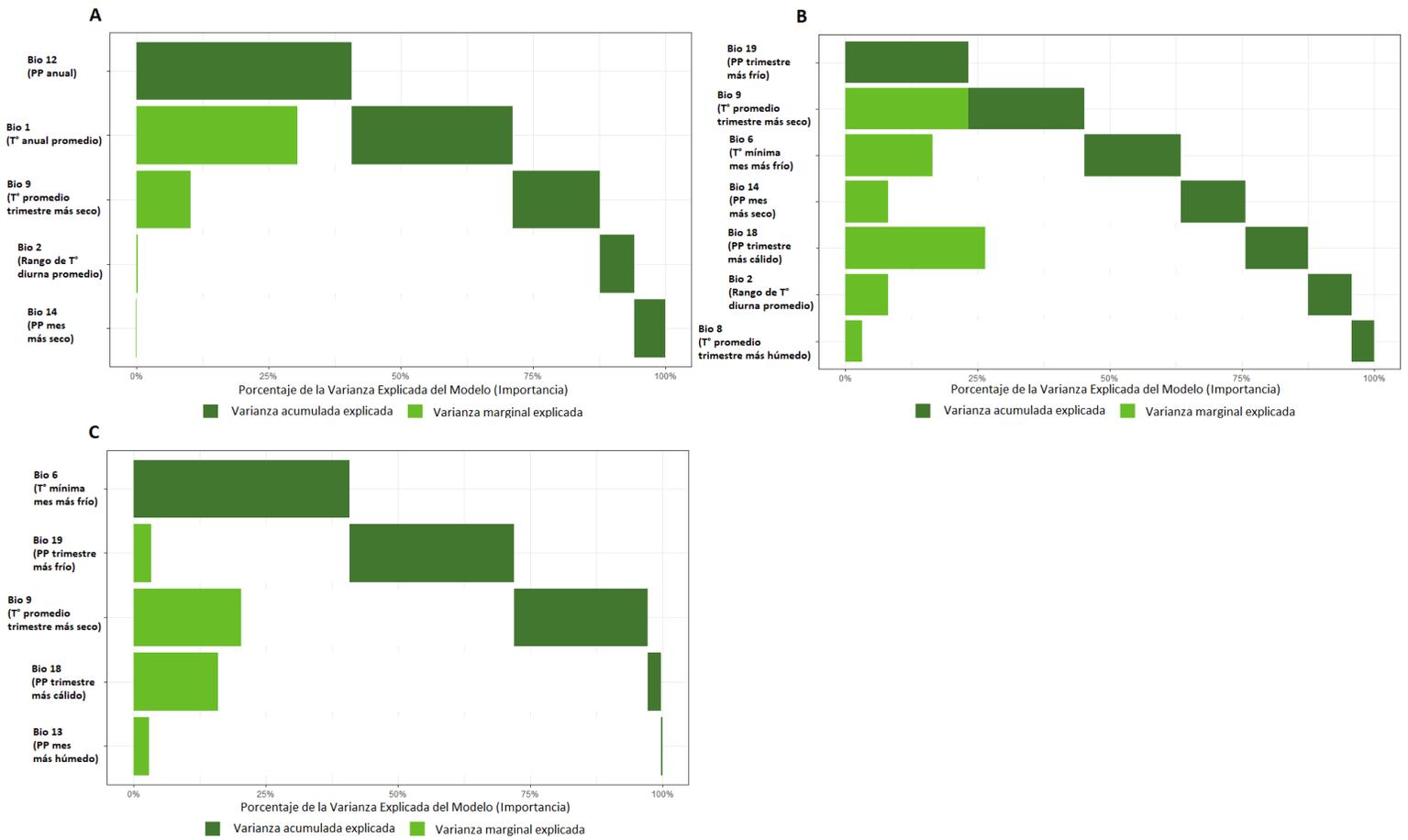


Fig. 11. Gráficos de importancia de variables bioclimáticas (eje y) en explicar la variabilidad en los modelos (eje x) para especies nativas (A), exóticas (B) y equitabilidad (C). Se muestra cada variable del modelo y su aporte (en porcentaje). Se muestra la varianza acumulativa en verde oscuro, y la varianza marginal en verde claro.

En la Fig. 12 se muestran las relaciones lineales entre las dos Bios de mayor importancia dentro de los modelos que fueron significativos. Para el modelo de nativas se observa una relación negativa entre la abundancia de nativas y la Bio 12, y una levemente positiva con la Bio 1 (Fig. 12A). Para el modelo de exóticas, su abundancia se relacionó de forma negativa con la Bio 19 y la Bio 6, y positiva con la Bio 9 y la Bio 14 (Fig. 12B). Finalmente, para el modelo de equitabilidad de coccinélidos, ésta se relacionó de manera negativa con la Bio 19 y la Bio 6 (Fig. 12C).

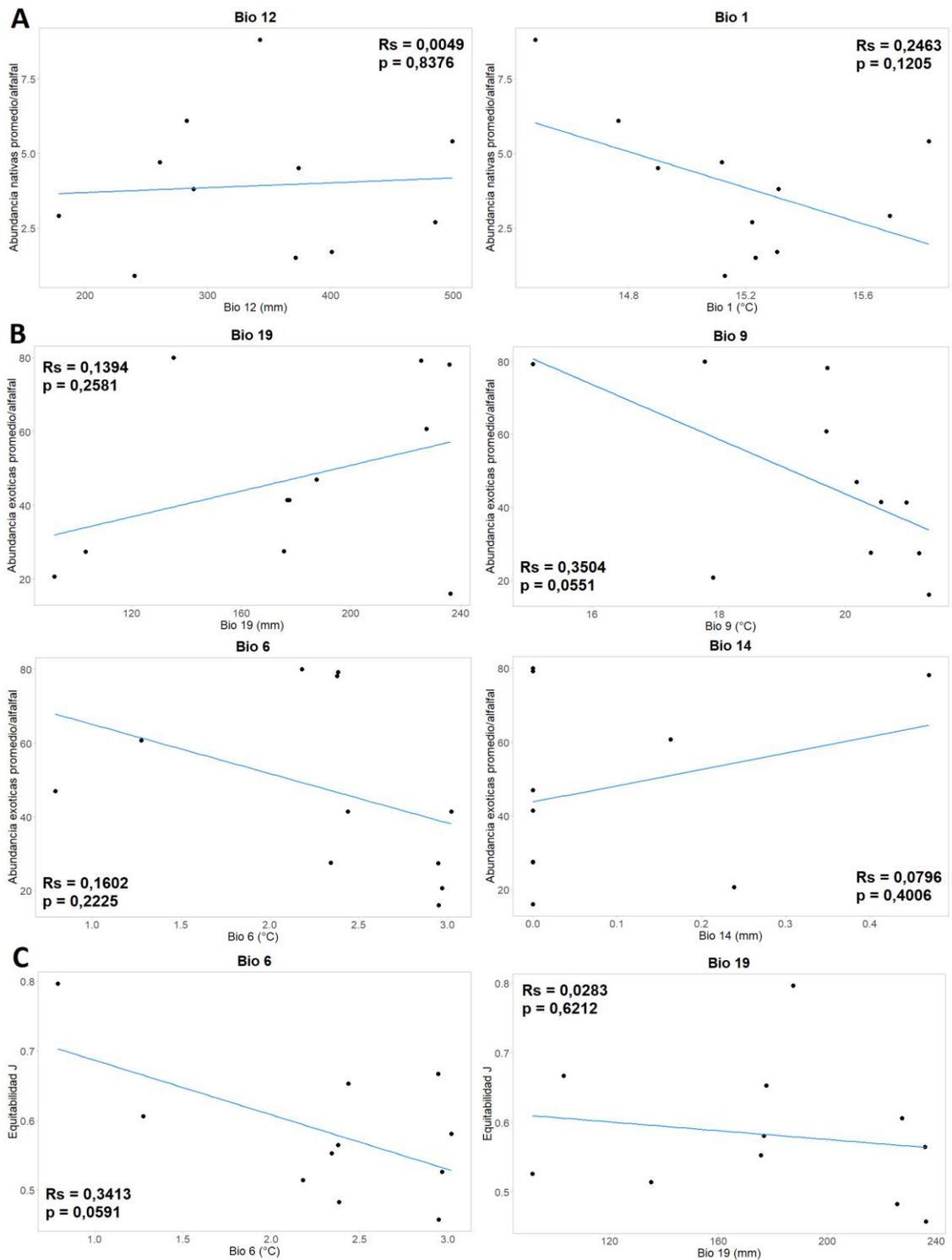


Fig. 12. Relaciones lineales individuales para las dos variables bioclimáticas más importantes de cada modelo, para especies nativas (A), exóticas (B) y equitabilidad (C). El eje y corresponde a cada variable de coccinélido, y el eje x las variables bioclimáticas.

## Discusión

El cambio climático es una de las grandes amenazas a la biodiversidad, en conjunto con la contaminación, la destrucción de hábitats, las invasiones biológicas y la sobreexplotación del medio natural. Estos factores de origen antropogénico afectan diversos procesos y características de las comunidades, lo que provoca cambios en la abundancia, diversidad, riqueza y estructura de las comunidades, generando pérdida de la biodiversidad local y global, y efectos negativos sobre los servicios ecosistémicos (Walther y col., 2002; Menéndez, 2007; Warren y col., 2018; WWF 2020; IPCC 2022).

Entre los grupos de animales más afectados por el cambio climático están los insectos, modificándose variables a distintos niveles: fisiología, fenología, conducta, distribución e interacciones interespecíficas (Harvey y col., 2022). Sin embargo, aún la información es escasa para grupos específicos de insectos (Slogget y col., 2021; van Klink y col., 2022).

En el caso de los coccinélidos, las alteraciones del clima han afectado procesos como la dinámica poblacional, la estabilidad de las poblaciones nativas y exóticas y las interacciones que ocurren entre ellas (Honek y col., 2016, 2019; Soares y col., 2022). Esto es importante para la agricultura, debido a que los coccinélidos son agentes claves de control biológico, afectando la herbivoría de distintos grupos considerados plagas, como los áfidos (Bahlai y col., 2013). En este estudio, se evaluó la variación durante más de una década en el ensamble de coccinélidos nativos y exóticos presentes en primavera en alfalfa de la Región Metropolitana de Chile, lo que constituye el análisis de más largo plazo en el país y uno de los pocos a nivel mundial en que se han seguido los cambios en

estos ensambles a través de los años (Honek y col., 2016, 2019; Lamb y col., 2019; Soares y col., 2022).

Se capturaron 5630 coccinélidos de 18 especies, 8 exóticas y 10 nativas, con una clara predominancia de dos especies exóticas, *H. variegata* y *H. axyridis*, las que acumulan más del 80% de los individuos encontrados en alfalfaes, superando en gran medida a las especies nativas más abundantes (*A. angulifera* y *E. chilensis*). Esta alta proporción de estas dos especies exóticas ocurrió a lo largo de todo el periodo de estudio, excepto el año 2010, cuando *A. bipunctata*, otra exótica, fue relativamente más abundante, evento que no se repitió en otros años. Se ha evaluado que las especies dominantes del ensamble, *H. variegata* y *H. axyridis*, provenientes de la región paleártica y Asia central respectivamente (Farhadi y col., 2011), han ampliado su distribución enormemente a través de los años en la mayoría de los continentes del mundo (Koch, 2003). Es interesante notar que se aprecia una segregación temporal entre las abundancias relativas de *H. variegata* y *H. axyridis*, alternado su dominancia entre años, lo que sugiere una relación antagónica entre ellas. Esta alternancia temporal también se ha observado en otros trabajos (Altamirano, 2016). Por otra parte, al analizar la abundancia por alfalfal en el tiempo, los coccinélidos exóticos y nativos mostraron abundancias fluctuantes, y en el caso de los nativos hubo una declinación significativa entre los años 2010 y 2013, especialmente de *A. deficiens*. Esta declinación de nativas se ha adjudicado a la invasión de *H. axyridis* (Grez y col., 2016). Esta especie invadió Chile central entre los años 2003 y 2008 (Grez y col., 2010). En el área de estudio, específicamente en Pirque, el 2008 era muy escasa, con un individuo de 90.000 coccinélidos encontrados en toda la temporada. Sin embargo,

en los años siguientes, sus poblaciones aumentaron significativa y paralelamente declinó la abundancia de coccinélidos nativos y la diversidad de los ensambles (Grez y col., 2016). El presente estudio muestra que la diversidad de los coccinélidos, según índices de Simpson y Shannon, se mantiene el año 2021 aún con valores más bajos que el 2010. Se ha propuesto que relaciones antagónicas entre *H. axyridis* y otras especies de coccinélidos serían las responsables de esta declinación (Honek y col., 2019; Lamb y col., 2021; Soares y col., 2022). En Chile se ha demostrado que existe competencia interespecífica, siendo *H. axyridis* la competidora más fuerte, afectando negativamente el desempeño de *H. variegata* y *E. chilensis* (Zaviezo y col., 2019). También existen antecedentes de una depredación intragremio fuertemente asimétrica en favor de *H. axyridis* (A. Grez, datos no publicados).

Además del efecto de la introducción de *H. axyridis* sobre los ensambles de coccinélidos en alfalfa de Chile central las alteraciones en las variables bioclimáticas por efecto del cambio climático pueden también tener un rol, ya sea directo o indirecto. Durante el periodo 2010-2021, en la zona sur de la región Metropolitana, ocurrió un aumento en la temperatura y una disminución generalizada de las precipitaciones. Destacan los años 2010 y 2011 con los valores más bajos de temperatura anual promedio, y aumentos en las temperaturas mensuales y estacionales de los meses de mayor frío (temporada de invierno). Por otra parte, destaca el periodo 2018-2021, con una gran disminución en las precipitaciones anuales y estacionales para la temporada de lluvias. Estos cambios son consistentes con lo evaluado en los informes globales sobre cambio climático, los que señalan un aumento en las temperaturas globales debido a diversos procesos, como la

continua emisión de gases de efecto invernadero y destrucción del medio ambiente durante la última década (WWF, 2020; CR2, 2022; IPCC, 2022; MMA, 2022). La zona de Chile central se encuentra en un período de mega-sequía que acentúa los cambios en el clima de la región, caracterizado por un déficit en las precipitaciones y derretimientos acelerados en la cobertura de hielo y nieve, provocando disminuciones en la disponibilidad de agua de la región (Garreaud y col., 2017, 2019). El IPCC señala un aumento a futuro en las temperaturas globales promedio de entre 1,5°C y 2,0°C si no se produce una disminución drástica en las emisiones (IPCC, 2022). En las precipitaciones se espera una declinación para el territorio nacional de entre un 10-30% según los escenarios de cambio climático (Bozkurt y col., 2018). Estas predicciones son respaldadas por las proyecciones generadas por el Ministerio del Medio Ambiente, para aumentos de temperatura y eventos de las olas de calor, y disminuciones de las precipitaciones por efecto de cambio climático (MMA, 2022). Los resultados encontrados en este trabajo son coincidentes con lo evaluado en el clima mediterráneo de Chile central durante la última década (Mariotti y col., 2015; Boisier y col., 2016).

Al relacionar las variables bioclimáticas con las de coccinélidos se observa que la abundancia de las especies nativas y especies exóticas pueden ser explicadas por distintas variables del clima, como se refleja en los modelos construidos para cada variable de coccinélidos. Las Bios que mejor explican la abundancia de coccinélidos nativos fueron la Bio 1 (T° anual promedio) y la Bio 12 (PP anual), ambas variables de carácter anual. La abundancia de nativos se relacionó negativamente con el aumento en la temperatura anual promedio y positivamente con el aumento en las precipitaciones anuales. Estas

relaciones podrían explicar la disminución en la abundancia de especies nativas del periodo 2010-2021, principalmente durante los primeros cuatro años (2010-2014), cuando se observó la mayor caída en la abundancia nativa y la disminución de los índices de diversidad, y que son coincidentes con los primeros aumentos en las temperaturas anuales de los años 2012 y 2013. Por otro lado, la relación positiva entre la precipitación anual y la abundancia de especies nativas resulta interesante, pues podría explicar parte de la declinación de este grupo de coccinélidos por efecto del déficit en la cantidad de agua caída y el largo periodo de años secos que afectan el clima mediterráneo de la zona central, lo cual necesita ser evaluado en mayor profundidad para la población nativa de coccinélidos.

En cuanto a la abundancia de especies exóticas, las Bios que mejor explican esta variable son dos de temperatura (Bio 6 y 9) y dos de precipitación (Bio 14 y 19). Esta variable de coccinélidos se relacionó negativamente con un aumento de las T° del mes más frío (Bio 6) y del trimestre más seco (Bio 9), y positivamente con el aumento de las precipitaciones del trimestre más seco (Bio 14) y del trimestre más frío (Bio 19). Estos resultados indican que, a diferencia de los coccinélidos nativos, los exóticos son afectados por cambios en variables bioclimáticas de carácter más acotado temporalmente, y no anuales. Es posible que esto esté relacionado con aspectos diferenciales del ciclo de vida y de tolerancias fisiológicas de nativas y exóticas a variables ambientales. Ejemplo de esto son las respuestas diferenciales de *H. variegata*, *H. axyridis* y *E. chilensis* frente a cambios en la temperatura, *H. axyridis* tiene un mejor desempeño en condiciones más templadas de temperatura respecto a las otras dos (Barahona-Segovia y col., 2016), demostrando la

importancia de realizar más estudios particulares en otras especies del ensamble para entender las relaciones individuales y entre especies frente a las diferencias actuales en el clima de los ensambles. En todo caso, los resultados muestran que tanto nativas como exóticas se ven negativamente afectadas con aumentos de temperatura y disminución de precipitaciones. Frente a esto sería esperable que, si estas condiciones se mantienen o se acentúan en el futuro, las poblaciones tanto de nativas como de exóticas sean afectadas de manera negativa por el cambio climático.

La equitabilidad de los ensambles de coccinélidos también disminuye frente a los aumentos de temperatura del mes más frío (Bio 6) y con la disminución de la temperatura del trimestre más frío (Bio 19). Una menor equitabilidad ocurre cuando alguna especie domina en los ensambles. Es posible que inviernos más fríos (Bio 19), en conjunto con los meses más fríos siendo más cálidos (Bio 6) puedan favorecer el éxito de algunas especies durante su hibernación, por lo que resulten luego más abundantes en la primavera, época en que se hizo este estudio. Posiblemente no se trate de *H. axyridis*, la que en general hiberna al interior de domicilios (Roy y col., 2016); pero sí podría ocurrir con *H. variegata*, especie dominante de estos ensambles que hiberna en el exterior. Si bien, la equitabilidad no ha variado de manera notable durante el periodo evaluado, estas diferencias en las variables bioclimáticas podrían generar un cambio a futuro en el ensamble de coccinélidos de la zona central.

Una limitación de este estudio es que considera los coccinélidos recolectados sólo en primavera. Si bien esta es la temporada del año donde los coccinélidos se encuentran en mayor abundancia y diversidad en los alfalfaes, es de todas formas un escenario acotado

de tiempo que puede no proveer toda la información necesaria para analizar la comunidad en su totalidad y en función de su distribución temporal. Es sabido que, en alfalfaes de Chile central, las distintas especies de coccinélidos varían su abundancia y época reproductiva a lo largo de la temporada de crecimiento (primavera-verano-otoño) (Oberti, 2021), pudiendo ser diferencialmente susceptibles a variables climáticas en distintas épocas del año. Ello sugiere la necesidad de realizar estudios que consideren ventanas de tiempo mayor, como los de Lamb y col. (2019, 2020) y análisis a nivel de especies, debido a la posibilidad de que ocurran efectos dilatados en el tiempo en algunas especies.

En resumen, en este estudio se encontró que la abundancia de especies nativas ha disminuido en los alfalfaes de la zona sur de la región Metropolitana de Chile central desde el año 2010, siendo notable el periodo 2010-2014, con un leve repunte el resto del periodo, mientras que la abundancia de especies exóticas se ha mantenido relativamente estable, generando un ensamble dominado por *H. variegata* y *H. axyridis*. Los cambios en las variables bioclimáticas, que se caracterizan por aumentos generalizados en la temperatura y disminución en las precipitaciones, se relacionan en general con una disminución en la abundancia y diversidad de coccinélidos en alfalfaes, aunque coccinélidos nativos y exóticos responden a variables bioclimáticas diferentes. Este es un aporte novedoso en el país y en el mundo. Sin embargo, es necesario seguir investigando, para poder entender mejor los mecanismos que explican los patrones de abundancia y diversidad de estos insectos, incluyendo aspectos ecológicos, ecofisiológicos y de su ciclo de vida. Investigaciones a largo plazo y con ventanas de tiempo anuales mayores que este

estudio, permitirán comprender mejor los efectos producidos por el cambio climático sobre la biodiversidad y proveer evidencia científica para el manejo de esta gran amenaza.

### **Conclusiones**

Durante la última década han ocurrido cambios en el ensamble de coccinélidos en primavera en alfalfaes de la zona sur de la Región Metropolitana, especialmente en la abundancia de especies nativas, la cual ha disminuido desde el año 2010. Actualmente el ensamble se encuentra dominado por dos especies exóticas, *Hippodamia variegata* y *Harmonia axyridis*, que corresponden a más del 80% del total de los individuos recolectados en alfalfaes. De acuerdo con los resultados de este estudio, es probable que estas diferencias en el ensamble se deban a los cambios que han ocurrido en las variables bioclimáticas de Chile central, principalmente en el aumento de la temperatura anual y estacional, y la disminución en las precipitaciones anuales y de invierno. Sin embargo, la abundancia de especies nativas y de especies exóticas responde diferencialmente a los cambios en estas variables bioclimáticas. La abundancia de especies nativas se relacionó mejor con variables anuales, mientras que la de exóticas se relacionó mejor con variables estacionales. Es posible que la equitabilidad del ensamble se relacione mejor con las variables bioclimáticas de la estación invernal, favoreciendo a ciertas especies durante la época de hibernación. Estos cambios pueden explicar parte de las variaciones observadas en la abundancia del ensamble de coccinélidos, a las que se deben sumar otros factores como las invasiones biológicas, principalmente por parte de *H. axyridis*. En este sentido, se recalca la necesidad de realizar investigaciones que consideren ventanas de tiempo más grandes y a nivel de especie, que nos ayuden a entender mejor los efectos del cambio

climático en los ensambles de coccinélidos, y que nos permitan mejorar la toma de decisiones frente a las amenazas que afectan la biodiversidad.

### **Bibliografía**

Altamirano, D. (2016). *Harmonia axyridis* (Coleoptera: Coccinellidae) en campos de alfalfa en otoño: relación con la diversidad del ensamble de coccinélidos y con la abundancia de la especie exótica *Hippodamia variegata*. Memoria de Médico Veterinario. Santiago, Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Veterinarias y Pecuarias. 28p.

Araya, J.E. (2019). Effects of Climate Change on the Biology and Distribution of Insects. *International Journal of Current Science Research and Review*, 2, 12-15.

Bahlai, C.A., Colunga-Garcia, M., Gage, S.H. & Landis, D.A. (2013). Long-Term Functional Dynamics of an Aphidophagous Coccinellid Community Remain Unchanged Despite Repeated Invasions. *Plos ONE*, 8: e83407.

Barahona-Segovia, R.M., Grez, A.A. & Bozinovic, F. (2016). Testing the hypothesis of greater eurythermality in invasive than in native ladybird species: from physiological performance to life-history strategies. *Ecological Entomology*, 41, 182-191, doi: 10.1111/een.12287

Barratt, B.I., Moran, V.C., Bigler, F., & van Lenteren, J.C. (2018). The status of biological control and recommendations for improving uptake for the future. *BioControl*, 63, 155-167, doi:10.1007/s10526-017-9831-y

Boisier, J.P., Rondanelli, R., Garreaud, R.D. & Muñoz, F. (2016). Anthropogenic and natural contributions to the Southeast Pacific precipitation decline and recent megadrought in central Chile. *Geophysical Research Letters*, 43, 413-421, doi:10.1002/2015GL067265.

Bozkurt, D., Rojas, M., Boisier, J.P. & Valdivieso, J. (2018). Projected hydroclimate changes over Andean basins in central Chile from downscaled CMIP5

models under the low and high emissions scenarios. *Climate Change*, 150, 131-147, doi:10.1007/s10584-018-2246-7

Brittain, C., Kremen, C. & Klein, A.-M. (2013). Biodiversity buffers pollination for changes in environmental conditions. *Global Change Biology*, 19, 540-547, doi: 10.1111/gcb.12043

Carnell, R. (2020). tornado: Plots for Model Sensitivity and Variable Importance. Disponible en: <https://CRAN.R-project.org/package=tornado>

Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia (CR)<sup>2</sup> (2022). Productos grillados. Disponible en: <https://www.cr2.cl/datos-productos-grillados/>

Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia (CR)<sup>2</sup> (2022). Disponible en: <https://www.cr2.cl/>

Despotovic, M., Nedic, V., Despotovic, D. & Cvetanovic S. (2016). Evaluation of empirical models for predicting monthly mean horizontal diffuse solar radiation. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 56, 246-260, doi: 10.1016/j.rser.2015.11.058

Estay, S.A. (2021). Bases ecológicas para el manejo de plagas. Ediciones UC. Santiago.

Farhadi, R., Allahyari, H., & Chi, H. (2011). Life table and predation capacity of *Hippodamia variegata* (Coleoptera: Coccinellidae) feeding on *Aphis fabae* (Hemiptera: Aphididae). *Biological Control*, 59, 83-89, doi: 10.1016/j.biocontrol.2011.07.013

Fox, J. & Weisberg, S. (2019). *An {R} Companion to Applied Regression*, Third Edition. Thousand Oaks CA: Sage. Disponible en: <http://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion>

Garreaud, R.D., Alvarez-Garreton, C., Barichivich, J., Boisier, J.P., Christie, D., Galleguillos, M., LeQuesne, C., McPhee, J. & Zambrano-Bigiriani, M. (2017). The 2010-

2015 megadrought in central Chile: impacts on regional hydroclimate and vegetation. *Hydrology and Earth System Sciences*, 21, 6307-6327, doi:10.5194/hess-21-6307-2017

Garreaud, R.D., Boisier, J.P., Rondanelli, R., Montecinos, A., Sepúlveda, H.H. & Veloso-Aguila, D. (2019). The Central Chile Mega Drought (2010-2018): A climate dynamics perspective. *International Journal of Climatology*, 40, 421-439, doi: 10.1002/joc.6219

González, G. (2006). Los Coccinellidae de Chile [online]. Disponible en World Wide Web: <http://www.coccinellidae.cl/paginasWebChile/Paginas/InicioChi.php>

Grez, A., Zaviezo, T., González, G. & Rothmann, S. (2010). *Harmonia axyridis* in Chile: a new threat. *Ciencia e Investigación Agraria*, 37, 145-149.

Grez, A.A., Zaviezo, T. & Gardiner, M.M. (2014). Local predator composition and landscape affects biological control of aphids in alfalfa fields. *Biological Control*, 76, 1-9, doi: 10.1016/j.biocontrol.2014.04.005

Grez, A.A., Zaviezo, T., Roy, H.E., Brown, P.M. & Bizama, G. (2016). Rapid spread of *Harmonia axyridis* in Chile and its effects on local coccinellid biodiversity. *Diversity and Distributions*, 22, 982-994, doi: 10.1111/ddi.12455

Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (2022). IPCC en español. Disponible en: <https://www.ipcc.ch/languages-2/spanish/>

Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (2022). *Climate Change 2022, Impacts, Adaptation and Vulnerability. Summary for Policymakers.* Disponible en: [https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg2/downloads/report/IPCC\\_AR6\\_WGII\\_SummaryForPolicymakers.pdf](https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg2/downloads/report/IPCC_AR6_WGII_SummaryForPolicymakers.pdf)

Halsch, C.A., Shapiro, A.M., Fordyce, J.A., Nice, C.C., Thorne, J.H., Waetjen, D.P. & Forister, M.L. (2020). Insects and recent climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118, e2002543117.

Hammer, Ø., Harper, D.A. & Ryan, P.D. (2001). PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Paleontologia Electronica*, 4, 1-9.

Harvey, J.A., Tougeron, K., Gols, R., Heinen, R., Abarca, M., Abram, P.K., Basset, Y., Berg, M., Boggs, J., Cardoso, P., Boer, J.G., De Snoo, G.R., Deacon, C., Dell, J.E., Desneux, N., Dillon, M.E., Duffy, G.A., Fukushima, C., Gage, M.J., García-Robledo, C., Gely, C., Gobbi, M., Hallmann, C., Hance, T., Harte, J., Hochkirch, A., Hof, C., Hoffmann, A.A., Kingsolver, J.G., Lamarre, G.P., Laurance, W.F., Lavandero, B., Leather, S.R., Lehmann, P., Le Lann, C., López-Uribe, M., Ma, C., Ma, G., Moiroux, J., Monticelli, L., Nice, C., Ode, P.J., Pincebourde, S., Ripple, W.J., Rowe, M., Samways, M.J., Sentis, A., Shah, A.A., Stork, N., Terblanche, J.S., Thakur, M.P., Thomas, M.B., Tylianakis, J.M., Van Baren, J., Van de Pol, M., Van der Putten, W.H., Van Dyck, H., Verbeck, W.C., Wagner, D.L., Weisser, W.W., Wetzel, W.C., Woods, H.A., Wyckhuys, K.A. & Chown, S. (2022). Scientists' warning on climate change and insects. *Ecological Monographs*, e1153. doi: 10.1002/ecm.1553

Hijmans, R., Phillips, S., Leathwick, J. & Elith, J. (2021). *dismo*: Species Distribution Modeling. R package version 1.3-5. Disponible en: <https://CRAN.R-project.org/package=dismo>

Honek, A., Martinkova, Z., Dixon, A.F., Roy, H.E. & Pekár, S. (2016). Long-term changes in communities of native coccinellids: population fluctuations and the effect of competition from an invasive non-native species. *Insect Conservation and Diversity*, 9, 202-209, doi: 10.1111/icad.12158

Honek, A., Martinkova, Z., Roy, H.E., Dixon, A.F., Skuhrovec, J., Pekár, S & Brabec, M. (2019). Differences in the Phenology of *Harmonia axyridis* (Coleoptera: Coccinellidae) and Native Coccinellids in Central Europe. *Environmental Entomology*, 48, 80-87. doi: 10.1093/ee/nvy173

Kassambara, A. (2020). *ggpubr*: 'ggplot2' Based Publication Ready Plots. R package version 0.4.0. Disponible en: <https://CRAN.R-project.org/package=ggpubr>

Van-Klink, R., Bowler, D.E., Gongalsky, K.B. & Chase, J.M. (2022). Long-term abundance trends of insect taxa are only weakly correlated. *Biology Letters*, 18, doi: 10.1098/rsbl.2021.0554

Koch, R.L. (2003). The multicolored Asian lady beetle, *Harmonia axyridis*: A review of its biology, uses in biological control, and non-target impacts. *Journal of Insect Science*, 3, Disponible en: [insectscience.org/3.32](https://insectscience.org/3.32)

Lamb, R.J., Bannerman, J.A. & Costamagna, A.C. (2019). Stability of native and exotic lady beetle populations in a diverse landscape. *Ecosphere*, 10, e02630.

Lamb, R.J., Bannerman, J.A. & Costamagna, A.C. (2020). Interactions between exotic and native lady beetle species stabilize community abundance. *Oecologia*, 193, 701-711, doi: 10.1007/s00442-020-04716-7

Mariotti, A., Pan, Y., Zeng, N. & Alessandri, A. (2015). Long-term climate change in the Mediterranean region in the midst of decadal variability. *Climate Dynamics*, 44, 1437-1456, doi: 10.1007/s00382-015-2487-3

McLeod, A., Xu, C. & Lai, Y. (2020). Bestglm: Best Subset GLM and Regression Utilities. Disponible en: <https://CRAN.R-project.org/package=bestglm>

De-Mendiburu, F. (2021). agricolae: Statistical Procedures for Agricultural Research. R package version 1.3-5. Disponible en: <https://CRAN.R-project.org/package=agricolae>

Menéndez, R. (2007). How are insect responding to global warming? *Tijdschrift voor Entomologie*, 150, 355-365.

Mitchell, J.F. (1989). The "Greenhouse" effect and climate change. *Reviews of Geophysics*, 21, 115-139.

Ministerio del Medio Ambiente, Chile. Cambio Climático. Disponible en: <https://cambioclimatico.mma.gob.cl/>

Morton, S. & Hill, R. (2014). What is biodiversity, and why is it important? *In*: Morton SR, Sheppard AW & Lonsdale WM (eds), Biodiversity: science and solutions for Australia, CSIRO Publishing, 1–12. Collingwood, Melbourne,

Noriega, J.A., Hortal, J., Azcárate, F.M., Berg, M.P., Bonada, N., Briones, M.J., Del Toro, I., Goulson, D., Ibanez, S., Landis, D.A., Moretti, M., Potts, S.G., Slade, E.M., Stout, J.C., Ulyshen, M.D., Wackers, F.L., Woodcock, B.A. & Santos, A.M. (2017). Research trends in ecosystem services provided by insects. *Basic and Applied Ecology*, 26, 8-23, doi: 10.1016/j.baae.2017.09.006

O'Brien, R. (2007). A caution Regarding Rules of Thumb for Variance Inflation Factors. *Quality & Quantity*, 41, 673-690, doi: 10.1007/s11135-006-9018-6

O'Donnell, M.S. & Ignizio D.A. (2012). Bioclimatic predictors for supporting ecological applications in the conterminous United States. *U.S. Geological Survey Data Series*, 691, 10p.

Oberti, R. (2021). Dinámica temporal de poblaciones de coccinélidos asociados a alfalfa. Memoria de Título, Medicina Veterinaria, Facultad de Ciencias Veterinarias y Pecuarias, Universidad de Chile.

Parajulee, M.N. & Slosser J.E. (2003). Potential of Yellow Sticky Traps for Lady Beetle Survey in Cotton. *Journal of Economic Entomology*, 96, 239-245.

R Core Team (2022). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponible en: <https://www.R-project.org/>

Rivera, N.E. (2015). Abundancia y diversidad de coccinélidos (Coleoptera: Coccinellidae) presentes en primavera en coberturas del paisaje agrícola de la zona sur-poniente de la Región Metropolitana: Relación con la abundancia de la especie de coccinélido invasor, *Harmonia axyridis*. Memoria de Título, Medicina Veterinaria, Facultad de Ciencias Veterinarias y Pecuarias, Universidad de Chile.

Roy, H.E., Brown, P.M., Adriaens, T., Berkvens, N., Borges, I., Clusella-Trullas, S., Richard F. Comont, R.F., Clercq, P.D., Eschen, R., Estoup, A., Evans, E.W., Facon, B., Gardiner, M.M., Gil, A., Grez, A.A., Guillemaud, T., Haelewaters, D., Herz, A., Honek, A., Howe, A.G., Hui, C., Hutchison, W.D., Kenis, M., Koch, R.L., Kulfan, J., Handley, L.L., Lombaert, E., Loomans, A., Losey, J., Lukashuk, A.O., Maes, D., Magro, A., Murray, K.M., San Martin, G., Martinkova, Z., Minnaar, I.A., Nedved, O., Orlova-Bienkowskaja, M.J., Osawa, N., Rabitsch, W., Ravn, H.P., Rondoni, G., Rorke, S.L., Ryndevich, S.K., Saethre, M.-G., Sloggett, J.J., Soares, A.O., Stals, R., Tinsley, M.C., Vandereycken, A., van Wielink, P., Vigiášová, S., Zach, P., Zakharov, I.A., Zaviero, T. & Zhao, Z. (2016). The harlequin ladybird, *Harmonia axyridis*: global perspectives on invasion history and ecology. *Biological Invasions*, 18, 997-1044, doi:10.1007/s10530-016-1077-6

Sloggett, J.J. (2021). Aphidophagous ladybirds (Coleoptera: Coccinellidae) and climate change: a review. *Insect Conservation and Diversity*, 14, 709-722, doi: 10.1111/icad.12527

Soares, A.O., Haelewaters, D., Ameixa, O.M., Borges, I., Brown, P.M., Cardoso, P., de-Groot, M.D., Evans, E.W., Grez, A.A., Hochkirch, A., Holecová, M., Honěk, A., Kulfan, F., Lillebø, A.I., Martinková, Z., Michaud, J.P., Nedvěd, O., Omkar, Roy, H.E., Saxena, S., Shandilya, A., Sentis, A., Skuhrovec, J., Vigiášová, S., Zach, P., Zaviero, T. & Losey, J.E. (2022). A roadmap for ladybird conservation and recovery. *Conservation Biology*, e13965, doi: 10.1111/cobi.13965

Venables, W. & Ripley, B. (2002). *Modern Applied Statistics with S*. Disponible en: <https://www.stats.ox.ac.uk/pub/MASS4/>.

Vitousek, P., M. (1994). Beyond Global Warming: Ecology and Global Change. *Ecology*, 75, 1861-1876.

Walther, G.-R., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee, T.J., Fromentin, J.-M., Hoegh-Guldberg, O. & Bairlein, F. (2002) Ecological responses to recent climate change. *Nature*, 416, 389–395.

Warren, R., Price, J., Graham, E., Forstnerhaeusler, N. & VanDerWal, J. (2018). The projected effect on insects, vertebrates, and plants on limiting global warming to 1.5°C rather than 2.0°C. *Science*, 360, 791-795.

Wei, T. & Simko, V. (2021). R package 'corrplot': Visualization of a Correlation Matrix. version 0.92. Disponible en: <https://github.com/taiyun/corrplot>

Wickham, H. (2016). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Disponible en: <https://cran.r-project.org/web/packages/ggplot2/index.html>

WWF (2020). Informe Planeta Vivo 2020: Revertir la curva de la pérdida de biodiversidad. Resumen. Disponible en: [https://wwflac.awsassets.panda.org/downloads/resumen\\_informe\\_planeta\\_vivo\\_2020.pdf](https://wwflac.awsassets.panda.org/downloads/resumen_informe_planeta_vivo_2020.pdf)

Zaviezo, T., Soares, A. & Grez, A. (2019). Interspecific exploitative competition between *Harmonia axyridis* and other coccinellids is stronger than intraspecific competition. *Biological Control*, 131, 62-68, doi: 10.1016/j.biocontrol.2018.12.008

Zaviezo, T., Grez, A.A., Miall, J. & Mason, P. (2021). Conservation biological control. *In*: Mason, P. G. (Ed.). *Biological control: global impacts, challenges and future directions of pest management*. CRC Press, Australia.

Zhang, Z. Q. (2011). *Animal Biodiversity: An Outline of Higher-level Classification and Survey of Taxonomic Richness*. *Zootaxa*, 3148, 1-237.

## Anexos

Tabla 1. Comparación de ecuaciones, valores de VIF para Bios y AIC de los modelos iniciales y finales utilizados para la selección de los modelos para la abundancia de especies nativas, exóticas, índices de Simpson y de Shannon, y equitabilidad de coccinélidos.

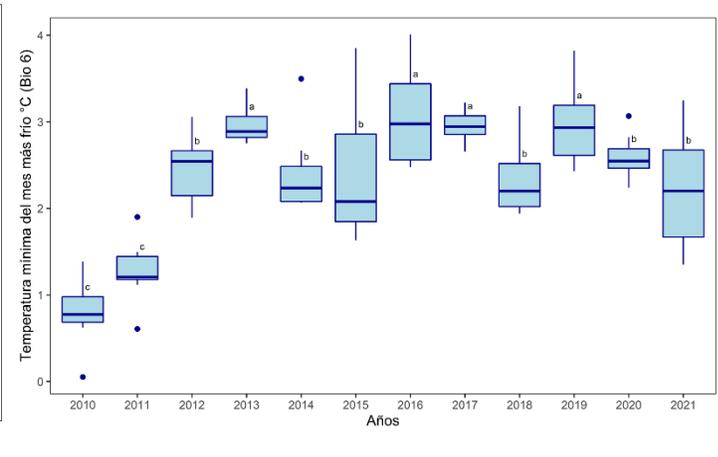
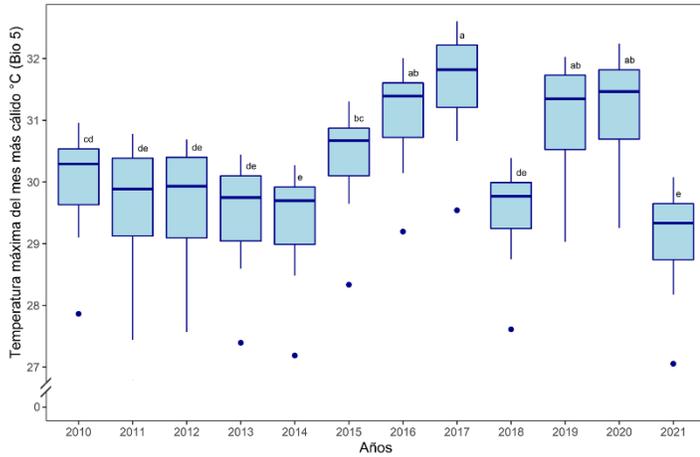
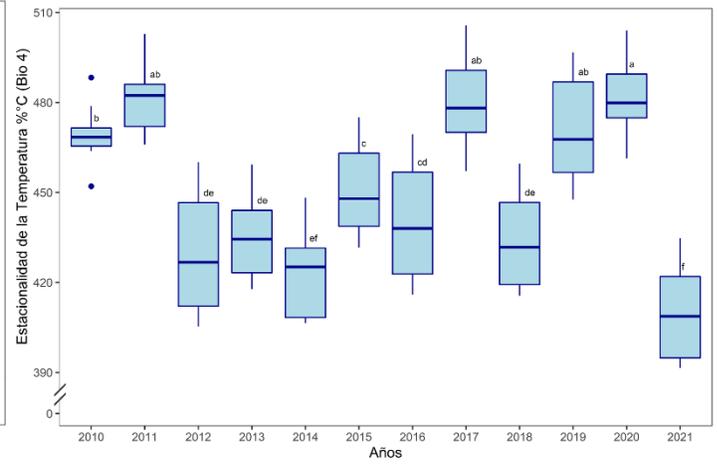
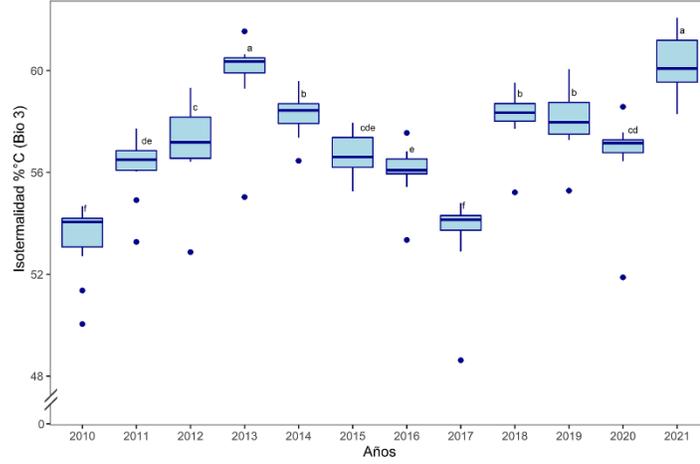
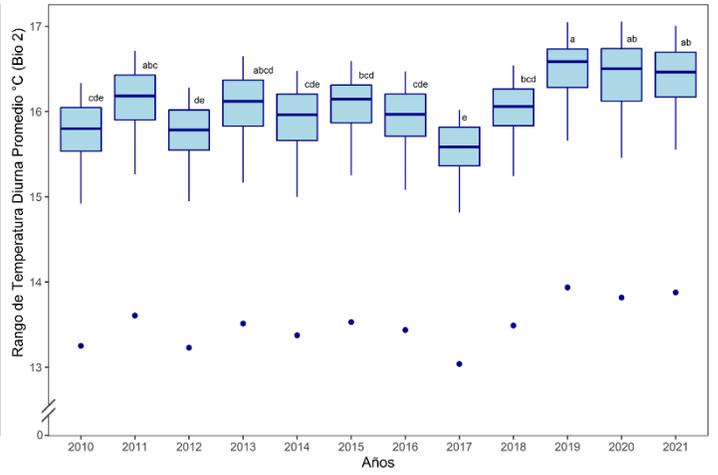
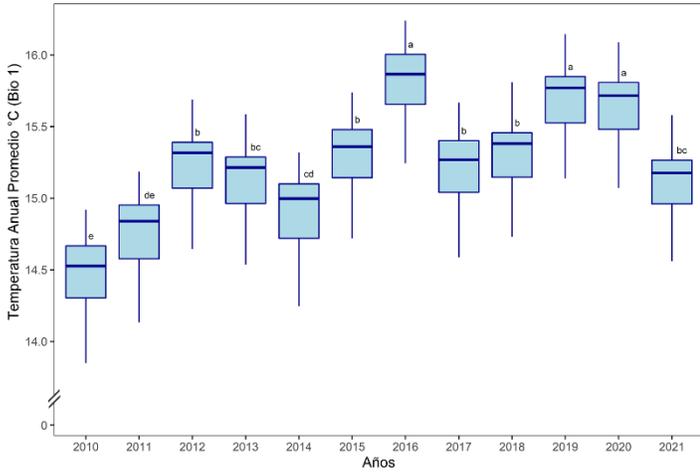
Nativas	Inicial	Final
<b>Ecuación</b>	<i>Nativas ~ Bio 1 + Bio 2 + Bio 3 + Bio 8 + Bio 9 + Bio 11 + Bio 12 + Bio 14 + Bio 18</i>	<i>Nativas ~ Bio 1 + Bio 2 + Bio 9 + Bio 12 + Bio 14</i>
<b>AIC</b>	18,21	11,34
VIF Bio 1	30,411976	1,984083
VIF Bio 2	27,933024	4,668995
VIF Bio 3	18,321269	-
VIF Bio 8	5,645990	-
VIF Bio 9	5,249677	1,370334
VIF Bio 11	13,377139	-
VIF Bio 12	37,792835	3,881256
VIF Bio 14	5,377159	1,157377
VIF Bio 18	11,705154	-
Exóticas	Inicial	Final
<b>Ecuación</b>	<i>Exóticas ~ Bio 2 + Bio 6 + Bio 8 + Bio 9 + Bio 11 + Bio 13 + Bio 14 + Bio 18 + Bio 19</i>	<i>Exóticas ~ Bio 2 + Bio 6 + Bio 8 + Bio 9 + Bio 14 + Bio 18 + Bio 19</i>
<b>AIC</b>	41,82	40,2
VIF Bio 2	2,993052	2,628236
VIF Bio 6	7,495693	2,066312
VIF Bio 8	4,974731	2,657953
VIF Bio 9	1,594630	1,328395
VIF Bio 11	14,179717	-
VIF Bio 13	2,092882	-

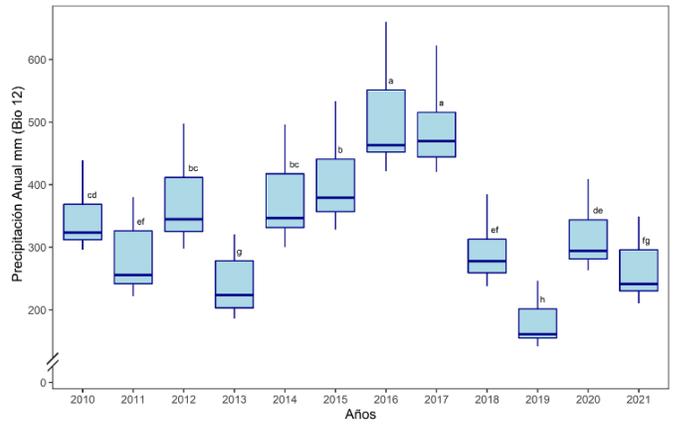
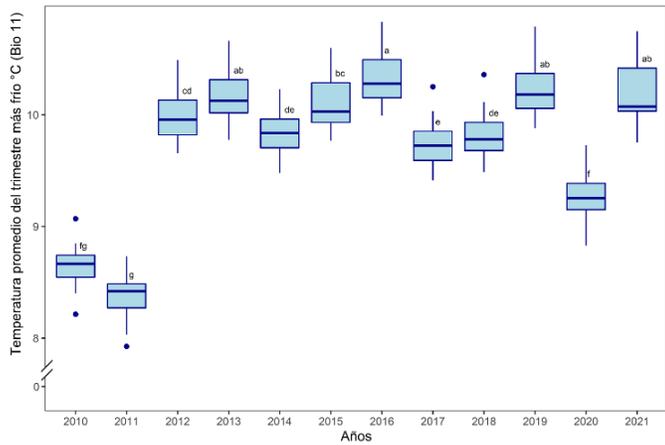
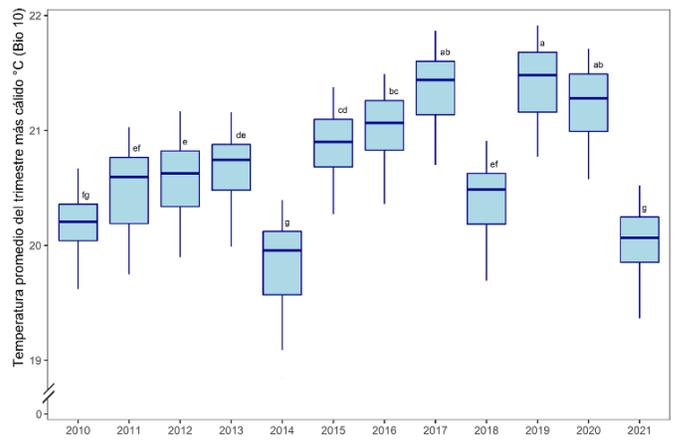
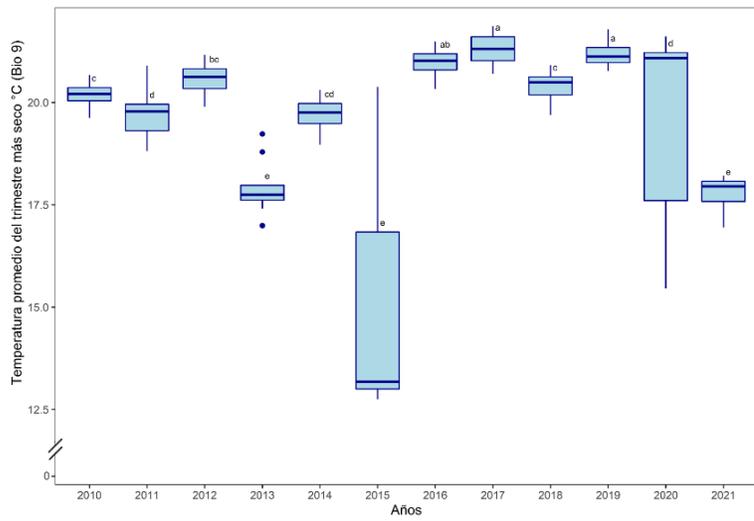
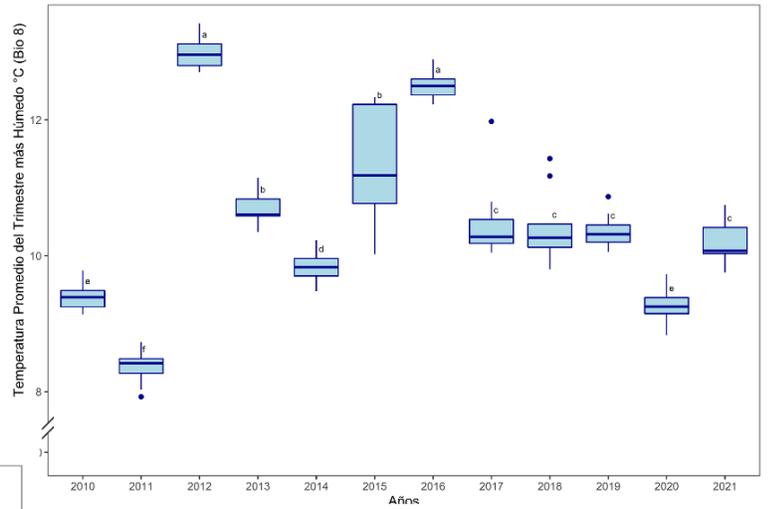
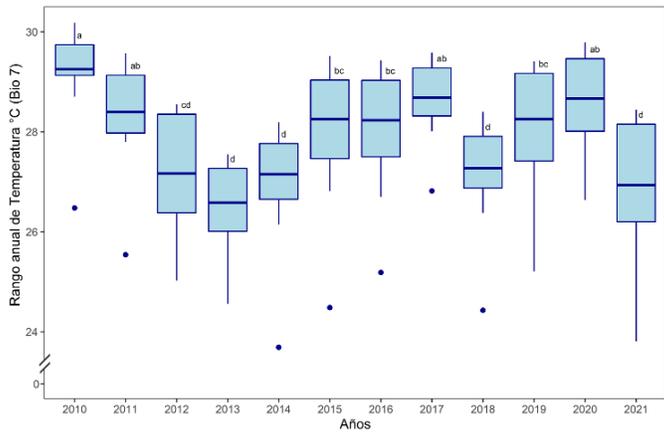
VIF Bio 14	1,386109	1,378513
VIF Bio 18	1,737042	1,297698
VIF Bio 19	2,282158	1,991874

<b>Simpson</b>	<b>Inicial</b>	<b>Final</b>
<b>Ecuación</b>	Simpson ~ Bio 1 + Bio 2 + Bio 5 + Bio 9 + Bio 14 + Bio 18 + Bio 19	Simpson ~ Bio 1 + Bio 2 + Bio 9 + Bio 14
<b>AIC</b>	-43,67	-49,17
VIF Bio 1	2,126848	1,311368
VIF Bio 2	2,007973	1,243366
VIF Bio 5	2,518000	-
VIF Bio 9	1,344649	1,176199
VIF Bio 14	1,345916	1,157373
VIF Bio 18	1,347902	-
VIF Bio 19	1,871747	-

<b>Shannon</b>	<b>Inicial</b>	<b>Final</b>
<b>Ecuación</b>	<i>Shannon ~ Bio 2 + Bio 4 + Bio 6 + Bio 9 + Bio 14 + Bio 15 + Bio 18 + Bio 19</i>	<i>Shannon ~ Bio 2 + Bio 4 + Bio 6 + Bio 9 + Bio 14 + Bio 15 + Bio 18</i>
<b>AIC</b>	-51,5	-53,42
VIF Bio 2	3,343324	3,141157
VIF Bio 4	3,451119	2,591179
VIF Bio 6	1,553204	1,551549
VIF Bio 9	2,077056	1,689125
VIF Bio 14	1,382544	1,168111
VIF Bio 15	4,717771	3,943748
VIF Bio 18	2,392280	2,385936
VIF Bio 19	2,599332	-

<b>Equitabilidad</b>	<b>Inicial</b>	<b>Final</b>
<b>Ecuación</b>	<i>Equitabilidad ~ Bio 2 + Bio 4 + Bio 6 + Bio 9 + Bio 13 + Bio 14 + Bio 18 + Bio 19</i>	<i>Equitabilidad ~ Bio 6 + Bio 9 + Bio 13 + Bio 18 + Bio 19</i>
<b>AIC</b>	-57,99	-60,35
VIF Bio 2	2,723389	-
VIF Bio 4	2,329607	-
VIF Bio 6	1,511221	1,422016
VIF Bio 9	1,433310	1,134248
VIF Bio 13	1,876016	1,442160
VIF Bio 14	1,228234	-
VIF Bio 18	2,177163	1,176096
VIF Bio 19	2,253590	1,532730





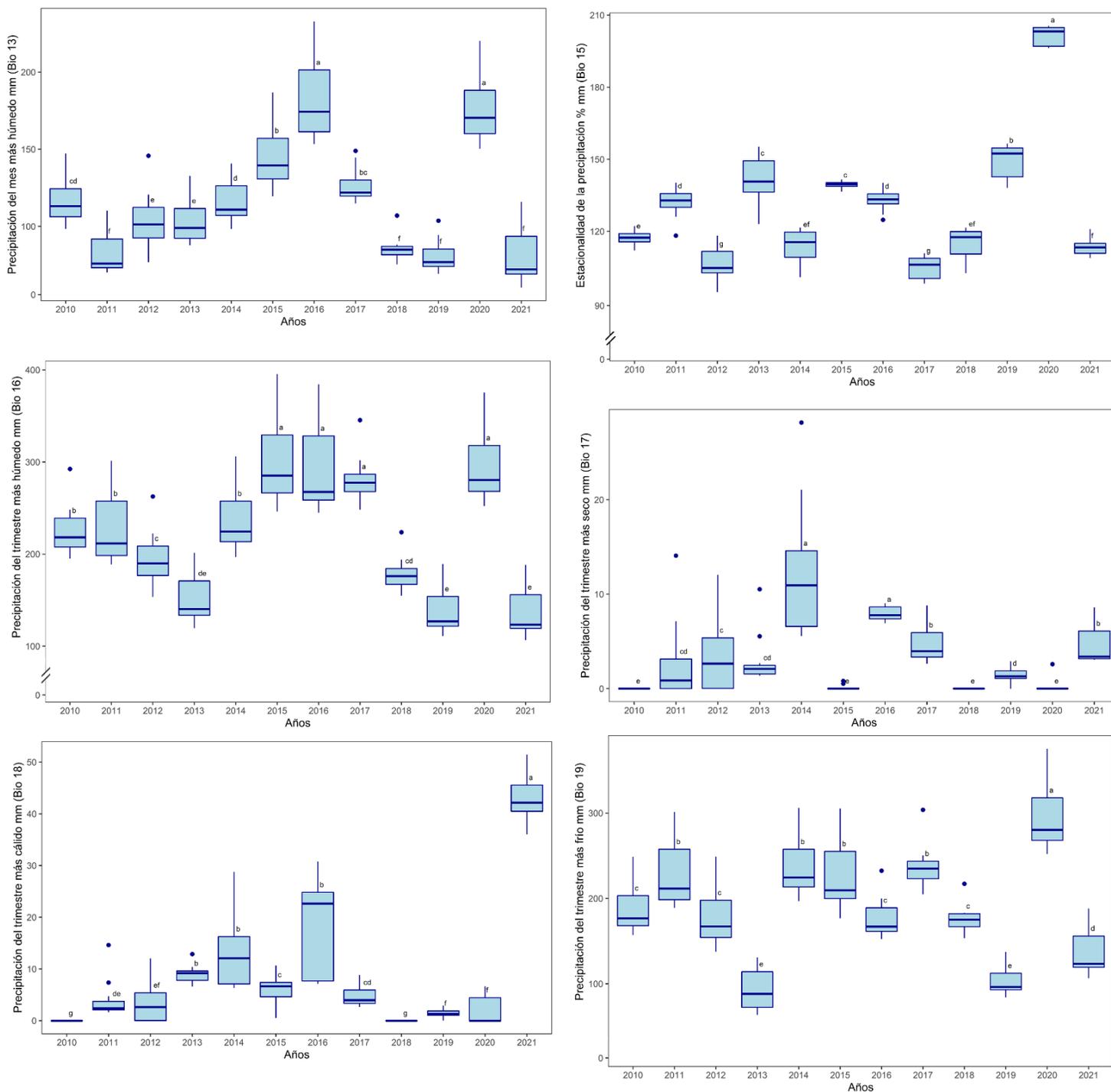


Fig. 1. Gráficos de las tendencias de las variables bioclimáticas 1 a 19 (Excepto Bio 14 por no presentar diferencias entre años) durante el periodo 2010-2021. Las letras sobre cada barra indican diferencias significativas entre años mediante prueba de t con ajuste ( $p$ -valor  $\leq 0,05$ ).