Artículo

LA IMPORTANCIA DE LA ESTRUCTURA Y LA GESTIÓN DE LA VEGETACIÓN PARA LAS COMUNIDADES DE APOIDEA EN PLANTAS SOLARES FOTOVOLTAICAS DEL SURESTE DE LA PENÍNSULA IBÉRICA

Diego González-Dopico [1*], Ginés Rodríguez-Castilla [1], Cristina Olivares-Collado [2], Gloria Martínez-Sagarra [1], Francisco S. Tortosa [2], Antonio J. Carpio [3]

1 Departamento de Botánica, Ecología y Fisiología Vegetal, Universidad de Córdoba, 14071, Córdoba, España.
2 Grupo de Investigación en Educación y Gestión de la Biodiversidad (GESBIO), Departamento de Zoología, Universidad de Córdoba, 14071, Córdoba, España.
3 Grupo de Investigación en Educación y Gestión de la Biodiversidad (GESBIO), Departamento de Botánica, Ecología y Fisiología Vegetal, Universidad de Córdoba, 14071, Córdoba, España.

Recibido: 16 de julio de 2026. Aceptado (versión revisada): 6 de octubre de 2026. Publicado en línea: 20 de noviembre de 2026.

The importance of vegetation structure and management for Apoidea communities in photovoltaic solar plants of southeastern Iberia

Palabras clave: biodiversidad; conservación; energía solar fotovoltaica; impacto ambiental; Apoidea.
Keywords: biodiversity; conservation; environmental impact; photovoltaic solar energy; Apoidea.

Resumen

La rápida expansión de la energía solar fotovoltaica plantea el desafío de compatibilizar la mitigación del cambio climático con la conservación de la biodiversidad. Este estudio evaluó los efectos de las plantas solares fotovoltaicas sobre los ensamblajes de Apoidea en el sureste ibérico mediante un diseño pseudo-experimental pareado. Los polinizadores fueron muestreados dentro y fuera de tres plantas solares mediante trampas de plato y transectos con red entomológica, cuantificándose simultáneamente la estructura de la vegetación. Se aplicaron modelos lineales generalizados mixtos (GLMM) para analizar la influencia del tratamiento, el método de muestreo y las variables de vegetación sobre la abundancia, riqueza, diversidad y equitatividad. Se registraron un total de 714 individuos de Apoidea, observándose una mayor abundancia y riqueza dentro de las plantas solares en comparación con las zonas de control. Sin embargo, los resultados de los GLMM mostraron que estos patrones no se explican directamente por el tratamiento, sino por la estructura de la vegetación. En particular, la cobertura vegetal tuvo un efecto positivo significativo sobre la abundancia, la riqueza y la diversidad, mientras que la altura de la vegetación mostró una relación negativa. Estos resultados sugieren que las plantas solares pueden actuar como hábitats temporalmente favorables para los polinizadores por la mayor disponibilidad de recursos florales en fases tempranas de la sucesión. No obstante, la ausencia de efectos consistentes en la diversidad y la equitatividad indica que estas comunidades podrían estar estructuralmente simplificadas y dominadas por un número reducido de especies. Este estudio resalta la importancia de la gestión de la vegetación y la integración de criterios de conservación de la biodiversidad en la planificación de energías renovables.

Abstract

The rapid expansion of photovoltaic solar energy poses the challenge of reconciling climate change mitigation with biodiversity conservation. This study evaluates the effects of photovoltaic solar plants on Apoidea assemblages in southeastern Iberia using a paired pseudo-experimental design. Pollinators were sampled both inside and outside three solar plants using pan traps and entomological net transects, while vegetation structure was simultaneously quantified. Generalized linear mixed models (GLMMs) were applied to analyze the influence of treatment, sampling method, and vegetation variables on abundance, richness, diversity, and evenness. A total of 714 individuals were recorded, with higher abundance and richness observed inside solar plants compared to control areas. However, GLMM results showed that these patterns were not directly explained by the treatment itself, but rather by vegetation structure. In particular, vegetation cover had a significant positive effect on abundance, richness, and diversity, whereas vegetation height showed a negative relationship. These findings suggest that solar plants may act as temporarily favourable habitats for pollinators due to the greater availability of floral resources during early successional stages. Nevertheless, the absence of consistent effects on diversity and evenness indicates that these communities may be structurally simplified and dominated by a reduced number of species. This study highlights the importance of vegetation management and the integration of biodiversity conservation criteria into renewable energy planning.

*Autor para correspondencia. Email: diegogdopico@gmail.com

González-Dopico D, Rodríguez-Castilla G, Olivares-Collado C, Martínez-Sagarra G, Tortosa FS, Carpio AJ. 2026. La importancia de la estructura y la gestión de la vegetación para las comunidades de Apoidea en plantas solares fotovoltaicas del sureste de la península ibérica. Rev. Soc. Gad. Hist. Nat. 20: 77-89.

Introducción

Actualmente se observa una disminución global de la biodiversidad debido a la actividad antrópica, el calentamiento climático, la contaminación, la pérdida de hábitats, la sobreexplotación de los recursos naturales o las invasiones biológicas (Bellard et al. 2022). Estas actividades están provocando unas tasas de pérdida de especies muy superiores a las naturales, provocando graves consecuencias para el funcionamiento de los ecosistemas (Ceballos y Ehrlich, 2023). Frente a esta crisis global, resulta necesario impulsar acciones urgentes, tanto locales como globales, orientadas a promover modelos de desarrollo sostenible, conservar los hábitats naturales y favorecer la recuperación de la biodiversidad (Pörtner et al. 2023).

Dentro de este contexto, uno de los grupos más afectados es el de los polinizadores, cuya función es esencial para el equilibrio ecológico y la producción de alimentos (Vanbergen et al. 2013). Estos organismos permiten la reproducción de una gran parte de las plantas silvestres con flores, promoviendo la biodiversidad, la regeneración vegetal y la estabilidad de las cadenas tróficas de los ecosistemas (Ollerton, 2017). Dentro de las plantas que dependen de la polinización, también se incluyen numerosos cultivos de interés económico. Recientes estudios indican que más del 70% de las variedades cultivadas dependen de la polinización animal, por lo que la disminución de la abundancia y diversidad de polinizadores podría provocar graves consecuencias para la seguridad alimentaria (Mujeeb et al. 2023; Artamendi et al. 2024). Por tanto, la conservación de los polinizadores es esencial para la estabilidad e integridad ecológica, así como para el desarrollo y bienestar de las sociedades humanas (Katumo et al. 2022).

En las últimas décadas se ha producido un descenso considerable de las poblaciones de polinizadores en gran parte del mundo, probablemente debido a cambios en el uso del suelo, al cambio climático, al uso de pesticidas y a la introducción de patógenos y especies exóticas (Potts et al. 2010; Gebremariam, 2024). En conjunto, estas presiones amenazan la biodiversidad, la estabilidad de los servicios ecosistémicos y la seguridad alimentaria, lo que refuerza la necesidad de evaluar cómo las nuevas transformaciones del territorio pueden afectar a estos organismos (Centeno-Alvarado et al. 2023).

Uno de los cambios recientes más significativos en el uso del suelo es la expansión de plantas de producción de energías renovables, particularmente la solar fotovoltaica, cuyo crecimiento plantea nuevos desafíos y oportunidades ecológicas (Blaydes et al. 2021). La producción de energía renovable está aumentando globalmente con el objetivo de reducir el uso de los combustibles fósiles, y se prevé que la energía solar fotovoltaica sea una de las principales fuentes de energía en las próximas décadas (Chala y Al Alshaikh, 2023). En este sentido, la energía solar desempeña un papel importante en la mitigación del cambio climático y presenta numerosas ventajas frente a los combustibles fósiles, como la reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero y el agotamiento de los recursos naturales (Guangul y Chala, 2019).

Sin embargo, la instalación de plantas solares podría tener consecuencias ecológicas no deseadas, como la fragmentación y pérdida de hábitats, la compactación del suelo y cambios en sus propiedades físicas, la simplificación de la estructura vegetal o cambios en la disponibilidad de recursos florales (Lovich y Ennen, 2011; Carvalho et al. 2025). Aunque los paneles fotovoltaicos instalados sobre el terreno pueden alterar las condiciones ambientales locales, el conocimiento sobre sus efectos ecológicos sigue siendo limitado debido a la expansión relativamente reciente de este tipo de infraestructuras (Turney y Fthenakis, 2011). Por ello, comprender y mitigar estos riesgos es esencial para garantizar que la transición hacia sistemas energéticos sostenibles no se produzca a expensas de los ecosistemas locales y su biodiversidad (Serrano et al. 2020). No obstante, las plantas solares no deben entenderse únicamente como una fuente potencial de impacto ambiental. Si se planifican y gestionan estratégicamente, pueden representar una oportunidad para mejorar las condiciones ecológicas locales, especialmente mediante el manejo adecuado de la vegetación y la disponibilidad de recursos florales, favoreciendo así a componentes clave de la biodiversidad como los polinizadores (Blaydes et al. 2021; Boscarino-Gaetano et al. 2024).

El objetivo principal de este estudio es evaluar el efecto que ejercen las plantas solares fotovoltaicas sobre los ensamblajes de polinizadores en entornos mediterráneos, analizando hasta qué punto estas infraestructuras podrían actuar como hábitats favorables o, por el contrario, alterar negativamente las condiciones ecológicas locales. Para ello, se comparan la riqueza, abundancia y diversidad de las comunidades de abejas polinizadoras (Apoidea) en áreas localizadas dentro y fuera de las plantas solares, con el fin de identificar posibles diferencias asociadas a la instalación de este tipo de infraestructura. Asimismo, se analiza cómo determinadas características del hábitat, particularmente la cobertura y la altura de la vegetación, influyen en la estructura y diversidad de estas comunidades.

Material y Métodos

Área de estudio

El estudio fue realizado en la localidad de Alhendín, provincia de Granada, Andalucía, sureste de España (37° 04' 42,3" N, 3° 42' 01,8" W; Fig. 1). Para llevar a cabo este estudio, se seleccionaron tres plantas solares cercanas entre sí, concretamente a menos de 2 km de distancia. Las plantas están construidas en un paisaje semiantropizado, formado por un mosaico de cultivos leñosos (olivares y almendros), cultivos de cereal (trigo y cebada), zonas industriales, arroyos temporales y parches de vegetación xerófila natural. Litológicamente, el área de estudio se asienta sobre materiales sedimentarios del cuaternario, con presencia de conglomerados, areniscas, arcillas, calizas y evaporitas (Mapa Litológico de la península ibérica, Baleares y Canarias, escala 1:1.000.000; https://igme.maps.arcgis.com/home/index.html). Este paisaje presenta una altitud media de 687 metros, una temperatura media anual de 15,7 °C y una precipitación anual media de 352 milímetros (https://www.aemet.es/es/servicios climaticos/datosclimatologicos/valoresclimatologicos). Estas condiciones son representativas de ambientes mediterráneos semiáridos, donde la disponibilidad de recursos florales puede variar marcadamente en función de la estacionalidad, el manejo del suelo y la estructura de la vegetación.

Diseño de la toma de datos

Para evaluar el efecto de las plantas solares sobre la biodiversidad de polinizadores, se aplicó un diseño pseudo-experimental pareado, comparando zonas situadas dentro de tres plantas solares con zonas de control próximas a cada

González-Dopico D, Rodríguez-Castilla G, Olivares-Collado C, Martínez-Sagarra G, Tortosa FS, Carpio AJ. 2026. La importancia de la estructura y la gestión de la vegetación para las comunidades de Apoidea en plantas solares fotovoltaicas del sureste de la península ibérica. Rev. Soc. Gad. Hist. Nat. 20: 77-89.

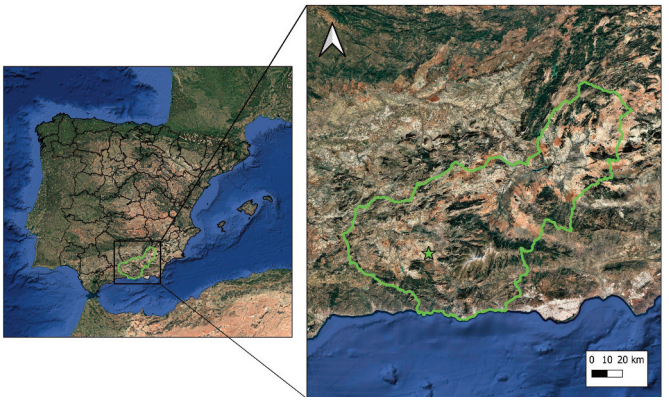


Figura 1. *Área de estudio localizada en la provincia de Granada.*

instalación. Las plantas solares seleccionadas tienen una superficie de 34,44, 12,91 y 7,69 ha, respectivamente, y se localizan en áreas semiáridas del sureste ibérico (Fig. 1). La construcción de estas plantas finalizó en agosto de 2023, comenzando su funcionamiento en junio de 2024. Las plantas solares se seleccionaron atendiendo a tres criterios: la inclusión de las dos principales tipologías de instalación fotovoltaica, con estructuras fijas y sistemas de seguimiento solar (trackers), su ubicación en un entorno agroecológico representativo del sureste ibérico semiárido, caracterizado por un mosaico de cultivos leñosos y herbáceos, áreas de vegetación xerófila y zonas antropizadas, y su accesibilidad para la realización de los muestreos.

Como grupo de control, se seleccionaron tres zonas situadas a una distancia aproximada de entre 10 y 80 metros de las plantas solares, con superficies de 3,73, 4,19 y 3,66 ha, respectivamente. Estas áreas representan el estado previo del ecosistema antes de la instalación de las plantas solares, zonas ya alteradas previamente con dominancia de cultivo cerealista. Aunque las zonas de control presentan cierta heterogeneidad interna en sus coberturas del suelo, comparten condiciones ambientales generales similares, como el tipo de suelo, el contexto climático y la ausencia de intervención directa asociada a la instalación solar. Por ello, no se interpretan como réplicas homogéneas entre sí, sino como áreas de referencia no solarizadas que permiten comparar las condiciones ecológicas observadas dentro de las plantas solares con las de espacios agrícolas cercanos. Concretamente, el control 1 está formado por un prado de matorral xerófilo junto a un cultivo de cereal, el control 2 es suelo arado sin cultivar, con especies ruderales y un pequeño parche de vegetación xerófila, mientras que el control 3 se compone en su totalidad de cultivo de cereal (Fig. 2).

Cada planta solar y su correspondiente zona de control constituyeron un par de comparación, lo que permitió abordar el análisis mediante un diseño pseudo-experimental pareado, reduciendo el sesgo espacial. Este enfoque facilitó la evaluación de posibles diferencias asociadas a la instalación y

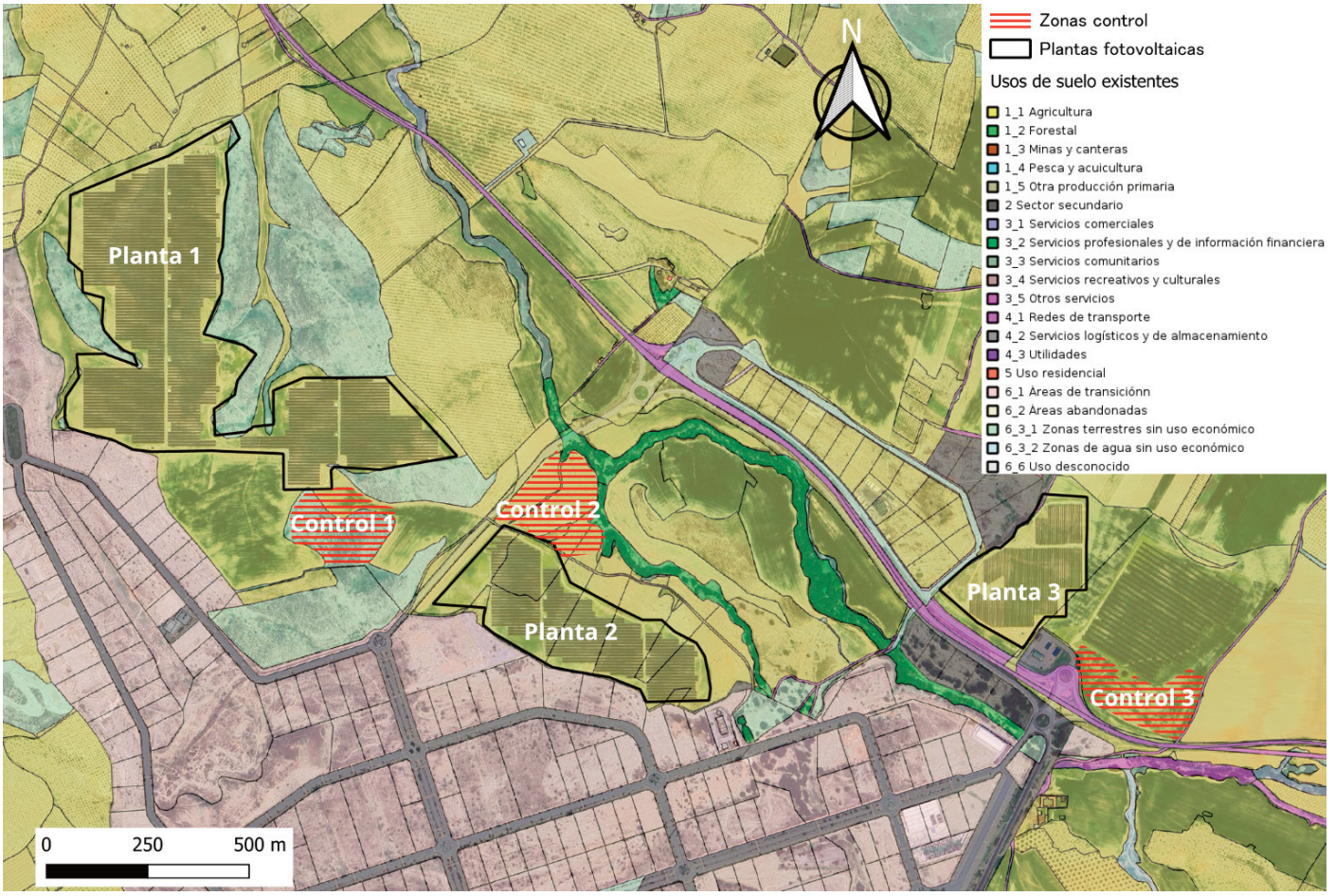


Figura 2. Usos del suelo del área de estudio. Fuente: elaboración propia a partir de la capa «Usos de suelo existentes» del servicio WMTS Ocupación de suelo de España del IDEE (s.f.), basada en datos de CORINE Land Cover 2018, SIOSE de Alta Resolución 2017 y SIOSE 2014.

gestión de las plantas solares, considerando la proximidad espacial entre las áreas comparadas y la similitud general de sus condiciones ambientales.

El muestreo se realizó durante los meses de marzo y abril de 2025, coincidiendo con el periodo primaveral de elevada disponibilidad de recursos florales y actividad de polinizadores característico de los ambientes mediterráneos de Granada (Llodrà-Llabrés y Cariñanos, 2022).

Muestreo de vegetación

El muestreo de vegetación se realizó mediante parcelas circulares de 50 cm de diámetro. Este tamaño de parcela se empleó para caracterizar el estrato herbáceo, claramente dominante en los puntos de muestreo. La presencia de arbustos o árboles en flor en el entorno inmediato fue muy reducida, por lo que se consideró que su contribución a la disponibilidad local de recursos florales era secundaria. En cada planta solar y en su correspondiente zona de control se establecieron cinco parcelas de vegetación mediante un muestreo sistemático, situadas en correspondencia con los cinco puntos de muestreo mediante trampas de plato. El muestreo se llevó a cabo en dos períodos, marzo y abril de 2025, obteniendo un total de 60 puntos de muestreo. En cada punto se determinaron las especies vegetales a nivel de género siguiendo las claves de Flora Vascular de Andalucía Oriental (Blanca et al. 2009). En total se identificaron 52 géneros. Por otra parte, se registraron variables estructurales de la vegetación, incluyendo altura media, cobertura vegetal y biomasa aérea. En cada punto de muestreo se estimó la altura de la vegetación como el promedio de 5 puntos. Asimismo, se estimó la cobertura vegetal como el porcentaje de superficie ocupada por la vegetación dentro de cada parcela. La biomasa se estimó mediante la recolección de la materia vegetal aérea correspondiente a un cuarto de círculo (0,378 m²) en cada punto de muestreo. Posteriormente, las muestras fueron secadas en estufa a 60°C durante 4 días para obtener el peso seco.

Cabe señalar que se comenzaron a realizar desbroces a finales de abril de 2025, coincidiendo parcialmente con el periodo de muestreo, y se realizaron de forma heterogénea tanto entre las plantas fotovoltaicas como dentro de ellas. En mayo, las tres instalaciones habían sido desbrozadas, lo que impidió comparar la cobertura vegetal entre tratamientos. Estas actuaciones tenían como finalidad prevenir incendios y evitar el sombreado de los módulos fotovoltaicos por parte de la vegetación, que podría reducir su rendimiento.

Muestreo de polinizadores

El muestreo se realizó en dos períodos, marzo y abril de 2025. En cada par planta-control se emplearon dos métodos complementarios de muestreo: trampas de plato y transectos con red entomológica (Castro et al. 2017). Para el muestreo mediante trampas de plato, en cada planta solar se establecieron dos transectos: uno dentro de la planta fotovoltaica y otro en su correspondiente zona de control. En cada transecto se colocaron cinco platos separados 10 m entre sí (Fig. 3). Dentro de las plantas solares, las trampas fueron colocadas en las calles entre las filas de placas fotovoltaicas, mientras que en la zona de control fueron colocadas cerca de la vegetación existente. Las trampas consistieron en platos de plástico de color amarillo fluorescente, de 17 cm de diámetro y 6 cm de alto (Popic et al. 2013). En cada trampa se añadió agua con jabón para romper la tensión superficial y asegurar una mayor captura de invertebrados. Los insectos capturados en las trampas fueron recogidos a los 7 días y conservados en botes de plástico con etanol al 70% para su traslado al

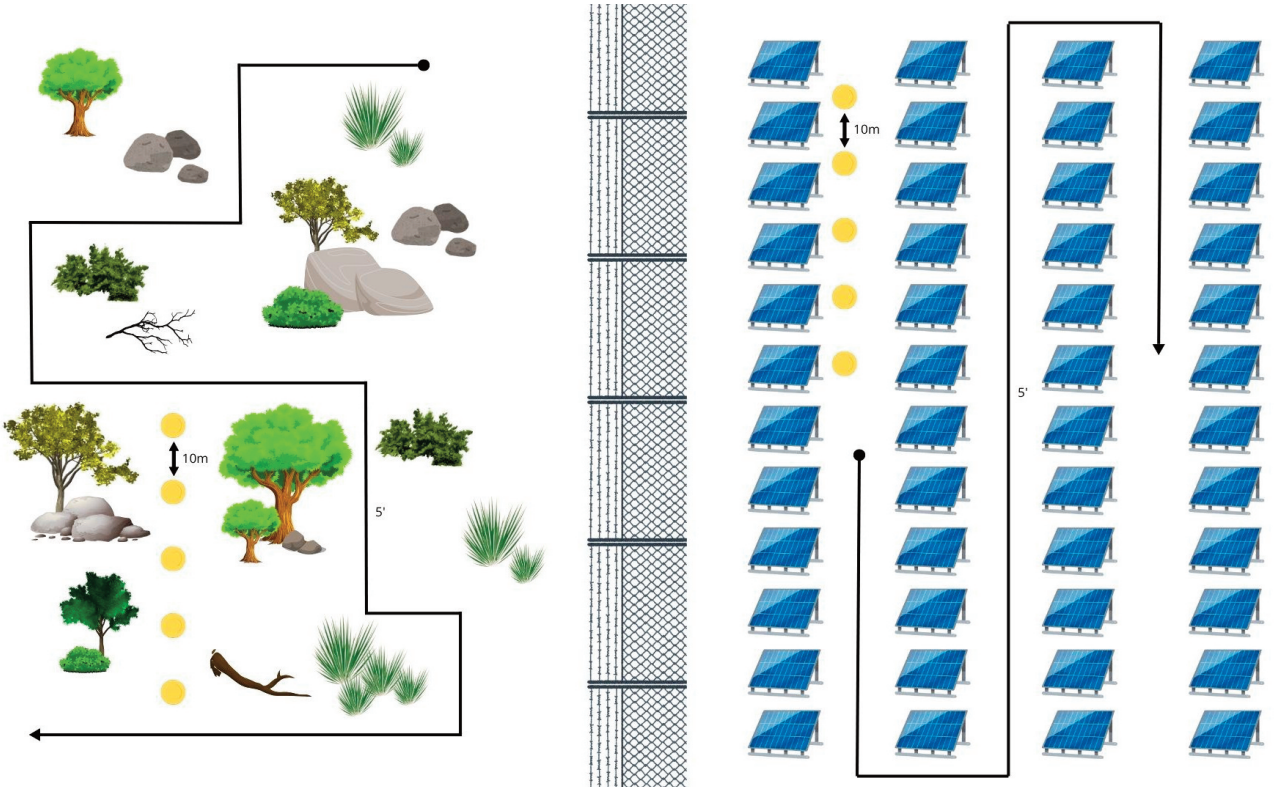


Figura 3. Muestreo de polinizadores mediante trampas de plato amarillas y transectos con red entomológica dentro y fuera de las plantas solares.

laboratorio. En total, se recogieron 60 muestras a lo largo del estudio (5 trampas × 2 transectos × 3 plantas solares × 2 meses).

De forma complementaria, se realizaron transectos activos con red entomológica. En cada par planta-control se efectuaron cinco transectos dentro de la planta solar y cinco en la zona de control durante cada periodo de muestreo (Fig. 3). Las zonas de muestreo se seleccionaron aleatoriamente dentro de cada área de estudio. En el interior de las plantas solares, los transectos siguieron recorridos lineales a lo largo de las calles situadas entre las filas de paneles fotovoltaicos, mientras que en las zonas de control los recorridos no siguieron un trazado lineal predeterminado, sino que se realizaron libremente por el área seleccionada, con el objetivo de muestrear los insectos polinizadores presentes. Cada transecto tuvo una duración de cinco minutos y fue realizado siempre por la misma persona. Los muestreos se llevaron a cabo principalmente durante la mañana, para coincidir con el periodo de mayor actividad de los insectos y evitar las horas de mayor calor (Popic et al. 2013). Asimismo, únicamente se realizaron en condiciones meteorológicas favorables, sin lluvia ni viento, para reducir posibles variaciones en la actividad de los insectos asociadas a las condiciones ambientales. En cada transecto se capturaron insectos pertenecientes a los siguientes grupos: Coleoptera, Lepidoptera, Apoidea y Syrphidae. Los ejemplares se conservaron en recipientes de polipropileno con etanol al 70 % para su traslado al laboratorio. En total, se realizaron 60 transectos a lo largo del estudio (10 transectos × 3 plantas solares × 2 periodos de muestreo). Para los análisis de este trabajo se consideraron únicamente los ejemplares pertenecientes al grupo Apoidea.

Identificación de insectos

Los ejemplares de Apoidea de cada unidad muestral (red entomológica y trampas de plato) fueron separados y clasificados a nivel de morfoespecie de manera independiente para cada muestra. Para la identificación se utilizaron claves para la familia Apoidea (Michez et al. 2024), la ayuda de un experto en el grupo y un estereomicroscopio SMZ-171-BP. Se calcularon la abundancia, la riqueza, los índices de diversidad y la equitatividad para cada unidad muestral (red entomológica y trampas de plato según el caso).

Análisis estadísticos

Para caracterizar los ensamblajes de Apoidea se calcularon la abundancia, la riqueza de morfoespecies, los índices de diversidad de Shannon y Simpson y el índice de equitatividad de Pielou (J'). La riqueza representa el número de morfoespecies registradas, mientras que Shannon y Simpson consideran sus abundancias relativas, con distinta sensibilidad a las especies más abundantes. El índice de Pielou (J' = H'/ln S, donde H' es el índice de Shannon y S la riqueza) permite evaluar la uniformidad de las abundancias relativas entre las morfoespecies.

Se construyeron modelos lineales generalizados mixtos (GLMM) para cada una de las cinco variables de respuesta. Para las variables de conteo (riqueza y abundancia) se emplearon modelos con distribución binomial negativa y parametrización cuadrática de la varianza, implementados mediante el paquete glmmTMB de R versión 4.4.1 (Brooks et al. 2017; R Core Team 2024. Esta parametrización permite modelizar la sobredispersión de los datos de conteo, al admitir una varianza superior a la media. Para las variables continuas correspondientes a los índices de diversidad de Shannon, Simpson y equitatividad de Pielou se empleó una distribución Tweedie, que permite modelizar variables no negativas con valores iguales a cero y una distribución asimétrica de los valores positivos.

En los modelos iniciales se incluyeron como efectos fijos el tratamiento (planta solar o control), el método de muestreo (plato o red), además de las covariables de vegetación (altura media, cobertura vegetal, biomasa vegetal, abundancia vegetal y riqueza vegetal). Para capturar la variabilidad espacial y temporal no controlada, se incorporaron como efectos aleatorios la identidad de la planta y el mes de muestreo (Zuur et al. 2009).

La simplificación de los modelos se realizó mediante la selección del mejor modelo basado en el Criterio de Información de Akaike (AIC). Todos los análisis estadísticos fueron realizados en R versión 4.4.1 (R Core Team 2024), utilizando los paquetes glmmTMB, lme4, MuMIn (para la selección de modelos) y ggplot2 (para la visualización). La sintaxis completa de los modelos iniciales y finales ajustados en R se presenta en el Anexo I.

Resultados

Resultados descriptivos

En total, 714 artrópodos pertenecientes a la superfamilia Apoidea fueron capturados en este estudio mediante las trampas de plato y la red entomológica. La red entomológica fue el método más efectivo de captura tanto dentro de las plantas solares como en las zonas de control, con un total de 550 individuos capturados, frente a los 164 apoideos atrapados por las trampas de plato. Dentro de las plantas solares fueron recogidos 499 apoideos, mientras que en las zonas de control se recogieron 215 apoideos. Teniendo en cuenta la independencia de morfoespecies entre las muestras, el máximo encontrado en una misma muestra fue de 14 morfoespecies diferentes. Se han calculado las medias por muestra de la abundancia, la riqueza, los índices de diversidad y la equitatividad (Tabla I). Durante la identificación de los apoideos a nivel de morfoespecie, se han podido confirmar al menos 8 géneros diferentes: *Andrena*, *Eucera*, *Nomada* y *Lasioglossum* fueron detectados tanto en las plantas solares como en las zonas de control, *Halictus* fue detectado solo en las plantas solares y *Sphecodes*, *Hylaeus* y *Panurginus* fueron detectados solo en las zonas de control (Fig. 4; Fig. 5).

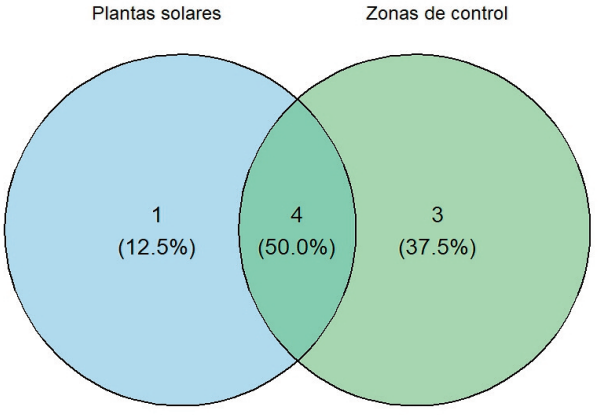


Figura 4. Diagrama de Venn con los 8 géneros de apoideos detectados en las plantas solares y las zonas de control.

González-Dopico D, Rodríguez-Castilla G, Olivares-Collado C, Martínez-Sagarra G, Tortosa FS, Carpio AJ. 2026. La importancia de la estructura y la gestión de la vegetación para las comunidades de Apoidea en plantas solares fotovoltaicas del sureste de la península ibérica. Rev. Soc. Gad. Hist. Nat. 20: 77-89.

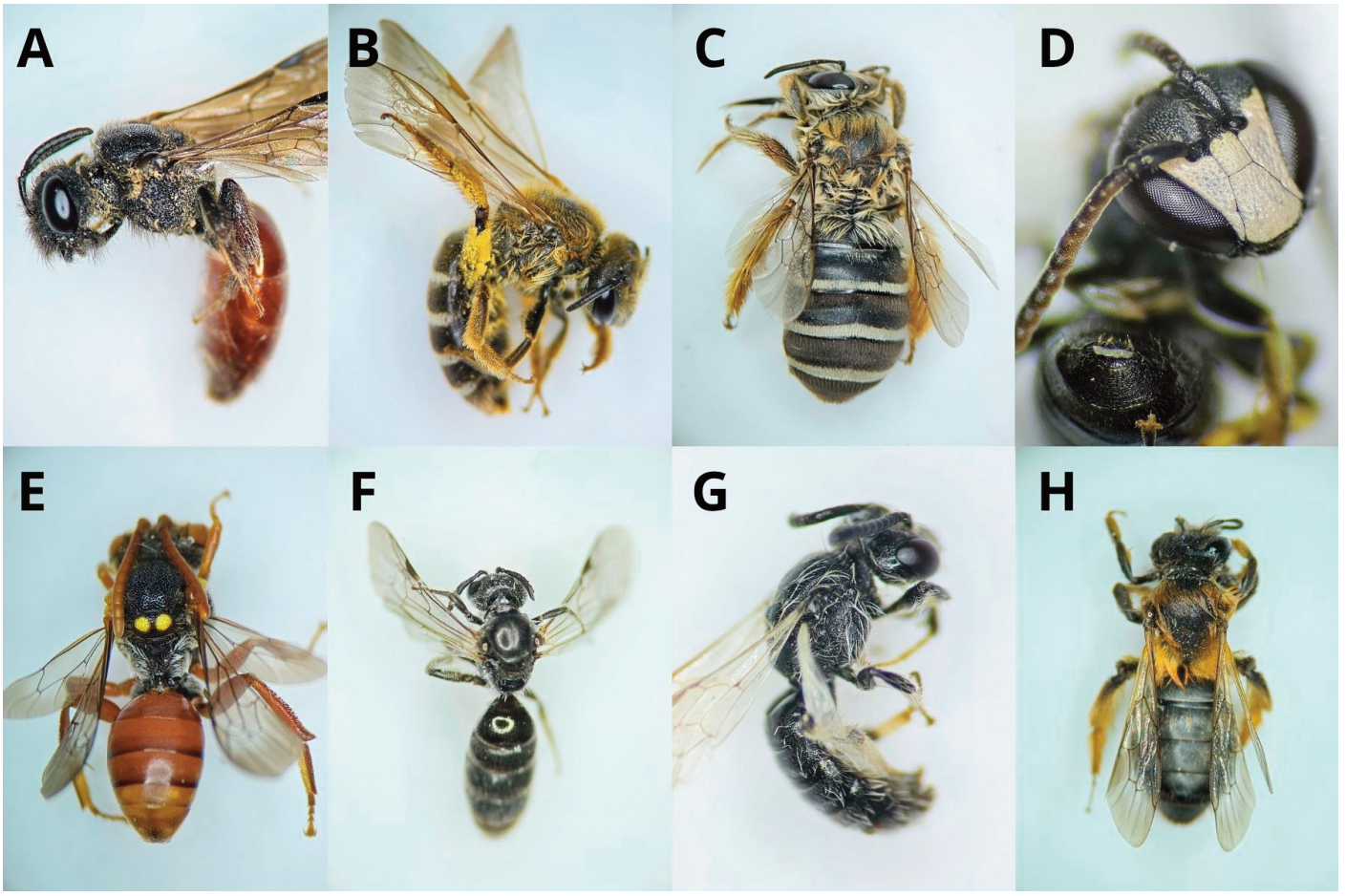


Figura 5. Géneros encontrados durante la identificación de los apoideos: A) *Sphecodes*, B) *Halictus*, C) *Eucera*, D) *Hylaeus*, E) *Nomada*, F) *Lasioglossum*, G) *Panurginus* y H) *Andrena*. Fotografías: Diego González-Dopico.

Tabla I. Medias y EE por muestra de la abundancia, la riqueza, los índices de diversidad (Shannon y Simpson) y la equitatividad de los polinizadores.

Variable	Tratamiento	Mes de muestreo
Media de abundancia por muestra	Control = 3,58 ± 0,98 Planta = 8,31 ± 1,94	Marzo = 9,25 ± 2,08 Abril = 2,65 ± 0,45
Media de riqueza por muestra	Control = 1,76 ± 0,31 Planta = 2,86 ± 0,42	Marzo = 3,01 ± 0,47 Abril = 1,61 ± 0,21
Media del índice de diversidad de Shannon por muestra	Control = 0,43 ± 0,08 Planta = 0,67 ± 0,09	Marzo = 0,67 ± 0,10 Abril = 0,43 ± 0,07
Media del índice de diversidad de Simpson por muestra	Control = 0,23 ± 0,04 Planta = 0,34 ± 0,04	Marzo = 0,32 ± 0,04 Abril = 0,25 ± 0,03
Media de la equitatividad por muestra	Control = 0,34 ± 0,05 Planta = 0,48 ± 0,05	Marzo = 0,32 ± 0,04 Abril = 0,25 ± 0,03

Respuesta de los polinizadores a las plantas solares y a las características de la vegetación

Los valores descriptivos de altura, cobertura y biomasa de la vegetación para cada planta, tratamiento y periodo de muestreo se presentan en el Anexo II. El análisis de la abundancia reveló efectos significativos en tres variables de la vegetación y del método de muestreo (Tabla II; Fig. 6). En cuanto a la vegetación, se observó que la cobertura vegetal tuvo un efecto positivo y significativo sobre la abundancia de polinizadores (coeficiente = 0,55; $p < 0,01$). Por el contrario, tanto la altura de la vegetación (coeficiente = -0,71; $p < 0,001$) como la abundancia de plantas (coeficiente = -0,30; $p < 0,05$) mostraron una relación negativa, sugiriendo una mayor presencia de polinizadores en estratos vegetales más bajos o menos densos. Respecto a la metodología, el uso de transectos presentó un efecto positivo muy marcado (coeficiente = 1,11; $p < 0,001$), indicando una mayor captura de individuos en comparación con las trampas de plato.

De manera similar, el análisis de la riqueza reveló efectos significativos en los cuatro factores mencionados (Tabla II; Fig. 7). La cobertura vegetal ejerció un efecto positivo significativo sobre la riqueza de especies (coeficiente = 0,40; $p < 0,01$). No

obstante, se halló una relación negativa significativa con la altura de la vegetación (coeficiente = -0,40; p < 0,001) y con la abundancia de plantas (coeficiente = -0,21; p < 0,05), sugiriendo que la diversidad de polinizadores tiende a ser mayor en estratos vegetales más bajos o menos densos. Por otro lado, el uso de transectos presentó un efecto positivo (coeficiente = 0,85; p < 0,001).

El análisis del índice de diversidad de Shannon mostró efectos significativos en dos covariables de la vegetación y en el método de muestreo (Tabla II; Fig. 8). Los resultados indican que la cobertura vegetal ejerce un impacto positivo y altamente significativo en la diversidad de polinizadores (coeficiente = 0,51; p < 0,001). Por el contrario, la altura de la vegetación mostró una relación negativa significativa (coeficiente = -0,42; p < 0,05). De nuevo, el uso de transectos mostró un efecto positivo (coeficiente = 0,81; p < 0,001).

De forma análoga, el análisis del índice de diversidad de Simpson solo evidenció efectos significativos en el método de muestreo (Tabla II; Fig. 8). El uso de transectos presentó un efecto positivo (coeficiente = 0,69; p < 0,05).

Por último, en el análisis de la equitatividad, el modelo GLMM con distribución Tweedie no mostró efectos significativos en ninguno de los factores.

Tabla II. Mejores GLMMs para explicar la abundancia, la riqueza, los índices de diversidad y la equitatividad. El valor de referencia para la variable método fue Plato.

Modelo 1 (Abundancia)			
Variable	**f-value**	**p-value**	**Estimate ± SE**
Abundancia Vegetal	4,21	p < 0,05	-0,30 ± 0,15
Altura Vegetal	19,35	p < 0,001	-0,71 ± 0,16
Cobertura Vegetal	7,03	p < 0,01	0,55 ± 0,21
Método	21,50	p < 0,001	Transecto = 1,11 ± 0,24
Modelo 2 (Riqueza)			
Variable	**f-value**	**p-value**	**Estimate ± SE**
Abundancia Vegetal	4,48	p < 0,05	-0,21 ± 0,10
Altura Vegetal	11,30	p < 0,001	-0,40 ± 0,12
Cobertura Vegetal	8,95	p < 0,01	0,40 ± 0,13
Método	24,04	p < 0,001	Transecto = 0,85 ± 0,17
Modelo 3 (Índice de Shannon)			
Variable	**f-value**	**p-value**	**Estimate ± SE**
Abundancia Vegetal	3,24	p > 0,05	-0,24 ± 0,13
Altura Vegetal	6,35	p < 0,05	-0,42 ± 0,17
Cobertura Vegetal	12,09	p < 0,001	0,51 ± 0,15
Método	12,37	p < 0,001	Transecto = 0,81 ± 0,23
Modelo 4 (Índice de Simpson)			
Variable	**f-value**	**p-value**	**Estimate ± SE**
Altura Vegetal	2,99	p > 0,05	-0,33 ± 0,19
Cobertura Vegetal	3,56	p > 0,05	0,31 ± 0,16
Método	5,82	p < 0,05	Transecto = 0,69 ± 0,29
Modelo 5 (Equitatividad)			
Variable	**f-value**	**p-value**	**Estimate ± SE**
Método	2,97	p > 0,05	Transecto = 0,48 ± 0,28

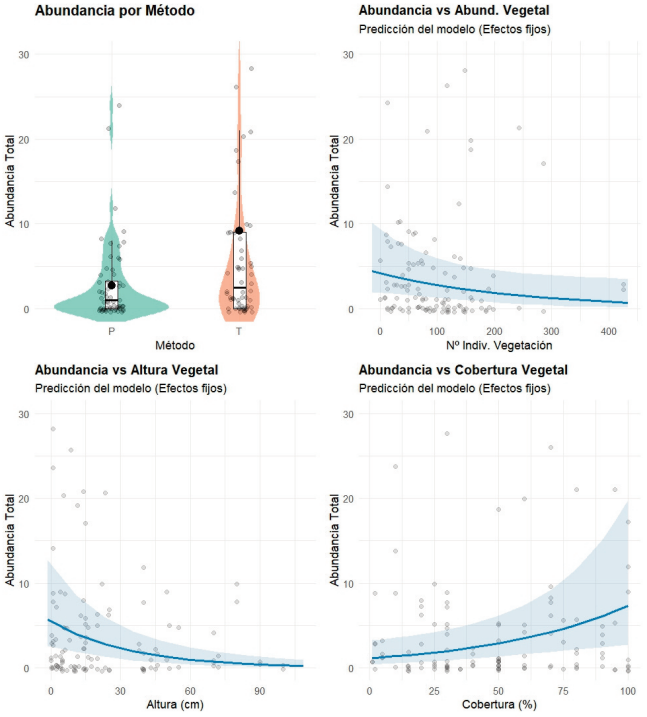


Figura 6. Comparación de los factores significativos (método, abundancia vegetal, altura vegetal y cobertura vegetal) que explican la variación en la abundancia de los polinizadores.

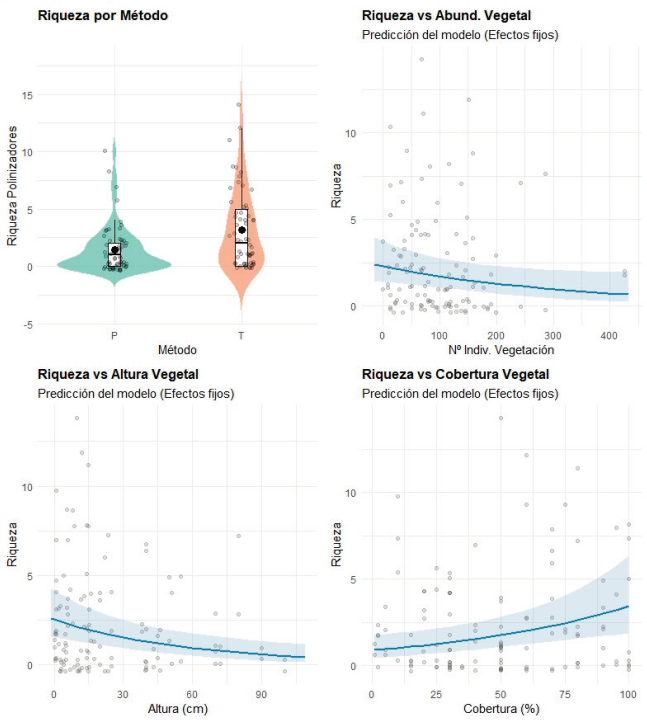


Figura 7. Comparación de los factores significativos (método, abundancia vegetal, altura vegetal y cobertura vegetal) que explican la variación en la riqueza de los polinizadores.

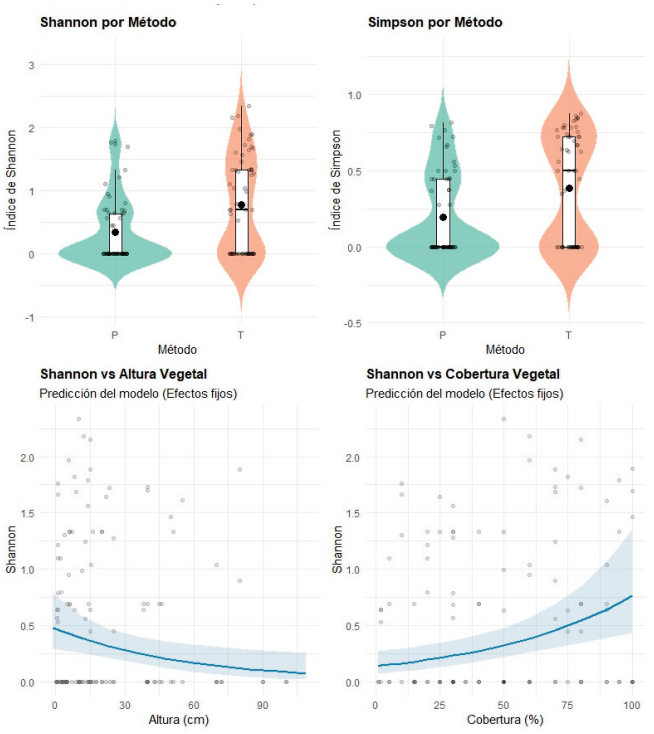


Figura 8. Comparación de los factores significativos que explican el índice de diversidad de Shannon (método, altura vegetal y cobertura vegetal) y el índice de diversidad de Simpson (método).

Discusión

Los resultados indican que, aunque descriptivamente se observaron mayores valores de abundancia y riqueza de Apoidea en las plantas solares, estos patrones no estuvieron explicados por un efecto significativo directo del tratamiento (planta vs. control) en los modelos GLMM. Este hallazgo es clave, ya que sugiere que las infraestructuras fotovoltaicas no actúan por sí mismas como un factor antrópico puramente negativo o positivo sobre los polinizadores. En cambio, sus efectos parecen depender de las condiciones ecológicas locales, especialmente de la estructura de la vegetación presente en cada sitio.

Estos resultados sitúan a este estudio en una posición intermedia respecto a la literatura internacional, en la que coexisten evidencias contrastadas que abarcan desde la degradación y fragmentación del hábitat (Lovich y Ennen, 2011; Serrano et al. 2020) hasta la consideración de las plantas fotovoltaicas como posibles refugios de biodiversidad (Blaydes et al. 2021; Boscarino-Gaetano et al. 2024). Estas diferencias podrían estar relacionadas, al menos en parte, con las características ecológicas y paisajísticas de cada emplazamiento. El impacto de la energía fotovoltaica sobre la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas depende de las condiciones específicas del lugar: la instalación sobre hábitats naturales o seminaturales bien conservados puede contribuir a la pérdida y fragmentación del hábitat (Lovich y Ennen, 2011; Serrano et al. 2020), mientras que su desarrollo sobre terrenos previamente degradados o intensivamente gestionados podría ofrecer oportunidades para la conservación de los polinizadores, especialmente si la vegetación y los recursos florales se gestionan de forma

adecuada (Blaydes et al. 2021, 2024). En este sentido, los resultados obtenidos sugieren que la respuesta de los polinizadores no estaría determinada únicamente por la presencia de la infraestructura fotovoltaica, sino también por las características del hábitat que se generan o se mantienen en su interior, el estado previo del terreno y las condiciones del paisaje circundante. Esta posible dependencia del contexto pone de manifiesto la necesidad de considerar las particularidades de cada emplazamiento al evaluar los efectos de las plantas fotovoltaicas sobre la biodiversidad.

Por otra parte, desde una perspectiva metodológica, los resultados mostraron que los transectos con red entomológica presentaron una mayor eficacia de captura en comparación con las trampas de plato amarillas. Este patrón es coherente con lo señalado por Popic et al. (2013) y Castro et al. (2017), quienes destacan que el muestreo activo mediante red puede complementar o superar algunas limitaciones de las trampas de plato en entornos mediterráneos. En estos contextos, los polinizadores pueden responder preferentemente a las flores reales frente al estímulo cromático artificial de los platos, especialmente cuando existe una alta disponibilidad de recursos florales, como la floración de Brassicaceae observada en este estudio (Popic et al. 2013).

Entre las variables analizadas, la cobertura vegetal mostró un efecto positivo significativo sobre las métricas de la comunidad de Apoidea, mientras que la altura de la vegetación y la abundancia vegetal presentaron relaciones negativas. Esta combinación puede interpretarse como una respuesta favorable hacia hábitats abiertos, con cobertura vegetal suficiente, pero sin una estructura excesivamente alta o densa. En ambientes mediterráneos, las formaciones vegetales dominadas por gramíneas anuales o cultivos de cereal pueden presentar una alta cobertura, sin embargo, su carácter anemófilo conlleva una baja o nula disponibilidad de recursos florales para insectos antófilos, lo que podría explicar su menor atractivo para los apoideos (Potts et al. 2010; Ollerton, 2017).

Asimismo, una vegetación muy alta o densa puede reducir la accesibilidad física a los recursos florales, dificultar el desplazamiento de los insectos y limitar la detectabilidad de flores de interés para el forrajeo. Por el contrario, los estratos bajos y abiertos pueden favorecer una mayor penetración lumínica, facilitar la movilidad de los polinizadores y aumentar la accesibilidad a los recursos florales disponibles. La presencia de pequeños parches de suelo descubierto y no perturbado también podría proporcionar lugares adecuados para la nidificación de determinadas especies de abejas solitarias (Blaydes et al. 2021). No obstante, dado que no se evaluó la disponibilidad de lugares de nidificación, esta posible explicación de los patrones observados no puede confirmarse con los datos disponibles. En conjunto, la importancia de la estructura de la vegetación y de la gestión del suelo es coherente con estudios recientes sobre polinizadores en plantas solares (Graham et al. 2021; Blaydes et al. 2024).

Por otro lado, la ausencia de diferencias significativas y consistentes en diversidad y equitatividad entre tratamientos sugiere que el incremento de abundancia y riqueza observado dentro de las plantas solares no necesariamente implica comunidades más complejas o equilibradas. Es posible que estas comunidades estén dominadas por un número reducido de especies generalistas u oportunistas, especialmente considerando el carácter reciente de las instalaciones, la perturbación asociada al cambio de uso del suelo y la dependencia de estos ensamblajes respecto a la gestión de la vegetación y la disponibilidad floral local (Blaydes et al. 2021, 2024).

Este patrón podría estar condicionado por un estado sucesional temprano asociado a la perturbación generada durante la instalación de las plantas solares, cuya obra finalizó en agosto de 2023, aunque esta interpretación no puede confirmarse sin datos previos a la instalación. En términos generales, los mayores valores absolutos de abundancia y riqueza de Apoidea registrados dentro de las plantas solares se observaron durante el mes de abril. Tras el cese de la agricultura intensiva tradicional en el perímetro vallado, el suelo recientemente removido pudo favorecer la colonización por especies pioneras de rápido crecimiento y ciclo de vida corto, entre ellas varias especies de la familia Brassicaceae. Estas plantas ruderales suelen presentar floraciones tempranas y concentradas en primavera, lo que puede incrementar temporalmente la disponibilidad local de néctar y polen para los polinizadores (Badenes-Pérez, 2022; Li et al. 2023).

No obstante, este potencial papel de las plantas solares como hábitats favorables parece depender, al menos en parte, de la gestión de la vegetación. Durante el periodo de estudio se aplicaron distintas prácticas de gestión en el interior de las instalaciones. Cuando la vegetación alcanzó mayor altura, se realizaron desbroces mecánicos mediante tractor equipado con desbrozadora en las calles situadas entre las filas de paneles. En las zonas con vegetación menos desarrollada, se emplearon desbrozadoras manuales tanto en las calles como debajo de los paneles. Además, se introdujo ganado ovino a finales de abril, permaneciendo en las instalaciones durante el mes de mayo. Los desbroces se ejecutaron de forma heterogénea, tanto entre plantas fotovoltaicas como dentro de ellas, comenzando a finales de abril. En mayo, las tres instalaciones habían sido objeto de desbroces. Como consecuencia, la cobertura vegetal y la biomasa aérea se redujeron notablemente en el interior de las instalaciones, alcanzando valores muy bajos en varios puntos de muestreo, según los datos del Anexo II.

La eliminación de vegetación puede reducir la disponibilidad de recursos florales y alterar los microhábitats utilizados por los polinizadores para alimentarse y nidificar, tal como se ha señalado para las siegas y otras intervenciones mecánicas intensivas en pastizales y ambientes seminaturales (Potts et al. 2010; Vanbergen et al. 2013). El uso de herbicidas podría tener efectos adicionales, ya que, además de eliminar la vegetación, puede afectar a plantas no diana y reducir la disponibilidad de recursos florales, con posibles consecuencias para la actividad de los polinizadores (Bohnenblust et al. 2016). La magnitud de estos efectos dependería, entre otros factores, del producto, la dosis, la época de aplicación y la selectividad del tratamiento. Por su parte, el pastoreo podría generar una mayor heterogeneidad espacial en la altura y cobertura de la vegetación que el desbroce mecánico. No obstante, una carga ganadera excesiva podría pisotear las estructuras de nidificación, consumir recursos florales y simplificar la vegetación, con efectos potencialmente negativos para los polinizadores (Glenny et al. 2022). Dado que el muestreo de polinizadores finalizó en abril, no fue posible evaluar directamente los efectos de estas actuaciones sobre la abundancia, la riqueza y la diversidad de Apoidea. Por tanto, aunque constituyen factores potencialmente relevantes para explicar la disponibilidad de recursos en las plantas solares, su influencia sobre los ensamblajes estudiados no puede determinarse con los datos disponibles. Futuros estudios deberían considerar el momento, la intensidad, la

extensión y el método de gestión de la vegetación para evaluar sus efectos sobre las comunidades de polinizadores y orientar prácticas compatibles con la prevención de incendios y la conservación de la biodiversidad.

Las posibles diferencias en las prácticas de gestión entre las plantas solares y las zonas de control también podrían haber influido en las condiciones ambientales de los emplazamientos. Aunque se caracterizó el uso del suelo de cada zona de control, no se dispone de información detallada sobre las labores agrícolas realizadas durante el periodo de estudio, incluido el posible uso de productos fitosanitarios. Esta falta de información limita la capacidad para distinguir las diferencias asociadas a la infraestructura fotovoltaica de aquellas relacionadas con el manejo del terreno.

A estas limitaciones se suma el reducido número de pares planta-control (n = 3), que restringe la capacidad para evaluar si las relaciones entre las características de la vegetación y los ensamblajes de Apoidea difieren entre tratamientos. Aunque los modelos permitieron examinar las asociaciones principales de estas variables, no se incluyeron términos de interacción debido a la limitada replicación espacial y a la heterogeneidad de las condiciones ambientales entre las zonas estudiadas. Futuros trabajos con un mayor número de instalaciones y controles deberían evaluar estas interacciones y considerar las diferencias en las prácticas de gestión para determinar en qué medida las respuestas de los polinizadores dependen de las condiciones ecológicas locales.

En conclusión, el papel de las plantas solares como hábitats favorables para los polinizadores no parece ser una propiedad intrínseca de la infraestructura, sino que depende en gran medida de las condiciones de la vegetación y de su régimen de mantenimiento. Dado el carácter reciente de las plantas solares estudiadas, los resultados reflejan una respuesta ecológica a corto plazo, posiblemente dominada por especies generalistas u oportunistas. Por ello, resulta necesario realizar estudios de monitoreo a largo plazo que permitan evaluar si estos sistemas seminaturales asociados a infraestructuras solares pueden albergar comunidades estables, diversas y equitativas con el tiempo, o si, por el contrario, tienden a mantenerse simplificadas como consecuencia del régimen de gestión. Para potenciar su valor ecológico y reducir posibles impactos sobre la biodiversidad en el marco de la transición energética, la planificación e implantación de energías renovables deberían incorporar criterios explícitos de conservación, especialmente en relación con la gestión de la vegetación y la disponibilidad temporal de recursos florales.

Agradecimientos

Esta investigación fue financiada por Biodiversa+, la Alianza Europea para la Biodiversidad, en el marco del proyecto Biosolar, dentro de la convocatoria conjunta BiodivNBS 2023-2024. La publicación forma parte del proyecto PCI2025-163268, financiado por MICIU/AEI/10.13039/501100011033 y por la Unión Europea. Este estudio se llevó a cabo en el marco de un acuerdo entre el Departamento de Zoología de la Universidad de Córdoba y BayWa r.e. Projects España S.L.U., empresa que autorizó el acceso a las instalaciones fotovoltaicas para la realización de los muestreos de biodiversidad. Agradecemos a la empresa las facilidades proporcionadas durante el desarrollo del trabajo de campo.

Nos gustaría agradecer a Carlos Diepa, Eva María Valle, María Villacañas y Silvia Rodríguez su ayuda y colaboración durante los muestreos de polinizadores y vegetación, así como a Emilio Pacheco por su apoyo en la identificación de los polinizadores.

Financiación: Financiado por el Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades (MICIU) y la Agencia Estatal de Investigación (AEI), España, mediante la subvención PCI2025-163268, y cofinanciado por la Unión Europea.

Bibliografía

Artamendi M, Martin PA, Bartomeus I, Magrach A. 2024. Loss of pollinator diversity consistently reduces reproductive success for wild and cultivated plants. *Nature Ecology & Evolution* 9: 296-313. doi:10.1038/s41559-024-02595-2

Badenes-Pérez FR. 2022. Benefits of insect pollination in Brassicaceae: A meta-analysis of self-compatible and self-incompatible crop species. *Agriculture* 12: 446. doi:10.3390/agriculture12040446

Bellard C, Marino C, Courchamp F. 2022. Ranking threats to biodiversity and why it doesn't matter. *Nature Communications* 13: 2616. doi:10.1038/s41467-022-30339-y

Blanca G, Cabezudo B, Cueto M, Fernández López C, Morales Torres C. 2009. Flora vascular de Andalucía Oriental. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla.

Blaydes H, Potts SG, Whyatt JD, Armstrong A. 2021. Opportunities to enhance pollinator biodiversity in solar parks. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 145: 111065. doi:10.1016/j.rser.2021.111065

Blaydes H, Potts SG, Whyatt JD, Armstrong A. 2024. On-site floral resources and surrounding landscape characteristics impact pollinator biodiversity at solar parks. *Ecological Solutions and Evidence* 5: e12307. doi:10.1002/2688-8319.12307

Bohnenblust EW, Vaudo AD, Egan JF, Mortensen DA, Tooker JF. 2016. Effects of the herbicide dicamba on nontarget plants and pollinator visitation. *Environmental Toxicology and Chemistry* 35(1): 144-151. doi:10.1002/etc.3169

Boscarino-Gaetano R, Vernes K, Nordberg EJ. 2024. Creating wildlife habitat using artificial structures: A review of their efficacy and potential use in solar farms. *Biological Reviews* 99: 1848-1867. doi:10.1111/brv.13095

Brooks ME, Kristensen K, Van Benthem KJ, Magnusson A, Berg CW, Nielsen A, et al. 2017. glmmTMB balances speed and flexibility among packages for zero-inflated generalized linear mixed modeling. *The R Journal* 9(2): 378–400. doi:10.32614/RJ-2017-066

Carvalho F, Montag H, Bentley L, Šarlej R, Broyd RC, Blaydes H, et al. 2025. Plant and soil responses to ground-mounted solar panels in temperate agricultural systems. *Environmental Research Letters* 20: 024001. doi:10.1088/1748-9326/ada45b

Castro J, Tortosa FS, Jiménez J, Carpio AJ. 2017. Spring evaluation of three sampling methods to estimate family richness and abundance of arthropods in olive groves. *Animal Biodiversity and Conservation* 40: 193-210. doi:10.32800/abc.2017.40.0193

Ceballos G, Ehrlich PR. 2023. Mutilation of the tree of life via

mass extinction of animal genera. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 120: e2306987120. doi:10.1073/pnas.2306987120

Centeno-Alvarado D, Lopes AV, Arnan X. 2023. Fostering pollination through agroforestry: A global review. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 351: 108478. doi:10.1016 /j.agee.2023.108478

Chala GT, Al Alshaikh SM. 2023. Solar photovoltaic energy as a promising enhanced share of clean energy sources in the future - A comprehensive review. *Energies* 16: 7919. doi:10.3390/en16247919

Graham M, Ates S, Melathopoulos AP, Moldenke AR, DeBano SJ, Best LR, Higgins CW. 2021. Partial shading by solar panels delays bloom, increases floral abundance during the late-season for pollinators in a dryland, agrivoltaic ecosystem. *Scientific Reports* 11: 7453. doi:10.1038/s41598-021-86756-4

Gebremariam GH. 2024. A systematic review of insect decline and discovery: Trends, drivers, and conservation strategies over the past two decades. Psyche: *A Journal of Entomology* 2024: 5998962. doi:10.1155/2024/5998962

Glenny W, Runyon JB, Burkle LA. 2022. A review of management actions on insect pollinators on public lands in the United States. *Biodiversity and Conservation* 31: 1995-2016. doi:10.1007/s10531-022-02399-5

Guangul FM, Chala GT. 2019. Solar energy as renewable energy source: SWOT analysis. In: Proceedings of the 2019 4th MEC International Conference on Big Data and Smart City (ICBDSC). IEEE, pp. 1-5. doi:10.1109/ICBDSC.2019.8645580

Infraestructura de Datos Espaciales de España (IDEE). (s.f.). Usos de suelo existentes [Capa cartográfica web WMTS]. https://servicios.idee.es/wmts/ocupacion-suelo

Katumo DM, Liang H, Ochola AC, Lv M, Wang QF, Yang CF. 2022. Pollinator diversity benefits natural and agricultural ecosystems, environmental health, and human welfare. *Plant Diversity* 44: 429-435. doi:10.1016/j.pld.2022.01.005

Li LZ, Xu ZG, Chang TG, Wang L, Kang H, Zhai D, Zhang LY, Zhang P, Liu H, Zhu XG, Wang JW. 2023. Common evolutionary trajectory of short life-cycle in Brassicaceae ruderal weeds. *Nature Communications* 14: 290. doi:10.1038/s41467-023-35966-7

Llodrà-Llabrés J, Cariñanos P. 2022. Enhancing pollination ecosystem service in urban green areas: An opportunity for the conservation of pollinators. *Urban Forestry & Urban Greening* 74: 127621. doi:10.1016/j.ufug.2022.127621

Lovich JE, Ennen JR. 2011. Wildlife conservation and solar energy development in the desert Southwest, United States. *BioScience* 61: 982-992. doi:10.1525/bio.2011.61.12.8

Michez D, Le Divelec R, Ghisbain G, Rosa P, Fiordaliso W, Flaminio S, Dorchin A, Radchenko V, Rasmont P, Terzo M, Wood TJ, Reverté S. 2024. Key to the genera of European bees (Hymenoptera: Anthophila). Provisional version 2.2.

Mujeeb SA, Divya P, Chaitanya G, Manisha BL. 2023. The vital role of pollinators in agriculture and ecosystems. En: Chhangani G, Yadav T, Sahoo S, Sharma S, Sannidi S (eds.). Recent Trends in Agriculture. Integrated Publications, Nueva Delhi, pp. 25–41.

Ollerton J. 2017. Pollinator diversity: distribution, ecological function, and conservation. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 48: 353-376. doi:10.1146/annurev-ecolsys-110316-022919

Popic TJ, Davila YC, Wardle GM. 2013. Evaluation of common methods for sampling invertebrate pollinator assemblages: Net sampling out-performs pan traps. *PLOS ONE* 8: e66665. doi:10.1371/journal.pone.0066665

Potts SG, Biesmeijer JC, Kremen C, Neumann P, Schweiger O, Kunin WE. 2010. Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology & Evolution* 25: 345-353. doi:10.1016/j.tree.2010.01.007

Pörtner HO, Scholes RJ, Arneth A, et al. 2023. Overcoming the coupled climate and biodiversity crises and their societal impacts. *Science* 380: eabl4881. doi:10.1126/science.abl4881

Serrano D, Margalida A, Pérez-García JM, et al. 2020. Renewables in Spain threaten biodiversity. *Science* 370: 1282-1283. doi:10.1126/science.abf6509

Turney D, Fthenakis V. 2011. Environmental impacts from the installation and operation of large-scale solar power plants. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 15: 3261-3270. doi:10.1016/j.rser.2011.04.023

Vanbergen AJ, Baude M, Biesmeijer JC, et al. 2013. Threats to an ecosystem service: Pressures on pollinators. *Frontiers in Ecology and the Environment* 11: 251-259. doi:10.1890/120126

Zuur AF, Ieno EN, Walker NJ, Saveliev AA, Smith GM. 2009. Mixed effects models and extensions in ecology with R. Springer.

González-Dopico D, Rodríguez-Castilla G, Olivares-Collado C, Martínez-Sagarra G, Tortosa FS, Carpio AJ. 2026. La importancia de la estructura y la gestión de la vegetación para las comunidades de Apoidea en plantas solares fotovoltaicas del sureste de la península ibérica. Rev. Soc. Gad. Hist. Nat. 20: 77-89.

ANEXOS

Anexo I. Sintaxis R de los modelos lineales generalizados mixtos (GLMM) empleados en el estudio.

Modelos iniciales (globales)

```
# Modelo 1: Abundancia total
m1_inicial <- glmmTMB(
  Abundancia_total ~ Tratamiento + Metodo + Altura_v_s +
Cobertura_v_s +
    Biomasa_v_s + Abundancia_v_s + Riqueza_v_s +
    (1 | Planta) + (1 | Mes),
  ziformula = ~1,
  data = polinizadores,
  family = nbinom2(link = "log")
)

# Modelo 2: Riqueza
m2_inicial <- glmmTMB(
    Riqueza ~ Tratamiento + Metodo + Altura_v_s +
Cobertura_v_s +
    Biomasa_v_s + Abundancia_v_s + Riqueza_v_s +
    (1 | Planta) + (1 | Mes),
  ziformula = ~1,
  data = polinizadores,
  family = nbinom2(link = "log")
)

# Modelo 3: Índice de Shannon
m3_inicial <- glmmTMB(
    Shannon ~ Tratamiento + Metodo + Altura_v_s +
Cobertura_v_s +
    Biomasa_v_s + Abundancia_v_s + Riqueza_v_s +
    (1 | Planta) + (1 | Mes),
  data = polinizadores,
  family = tweedie(link = "log")
)

# Modelo 4: Índice de Simpson
m4_inicial <- glmmTMB(
    Simpson ~ Tratamiento + Metodo + Altura_v_s +
Cobertura_v_s +
    Biomasa_v_s + Abundancia_v_s + Riqueza_v_s +
    (1 | Planta) + (1 | Mes),
  data = polinizadores,
  family = tweedie(link = "log")
)

# Modelo 5: Equitatividad de Pielou
m5_inicial <- glmmTMB(
    Evenness ~ Tratamiento + Metodo + Altura_v_s +
Cobertura_v_s +
    Biomasa_v_s + Abundancia_v_s + Riqueza_v_s +
    (1 | Planta) + (1 | Mes),
  data = polinizadores,
  family = tweedie(link = "log")
)
```

Modelos finales seleccionados mediante AIC

```
# Modelo 1: Abundancia total
m1_final <- glmmTMB(
    Abundancia_total ~ Abundancia_v_s + Altura_v_s +
Cobertura_v_s +
    Metodo + (1 | Planta) + (1 | Mes),
  ziformula = ~1,
  data = polinizadores,
  family = nbinom2(link = "log")
)

# Modelo 2: Riqueza
m2_final <- glmmTMB(
  Riqueza ~ Abundancia_v_s + Altura_v_s + Cobertura_v_s +
    Metodo + (1 | Planta) + (1 | Mes),
  ziformula = ~1,
  data = polinizadores,
  family = nbinom2(link = "log")
)

# Modelo 3: Índice de Shannon
m3_final <- glmmTMB(
  Shannon ~ Abundancia_v_s + Altura_v_s + Cobertura_v_s +
    Metodo + (1 | Planta) + (1 | Mes),
  data = polinizadores,
  family = tweedie(link = "log")
)

# Modelo 4: Índice de Simpson
m4_final <- glmmTMB(
  Simpson ~ Altura_v_s + Cobertura_v_s + Metodo +
    (1 | Planta) + (1 | Mes),
  data = polinizadores,
  family = tweedie(link = "log")
)

# Modelo 5: Equitatividad de Pielou
m5_final <- glmmTMB(
  Evenness ~ Metodo + (1 | Planta) + (1 | Mes),
  data = polinizadores,
  family = tweedie(link = "log")
)
```

González-Dopico D, Rodríguez-Castilla G, Olivares-Collado C, Martínez-Sagarra G, Tortosa FS, Carpio AJ. 2026. La importancia de la estructura y la gestión de la vegetación para las comunidades de Apoidea en plantas solares fotovoltaicas del sureste de la península ibérica. Rev. Soc. Gad. Hist. Nat. 20: 77-89.

Anexo II. Medias ± error estándar de la altura máxima, la altura media, la cobertura y la biomasa de la vegetación en función del mes de muestreo, de la planta solar y del tratamiento.

Mes	Planta	Tratamiento	Altura máxima (cm)	Altura media (cm)	Cobertura (%)	Biomasa (g/m²)
marzo	1	Control	20,60 ± 4,94	3,50 ± 0,84	34,00 ± 4,30	60,46 ± 7,39
marzo	1	Planta	29,40 ± 5,56	9,80 ± 2,60	67,00 ± 12,21	283,93 ± 60,57
marzo	2	Control	13,00 ± 5,08	2,60 ± 0,91	21,00 ± 5,10	61,73 ± 16,80
marzo	2	Planta	28,60 ± 5,26	13,45 ± 3,20	62,00 ± 6,63	148,41 ± 50,28
marzo	3	Control	55,20 ± 7,25	31,80 ± 5,31	84,00 ± 5,79	349,04 ± 52,19
marzo	3	Planta	96,33 ± 6,14	71,83 ± 7,83	89,17 ± 4,90	318,35 ± 83,04
abril	1	Control	63,40 ± 12,22	38,20 ± 7,57	65,00 ± 14,49	224,94 ± 63,88
abril	1	Planta	38,40 ± 6,36	18,40 ± 2,60	25,00 ± 2,74	71,88 ± 27,22
abril	2	Control	26,20 ± 5,41	12,05 ± 2,89	30,00 ± 8,37	99,58 ± 26,48
abril	2	Planta	34,40 ± 6,38	12,30 ± 1,76	50,00 ± 6,32	105,71 ± 33,20
abril	3	Control	86,00 ± 8,12	63,50 ± 9,22	50,00 ± 3,16	356,02 ± 64,10
abril	3	Planta	13,40 ± 3,76	1,72 ± 0,88	3,00 ± 0,84	3,81 ± 2,33
mayo	1	Control	59,40 ± 7,80	45,20 ± 5,27	43,00 ± 9,70	194,62 ± 58,56
mayo	1	Planta	12,00 ± 4,01	3,75 ± 1,76	17,00 ± 3,00	13,34 ± 3,50
mayo	2	Control	62,00 ± 3,36	35,84 ± 4,01	41,00 ± 8,12	147,03 ± 28,01
mayo	2	Planta	31,80 ± 3,46	15,95 ± 2,20	24,00 ± 6,96	20,01 ± 4,16
mayo	3	Control	100,80 ± 9,12	78,44 ± 7,18	56,00 ± 6,78	456,55 ± 142,74
mayo	3	Planta	2,00 ± 1,30	0,12 ± 0,10	0	0