

Revisiones

Sesgos, vacíos y desafíos en el conocimiento sobre el declive de los artrópodos

Biases, gaps, and challenges in the knowledge on arthropod decline

Nicolás FERREIRO

CONICET, Argentina

nicolasferreiro@conicet.gov.ar

Revista de la Sociedad Entomológica
Argentina vol. 84 núm. 4 e0401 2025

Sociedad Entomológica Argentina
Argentina

Recepción: 23 Abril 2025
Aprobación: 18 Julio 2025

Resumen: Gran parte del debate sobre la pérdida de biodiversidad se ha centrado históricamente en los vertebrados, pero los artrópodos representan más del 50 % de las especies y su estado de conservación permanece mayormente desconocido. Diversos estudios han estimado tasas de declive superiores al 1 % anual, concentrados en cuatro órdenes de insectos (Lepidoptera, Hymenoptera, Diptera y Coleoptera) y dos regiones geográficas (EE.UU. y Europa). La escasez de series multitaxa de largo plazo y su distribución desigual dificultan la identificación de respuestas diferenciales entre ambientes (ej.: acuático vs. terrestre) y limitan la extrapolación global. A pesar de estas limitaciones, la magnitud del problema y su origen antropogénico justifican una alarma precautoria global. En Latinoamérica, la carencia de datos sistemáticos representa un obstáculo crítico para el diagnóstico y la acción. El rescate de series históricas debe ser prioritario, aunque es esperable que estos registros estén desproporcionadamente concentrados en zonas más desarrolladas o accesibles, como ocurre a nivel global. Tecnologías como el código de barras genético y la inteligencia artificial aplicada a imágenes permitirían superar algunos de estos obstáculos. Sin embargo, es urgente implementar programas de monitoreo simples, sostenibles y territorialmente representativos, sostenidos por instituciones locales que garanticen su continuidad en el tiempo.

Palabras clave: Abundancia, Insectos, Latinoamérica, Pérdida de hábitat.

Abstract: Much of the debate on biodiversity loss has historically focused on vertebrates. However, arthropods account for more than 50 % of all described species, and their conservation status remains largely unknown due to the lack of data. Several studies have estimated annual decline rates exceeding 1 %, but these are primarily concentrated on four insect orders (Lepidoptera, Hymenoptera, Diptera, and Coleoptera) and two geographic regions (the U.S. and Europe). The scarcity of long-term, multitaxon data series and their uneven spatial distribution hinder the detection of environment-specific responses (e.g., aquatic vs. terrestrial) and limit global extrapolations. Despite these limitations, the scale of the problem and its predominantly anthropogenic origin justify a precautionary alarm at the global level. In Latin America, the absence of systematic data represents a critical barrier to both diagnosis and effective action. Recovering historical datasets should be a regional priority, although these are likely to be disproportionately concentrated in more developed or accessible areas, as observed globally. Technologies such as DNA barcoding and image-based artificial intelligence may help overcome some of the region's taxonomic challenges. Nonetheless, it is urgent to establish simple, sustainable, and geographically representative monitoring programs, coordinated by local institutions capable of ensuring their long-term continuity.

Keywords: Abundance, Habitat loss, Insects, Latin America.

INTRODUCCIÓN

Gran parte del debate sobre la pérdida de especies se ha centrado históricamente en los vertebrados; sin embargo, la extinción de organismos menos conocidos está cobrando una importancia cada vez mayor (Régnier et al., 2015). El filo Arthropoda desempeña un papel central en el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos y terrestres debido a su contribución a los ciclos de nutrientes, la descomposición y la formación del suelo. Además, los artrópodos están directamente involucrados en la polinización, el control de plagas y las redes tróficas. Con más de un millón de especies identificadas, los artrópodos constituyen el grupo más diverso del reino Animalia. No obstante, se estima que más de cuatro millones de especies aún no han sido descritas, lo que convierte a este grupo en uno de los menos conocidos y, al mismo tiempo, cada vez más amenazados (Stork, 2018).

La ampliamente citada Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) registra hasta la fecha 908 extinciones, lo que representa apenas el 0,04 % de las 1.900.000 especies descritas. Sin embargo, un millón de estas especies son insectos, cuyo estado de conservación sigue siendo en gran medida no evaluado por la UICN debido a la falta de datos sobre su distribución geográfica, tendencias poblacionales, amenazas, hábitat y ecología (Régnier et al., 2015). En consecuencia, las elevadas tasas de extinción que han llevado a varios autores a proponer que estamos ante la Sexta Gran Extinción estarían subestimando considerablemente el problema debido al énfasis puesto en los vertebrados (Thomas et al., 2004; Dirzo et al., 2014).

La hiperdiversidad de los artrópodos se atribuye principalmente a la contribución de las especies tropicales de insectos, particularmente aquellas que habitan en selvas donde muchas veces no se cuenta con las líneas de base, lo que dificulta enormemente el estudio de los cambios comunitarios de mediano y largo plazo (Boyle et al., 2025). Esta limitación representa un desafío crítico para América Latina, cuyos ecosistemas figuran entre los más biodiversos y amenazados del planeta, pero siguen siendo también de los proporcionalmente menos conocidos. En este contexto, resulta urgente promover la discusión sobre el declive de artrópodos como una plataforma para coordinar y fortalecer los esfuerzos científicos a escala regional.

El objetivo de este estudio no es realizar una revisión bibliográfica exhaustiva para constatar un declive que ya resulta evidente, sino interpretar críticamente las principales líneas argumentales presentes en las revisiones más relevantes, destacando aquellos estudios que revelan tensiones conceptuales clave sobre la problemática. Al mismo tiempo, busca enfatizar que la comunidad científica latinoamericana

enfrenta el desafío de generar conocimiento propio, adaptado a las particularidades ecológicas e institucionales de la región.

Aproximación metodológica

Se buscaron revisiones para incluir en este trabajo el 11 de julio de 2025, en ScholarGoogle (n= 150 resultados). Se utilizó el siguiente criterio de búsqueda: ("insect decline" OR "arthropod decline" OR "insect extinction") AND (review OR "systematic review" OR meta-analysis"), a fin de recuperar tanto revisiones sistemáticas y metaanálisis, como también discusiones narrativas relevantes en torno al fenómeno. Los 108 resultados que correspondieron a revistas indexadas se clasificaron según el tipo de artículo: revisión, estudio de caso, opinión, respuesta a paper. Se obtuvieron 44 revisiones que a su vez se caracterizaron según su aproximación en cuantitativas (10 metaanálisis), y cualitativas (34 revisiones). Finalmente, las revisiones cualitativas se diferenciaron en sistemáticas (10 trabajos) o narrativas (24 trabajos), según especificaron o no el criterio de búsqueda de los artículos revisados (Apéndice complementario).

Las tablas se construyeron a partir de los trabajos compilados por Sánchez-Bayo y Wyckhuys (2019), seleccionando aquellos cuyos datos permitieron estimar tasas anuales de declive (Tabla I) o identificar tendencias contradictorias entre especies de una misma comunidad (Tabla II). Su objetivo es ilustrar sobre los sesgos de los datos disponibles, y no ser una compilación exhaustiva de estudios de caso.

Estado actual y tendencias

La preocupación sobre el estado de conservación de los artrópodos se remonta a trabajos pioneros como la revisión de Pyle et al. (1981), que reportaron un importante sesgo en la preocupación sobre el estado de conservación de los insectos, focalizado en Lepidoptera y limitado a Inglaterra y EE.UU. Este sesgo se extiende hasta la actualidad, y las primeras publicaciones que pusieron el foco sobre el declive a inicios del nuevo milenio se refieren únicamente Hymenoptera, Lepidoptera y Coleoptera (Lobo, 2001; Conrad et al., 2002; Biesmeijer et al., 2006), tres grupos que han seguido recibiendo mucha atención (Potts et al., 2010; Habel et al., 2016; Homburg et al., 2019). Hallman et al. (2017) es uno de los trabajos más influyentes sobre la problemática, ya que sus autores reportaron reducciones mayores al 75 % en la biomasa de insectos voladores a lo largo de 27 años en áreas protegidas de Alemania. Durante los últimos cinco años, varios autores han cuantificado la magnitud del declive, mediante el análisis de valiosas series de datos de biomasa, abundancia y riqueza de larga duración (Seibold et al., 2019; Hallman et al., 2021; Dalton et al., 2023). Sin embargo, la existencia de dichos registros

continúa siendo algo excepcional, por lo que se han buscado alternativas para estudiar el fenómeno. Por ejemplo, la comparación de datos históricos con muestreos recientes (Franzén & Johannesson, 2007; Colla & Packer, 2008; Dupont et al., 2011), el análisis de colecciones entomológicas (Conrad et al., 2002; Habel et al., 2016; Boyle et al., 2019), el metaanálisis de bases de datos entomológicas (Lobo, 2001; Biesmeijer et al., 2006), y el metaanálisis de estudios de monitoreo de grupos específicos (van Klink et al., 2020; Crossley et al., 2020).

Actualmente existe un considerable número de estudios de largo plazo sobre el declive, notablemente concentrados en los cuatro órdenes de insectos más diversos, todos holometábolos y predominantemente terrestres: Coleoptera, Hymenoptera, Diptera, y Lepidoptera. Los estudios de mayor duración (>50 años) suelen estudiar la riqueza, mientras que los estudios de menor duración (10-50 años) reportan más frecuentemente la abundancia, como se desprende de la compilación de Sánchez-Bayo & Wyckhuys (2019) (Tabla I).

Sánchez-Bayo & Wyckhuys (2019) analizaron 73 estudios de casos de declive, concluyendo que para los grupos amenazados las tasas de declive anuales rondan el 1 % para la riqueza y el 2,5 % para la biomasa. Sin embargo, van Klink et al. (2022) realizaron un metaanálisis de 35 estudios de ensamblajes de insectos, colémbolos y arácnidos para estudiar el grado de correlación entre diferentes taxa y la posibilidad de escoger grupos indicadores, reportando que las correlaciones fueron muy débiles. Entonces, para estudiar apropiadamente las tendencias temporales de la abundancia y biomasa se requerirían necesariamente de estudios multi-taxa u otras herramientas (imágenes, genética).

Intervalo	Grupo	Abundancia	Biomasa	Riqueza	Muestreo	Referencias
98 años	Odonata	-	-	NS	Colección/red	Ball-Damerow et al., 2014
80 años	Hymenoptera <i>Bombus</i> spp.	-	-	-0,5%	Observación	Dupont et al., 2011
75 años	Hymenoptera Apoidea	-	-	-0,4%	Colección/red	Marlin & LaBerge, 2001
64 años	Hymenoptera <i>Bombus</i> spp.	-	-	-0,8%	Colección/red	Figueroa & Bergey, 2015
60 años	Hymenoptera <i>Apis mellifera</i> (colonias)	-0,9%	-	-	Observación	Ellis, 2012
58 años	Hymenoptera <i>Bombus</i> spp.	-	-	-0,4%	Colección/Red	Grixti et al., 2009
54 años	Lepidoptera	-	-	-0,6%	Observación	Franzén & Johannesson, 2007
50 años	Lepidoptera	NS	-	-0,3%	Trampa luz	Valtonen et al., 2017
49 años	Hymenoptera Bombini	-	-	-0,1%	Revisión bibliográfica	Kosior et al., 2007
47 años	Hemiptera Auchenorrhyncha	-1,4%	-	NS	Red	Schuch et al., 2012
40 años	Orthoptera	-	-	NS	Trampa succión	Schuch et al., 2011
35 años	Lepidoptera	-1,2%	-	-	Trampa luz	Conrad et al., 2006
33 años	Hymenoptera <i>Bombus</i> spp.	-	-	-0,6%	Red	Colla & Packer, 2008
34 años	Lepidoptera	-1,1%	-	-	Trampa luz	Fox et al., 2013
30 años	Lepidoptera	-1,2%	-	-	Trampa luz	Groenendijk & Ellis, 2011
25 años	Lepidoptera	-1,6%	-	-	Trampa luz	van Swaay et al., 2018
25 años	Diptera Syrphidae	-3,6%	-	-1,4%	Trampa succión	Hallman et al., 2021
24 años	Hymenoptera Apoidea	-	-	-2,5%	Red	Frankie et al., 2009
19 años	Lepidoptera	-1,9%	-	-2,8%	Observación	van Dyck et al., 2009
15 años	Coleoptera Carabidae	-	-1,1%	-	Trampa caída	Brooks et al., 2012
12 años	Hymenoptera <i>Enallagma</i>	-4,2%	-	-	Red	Nemesio, 2013

Tabla I

Variaciones anuales en la abundancia, biomasa y riqueza por clase, familia o género de insectos.

El vacío geográfico de información

Una importante conclusión de las revisiones publicadas hasta la fecha es que las series de datos de larga duración se concentran en el hemisferio norte, concretamente en los EEUU y Europa (Sánchez-Bayo & Wyckhuys, 2019; Crossley et al., 2020; van Klink et al., 2020). Hasta el punto que la revisión de 73 artículos de Sánchez-Bayo & Wyckhuys (2019) reporta un único estudio de Latinoamérica (proveniente de Brasil), y el extensivo metaanálisis de 166 monitoreos de largo plazo realizado por van Klink et al. (2020) incluye sólo cinco casos provenientes de Latinoamérica (Brasil = 2, Chile = 1, Colombia = 1 y Uruguay = 1).

Investigadores brasileños abordaron este desafío realizando una revisión de trabajos publicados en lengua portuguesa, internacionalmente considerados “literatura gris”, que complementaron con la consulta a expertos sobre la existencia de datos, publicados o no, que les permitieran obtener la información necesaria para estudiar la tendencia en distintas regiones de su país (Lewinsohn et al., 2022). Su valioso esfuerzo les permitió obtener 75 estudios de caso que corroboraron la tendencia en el ambiente terrestre. Sin embargo, los autores también observaron la existencia de importantes vacíos de información en áreas tan cruciales como la Amazonía.

En Argentina, sólo 23 especies de insectos están reconocidas como en riesgo de las 572 especies en peligro según la Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN. Estas especies pertenecen a los órdenes Odonata (8), Coleoptera (1), Lepidoptera (2), Hymenoptera (11) y Orthoptera (1 especie), lo que representa apenas el 4 % del total de especies amenazadas. En comparación, se estima que el 26 % y el 27 % de las especies amenazadas en las faunas, mucho menos diversas, de Alemania y el Reino Unido, respectivamente, corresponden a insectos (Ferreiro, 2024). Estos resultados sugieren que el porcentaje de insectos en peligro en Argentina está siendo subestimado debido a vacíos en el conocimiento taxonómico y poblacional, en concordancia con lo reportado por otros autores (Wagner et al., 2021).

El vacío temporal de información

La importante dispersión anual observada en los datos de abundancia, biomasa y riqueza informados por los estudios de series de larga duración (Hallman et al., 2017; Seibold et al., 2019; Dalton et al., 2023), sugiere que sería muy difícil encontrar tendencias significativas a partir de series de tiempo demasiado cortas. Esto coincide con lo reportado por Baranov et al. (2020), quienes estudiaron 42 años de muestreos semanales de parámetros ambientales y abundancias de insectos en arroyos de Alemania, observando grandes fluctuaciones de corto término (<5 años) en los parámetros ambientales y poblacionales.

La necesidad de estudios de largo plazo es enfatizada por resultados como los de Boyle et al. (2019), quienes estudiaron las abundancias de la mariposa monarca (*Asclepias* spp.) en EE.UU. durante el siglo XX. Detectaron trayectorias específicas por especie, con fases de crecimiento y declive asociadas a cambios históricos del paisaje, como la expansión agrícola del siglo XIX. El trabajo señala que el crecimiento a principios del siglo XX es interesante porque existe evidencia de que estas mariposas experimentaron una expansión a finales del 1800, como consecuencia de la conversión de los bosques del este en tierras del cultivo. De modo similar, Macgregor et al. (2019) reportaron que la biomasa de polillas en las Islas Británicas aumentó entre 1967-1982 y luego disminuyó hasta 2017. Estos autores destacan que el pico de 1982 y el subsiguiente declive son cualitativamente consistentes con los resultados de la mayoría de los trabajos que reportaron declives con series de datos que inician alrededor de ese año (Hallman et al., 2017, 2020). Este patrón de ciclos y respuestas especie-específicas ha sido descrito repetidamente en Lepidoptera (Maes & Van Dyck, 2001; van Swaay et al., 2006; Forister et al., 2011; Gilburn et al., 2015) y otros grupos (ver Tabla II), y pone en evidencia la necesidad de estudios prolongados para evitar interpretaciones sesgadas por el período de muestreo.

La controversia sobre el declive

Thomas et al. (2019) señalan que revisiones como la de Sánchez-Bayo & Wyckhuys (2019), donde se buscan explícitamente estudios que reportan declives, son valiosas pero magnifican la relevancia del fenómeno. Destacando que podríamos estar subestimando el número de reportes de cambios no significativos, en parte por un sesgo editorial de publicación. Observaciones en la misma línea fueron realizadas por Crossley et al. (2020), quienes realizaron un metaanálisis con datos de monitoreo de los EEUU y no encontraron cambios en las abundancias de insectos durante las últimas décadas.

Van Klink et al. (2020) encontraron una tendencia opuesta a la tendencia general en arroyos, con un aumento global del 1,2 % anual en la abundancia de insectos acuáticos que fue atribuido a mejoras en ambientes previamente degradados. Este patrón coincide con la falta de declive reportada para ambientes acuáticos de Brasil (Lewinsohn et al., 2022). Por otro lado, Baranov et al. (2020) reportaron una caída del 81,6 % en abundancia pero un aumento del 8,5 % en riqueza en arroyos protegidos de Alemania, mientras que Hallmann et al. (2020) no hallaron cambios en la abundancia de Ephemeroptera, aunque sí un declive del 9,2 % en Trichoptera.

Intervalo	Grupo	Crecimiento	Sin cambio	Declive	Referencia
Abundancia					
1840-1967	Hymenoptera		37 spp.	11 spp.	Paukkunen et al., 2017
1968-2015	Chrysididae	1 spp.	36 spp.	11 spp.	
1860-2012	Plecoptera		43 spp.	34 spp.	DeWalt et al., 2005
1867-1897	Hymenoptera	6 spp.		4 spp.	Jacobson et al., 2018
1897-1957	<i>Bombus</i> spp.	4 spp.		8 spp.	
1957-1987		6 spp.		4 spp.	
1900-1920	Lepidoptera	4 spp.		2 spp.	Boyle et al., 2019
1920-1970	<i>Asclepias</i> spp.	2 spp.		4 spp.	
1970-2000				6 spp.	
1901-2001	Lepidoptera	13 spp.	7 spp.	44 spp.	Maes & Van Dyck, 2001
1914-2012	Odonata	28 spp.		52 spp.	Ball-Damerow et al., 2014
1935-1990	Ephemeroptera	2 spp.	5 spp.	4 spp.	Küry, 1997
1937-2013	Hymenoptera Apoidea	4 spp.	8 spp.	22 spp.	Gardner & Spivak, 2014
1940-2009	Hymenoptera <i>Bombus</i> spp.	2 spp.	2 spp.	4 spp.	Bommarco et al., 2012
1950-1980	Coleoptera Carabidae	61 spp.	137 spp.	83 spp.	Desender & Turin, 1989
1950-2000	Coleoptera Cerambycidae	17 spp.	31 spp.	16 spp.	Lindhe et al., 2011
1955-2010	Plecoptera		44 spp.	34 spp.	Bojková et al., 2012
1960-1969	Coleoptera,		9 spp.	2 spp.	Carpaneto et al., 2007
1970-1979	Scarabaeidae		8 spp.	3 spp.	
1980-1989			5 spp.	6 spp.	
1963-2010	Hemiptera Auchenorrhyncha	10 spp.		14 spp.	Schuch et al., 2012
1972-2005	Hymenoptera <i>Bombus</i> spp.	4 spp.	3 spp.	4 spp.	Colla & Packer, 2008
1985-1998	Lepidoptera	17 spp.			Gilburn et al., 2015
1998-2015				17 spp.	
1988-2010	Lepidoptera	58 spp.		141 spp.	Forister et al., 2011
1990-2013	Coleoptera Coccinellidae	2 spp.	2 spp.	5 spp.	Brown & Roy, 2015
2000-2008	Odonata	x			van Swaay et al., 2018
2008-2018				x	
Distribución					
1901-2001	Lepidoptera		25 spp.	551 spp.	van Swaay et al., 2006
Biomasa					
1967-1982	Lepidoptera	x			Macgregor et al., 2019
1982-2017				x	

Tabla II

Tendencias variables en estudios de comunidades de largo plazo.

Notes: x=No se realizó identificación de especies.

Las series de tiempo cortas son difíciles de interpretar debido a la alta variabilidad interanual de las comunidades, lo que dificulta detectar tendencias estadísticamente significativas. En contraste, estudios de largo plazo (50-100 años) han revelado ciclos de crecimiento y declive de varias décadas (Boyle et al., 2019; Macgregor et al., 2019). Estos resultados y la tendencia de las áreas protegidas a presentar declives consistentemente más débiles (van Klink et al., 2020), sugieren que deberíamos ser cautos con las tendencias reportadas por estudios que incluyan en su análisis datos provenientes de áreas protegidas y/o períodos de tiempo demasiado cortos. Particularmente, dado el sesgo y la escasez general de las series de datos deberíamos abstenernos de realizar diferenciaciones entre ambientes (bosque vs. pastizal, terrestre vs. acuático). Así, el incremento reportado en insectos acuáticos por van Klink et al. (2020) podría estar influido por la sobrerepresentación de sitios restaurados o protegidos. Lo mismo puede decirse sobre las generalizaciones globales basadas casi exclusivamente en datos del

hemisferio norte: solo uno de los 73 estudios analizados por Sánchez-Bayo & Wyckhuys (2019) proviene de Latinoamérica, y apenas 5 de los 166 considerados por van Klink et al. (2020).

Por otro lado, un fenómeno particularmente relevante observado en series de datos de larga duración de insectos acuáticos es el reemplazo de especies sensibles por otras más tolerantes, sin que se produzcan cambios significativos en la riqueza (Ball-Damerow et al., 2014; Küry, 1997). Este fenómeno de reemplazo ampliamente conocido adquiere especial importancia cuando el análisis del declive se basa únicamente en parámetros integradores como la abundancia, la biomasa o la riqueza. Así, sería posible no encontrar cambios estadísticamente significativos relativos al declive, a pesar de la ocurrencia de transformaciones ecológicas sustanciales.

Estos trabajos muestran que para interpretar adecuadamente las tendencias de declive es clave considerar la composición específica de la comunidad, la duración de las series, y el tipo de sitio (ej.: protegido vs. no protegido). Una aproximación valiosa es la de Kuussaari et al. (2007), quienes analizaron durante cinco décadas los cambios en 74 especies de mariposas con preferencias contrastantes por pastizales naturalizados (35 especies), bordes de campos de cultivo (7) y bordes de bosques (32). Los autores encontraron 23 especies en declive, 17 estables, 27 en crecimiento y 7 fluctuantes, de forma que el 60 % de las especies de pastizales naturalizados habrían disminuido y el 86 % especies de bordes de campos de cultivo habrían incrementado su abundancia entre 1960 y 2003. Estos resultados son mucho más realistas e interesantes que los de revisiones o metaanálisis que mezclan ambientes y/o series de datos de corta, mediana y larga duración para alcanzar el número de estudios necesario para estudiar la significación de las tendencias.

Las causas del declive

Identificar las causas subyacentes al declive constituye otro gran desafío, debido a que la mayoría de los ecosistemas se encuentran impactados por múltiples disturbios de forma simultánea (Wagner et al., 2021). Costante et al. (2022) estudiaron la “Endangered Species Act” (ESA) de los EEUU entre los años 1975 y 2020, para determinar las principales amenazas en cuatro grandes grupos de organismos (angiospermas, artrópodos, moluscos y cordados). Las amenazas fueron clasificadas en cinco categorías: modificación del hábitat, sobreutilización, polución, interacciones con otras especies, estocasticidad ambiental y estocasticidad demográfica. Los autores determinaron que las interacciones directas con otras especies, el clima adverso (tormentas, incendios, sequías), y el cambio ambiental fueron los principales motivos para la inclusión de las especies de artrópodos en la ESA. Sánchez-Bayo & Wyckhuys (2019) en su revisión de 73 trabajos identificaron a la modificación del hábitat y la

polución como las principales causas del declive. Por otra parte, van Klink et al. (2020) evaluaron asociaciones entre las abundancias de insectos e hipotéticas causas como el cambio en el uso del suelo y el cambio climático, reportando una relación negativa entre la abundancia de insectos terrestres y el proceso de urbanización, explicable por la pérdida de hábitat y/o polución asociada a las urbanizaciones.

La aproximación de Chiappero et al. (2024) resulta interesante porque los autores metanalizaron 260 trabajos sobre el efecto de la entrada en producción de ambientes naturales en la comunidad de artrópodos del suelo (abundancia, diversidad). Estudiando el efecto de los cambios en varios parámetros del suelo (contenido de C y N, pH, densidad aparente) sobre la fauna edáfica, incluyendo algunos poco considerados en los trabajos de declive como son los ácaros y los colémbolos. Los autores concluyeron que los colémbolos serían especialmente sensibles a los cambios asociados al ingreso de los sistemas naturales en la producción agrícola, especialmente en ambientes tropicales y subtropicales. Un metaanálisis análogo pero sobre el efecto de la urbanización fue presentado por Fenoglio et al. (2020), quienes estudiaron el fenómeno en los artrópodos terrestres y edáficos a partir de 162 publicaciones, concluyendo que la abundancia y riqueza de Coleoptera y Lepidoptera serían particularmente sensibles a la urbanización.

Las principales causas propuestas coinciden con lo reportado por Vidal et al. (2025), quienes realizaron una revisión sistemática de 75 metaanálisis sobre cambios globales que afectarían la biodiversidad de insectos, y encontraron un sesgo positivo hacia el estudio de los efectos de la pérdida de hábitat, la agricultura y el uso de pesticidas, y un sesgo negativo hacia el estudio de los efectos del calentamiento, el ozono y la contaminación lumínica (Vidal et al., 2025). En cualquier caso, todas las causas son de origen antropogénico y está claro que el declive afecta tanto a las áreas no protegidas como a las áreas protegidas. Entonces, resultaría interesante diferenciar los disturbios según estén presentes sólo en las áreas no protegidas (deforestación, urbanización, polución, intensificación agrícola, nitrificación y plaguicidas), o afecten tanto áreas no protegidas como protegidas (cambio climático, intensidad de las tormentas, sequía, incendios, especies introducidas). Finalmente, las causas identificadas por los diferentes autores afectan de manera generalizada a todo el mundo, por lo que las tendencias observadas en el hemisferio norte serían extrapolables al resto del planeta.

La situación en latinoamérica

La falta generalizada de datos sistemáticos sobre el declive de artrópodos en la región no sólo limita el diagnóstico, sino también la articulación de políticas científicas y de conservación. Los

Neotrópicos se reconocen entre los ecosistemas más biodiversos y amenazados, pero también proporcionalmente menos estudiados (Boyle et al., 2025). En este contexto, resulta urgente promover la discusión sobre el declive de artrópodos como una plataforma para coordinar y fortalecer los esfuerzos científicos a escala regional.

Las métricas de amenaza de la IUCN que se han impuesto para la discusión internacional, han sido recientemente cuestionadas porque requieren un conocimiento profundo de la tendencia poblacional, distribución geográfica y tamaño total de las poblaciones (Edgar, 2025). Estos requisitos resultan particularmente poco realistas para grupos proporcionalmente poco conocidos como los artrópodos de Latinoamérica. Quizás deberíamos promover en la IUCN que en el caso de los artrópodos se le otorgue un mayor peso a los atributos de la historia de vida. Anteriormente, índices como el SUMIN de tetrápodos (Reca et al., 1994), han mostrado que la distribución, especialización trófica y de hábitat, y singularidad taxonómica serían capaces generar un ordenamiento jerárquico de los diferentes grupos de artrópodos en función de su necesidad de conservación.

Los datos disponibles muestran que en todo el mundo las series históricas existentes son fragmentarias y limitadas, con una preocupante concentración en grupos taxonómicos y áreas geográficas. Esta situación se repetiría a nivel regional como muestra la recopilación realizada por Lewinshon et al. (2022) en Brasil, donde se observó una concentración de los datos disponibles en el sudeste del país, más habitado y desarrollado económicamente. Para el resto de Latinoamérica, esto no implica que debemos desestimar la búsqueda de series de datos históricos, por el contrario urge rescatarlas, siguiendo el ejemplo de los investigadores de Brasil. Sin embargo, la prioridad debería ser bregar por el establecimiento de programas de monitoreo que puedan sostenerse en el tiempo. Estos programas nos servirían tanto para realizar estudios ecológicos como para establecer alertas ante cambios ambientales severos, dado el demostrado poder indicador de diferentes grupos de artrópodos. Sin embargo, desde un principio deberíamos priorizar la cobertura geográfica y la constancia temporal por encima de la sofisticación técnica.

Históricamente, la dificultad en el estudio de la biodiversidad de artrópodos en Latinoamérica reside en la desproporción existente entre el número de especies y de investigadores. Recientemente, se han abaratado tecnologías como el código de barras genético (Meier et al., 2025) y surgido otras como la inteligencia artificial aplicada a la identificación de imágenes (Gao et al., 2024) que constituyen soluciones prometedoras. Sin embargo, no deberíamos dejar de inspirarnos en experiencias como la brindada por los registros históricos de biomasa de insectos voladores en Alemania analizados por Hallman et al. (2017), que han demostrado el poder de datos simples pero sostenidos en el tiempo.

El monitoreo de la biomasa de artrópodos presenta la ventaja de ser una variable integradora a nivel comunidad, cuya estimación resulta sencilla y económica ya que no requiere personal especializado ni equipamiento sofisticado. Los sistemas de monitoreo a implementar deberían enfocarse en trampas económicas (redes, trampas de caída) distribuidas estratégicamente a escala nacional o regional (áreas protegidas y no protegidas), y estar coordinadas por instituciones (universidades, asociaciones científicas, agencias públicas) que garanticen su continuidad de forma indefinida.

CONCLUSIÓN

Las revisiones muestran que los estudios de caso se concentran en cuatro grupos de insectos (Lepidoptera, Hymenoptera, Diptera y Coleoptera) y dos áreas geográficas (EEUU y Europa). Por otro lado, debido a la escasez de largas series de datos multitaxa y su desigual distribución geográfica, los resultados publicados hasta la fecha no nos permitirían evaluar apropiadamente la existencia de respuestas diferenciales entre ambientes (ej.: acuático vs. terrestre), ni generalizar directamente las tendencias fuera de EEUU y Europa. Sin embargo, la relevancia y magnitud de la problemática, sumadas al hecho que las causas propuestas para el fenómeno suelen ser antropogénicas señalan la conveniencia de extender precautoriamente la alarma a todo el mundo. A nivel latinoamericano, es urgente el establecimiento de programas de monitoreo adaptados a nuestra realidad ecológica, económica e institucional que puedan ser sostenidos indefinidamente.

REFERENCES

- Ball-Damerow, J.E., M'Gonigle, L.K., & Resh, V.H. (2014). Changes in occurrence, richness, and biological traits of dragonflies and damselflies (Odonata) in California and Nevada over the past century. *Biodiversity Conservation*, **23**, 2107-2126. <https://doi.org/10.1007/s10531-014-0707-5>
- Baranov, V., Jourdan, J., Pilotto, F., Wagner, R., & Haase, P. (2020). Complex and nonlinear climate-driven changes in freshwater insect communities over 42 years. *Conservation Biology*, **34**, 1241-1251. <https://doi.org/10.1111/cobi.13477>
- Biesmeijer, J. C., Roberts, S. P. M., Reemer, M., Olehmuller, R., Edwards, M., Peeters, T., Schaffers, A. P., Potts, S. G., Kleukers, R., Thomas, C. D., Settele, J., & Kunin, W. E. (2006). Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science*, **313**, 351. <https://doi.org/10.1126/science.1127863>
- Bojková, J., Komprdová, K., Soldán, T., & Zahrádková, S. (2012). Species loss of stoneflies (Plecoptera) in the Czech Republic during the 20th century. *Freshwater Biology*, **57**, 2550-2567. <https://doi.org/10.1111/fwb.12027>
- Bommarco, R., Lundin, O., Smith, H. G., & Rundlöf, M. (2012). Drastic historic shifts in bumble-bee community composition in Sweden. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **279**, 309-315. <https://doi.org/10.1098/rspb.2011.0647>
- Boyle, J. H., Dalglish, H. J., & Puzey, J. R. (2019). Monarch butterfly and milkweed declines substantially predate the use of genetically modified crops. *PNAS*, **116**, 3006-3011. <https://doi.org/10.1073/pnas.1811437116>
- Boyle, M. J. W., Bonebrake, T. C., Dias da Silva, K., Dongmo, M. A. K., Machado França, F., Gregory, N., Kitching, R. L., Ledger, M. J., Lewis, O. T., Sharp, A. C., Stork, N. E., Williamson, J., & Ashton, L. A. (2025). Causes and consequences of insect decline in tropical forests. *Nature Reviews Biodiversity*, **1**, 315-331. <https://doi.org/10.1038/s44358-025-00038-9>
- Brooks, D.R., Bajer, J.E., Clark, S.J., Monteith, D.T., Andrews, C., Corbett, S.J., Beaumont, D.A., & Chapman, J.W. (2012). Large carabid beetle declines in a United Kingdom monitoring network increases evidence for a widespread loss in insect biodiversity. *Journal of Applied Ecology*, **49**, 1009-1019. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02194.x>
- Brown, P.M.J., & Roy, H.E. (2015). Reflections on the long-term assessment of ladybird (Coleoptera: Coccinellidae) populations in the Czech

Republic and the United Kingdom. *Acta Societatis Zoologicae Bohemicae*, **79**, 19-27. <https://nora.nerc.ac.uk/id/eprint/511646/>

- Carpaneto, G.M., Mazziotta, A., & Valerio, L. (2007). Inferring species decline from collection records: roller dung beetles in Italy (Coleoptera, Scarabaeidae). *Diversity and Distributions*, **13**, 903-919. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2007.00397.x>
- Chiappero, M. F., Rossetti, M. R., Moreno, M. L., & Pérez-Harguindeguy, N. (2024). A global meta-analysis reveals a consistent reduction of soil fauna abundance and richness as a consequence of land use conversion. *Science of The Total Environment*, **946**, 173822. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173822>
- Colla, S. R., & Packer, L. (2008). Evidence for decline in eastern North American bumblebees (Hymenoptera: Apidae), with special focus on *Bombus affinis* Cresson. *Biodiversity and Conservation*, **17**, 1379-1391. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9340-5>
- Conrad, K. F., Woiwod, I. P., & Perry, J. N. (2002). Long-term decline in abundance and distribution of the garden tiger moth (*Arctia caja*) in Great Britain. *Biological Conservation*, **106**, 329-337. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00258-0](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00258-0)
- Conrad, K. F., Warren, M. S., Fox, R., Parsons, M. S., & Woiwod, I. P. (2006). Rapid declines of common, widespread British moths provide evidence of an insect biodiversity crisis. *Biological Conservation*, **132**, 279-291. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.04.020>
- Costante, D. M., Haines, A. M., & Leu, M. (2022). Threats to neglected biodiversity: Conservation success requires more than charisma. *Frontiers in Conservation Science*, **2**, 727517. <https://doi.org/10.3389/fcosc.2021.727517>
- Crossley, M. S., Meier, A. R., Baldwin, E. M., Berry, L. L., Crenshaw, L. C., Hartman, G. L., Lagos-Kutz, D., Nichols, D. H., Patel, K., Varriano, S., Snyder, W. E., & Moran, M. D. (2020). No net insect abundance and diversity declines across US Long Term Ecological Research sites. *Nature Ecology & Evolution*, **4**, 1368-1376. <https://doi.org/10.1038/s41559-020-1269-4>
- Dalton, R. M., Underwood, N. C., Inouye, D. W., Soulé, M. E., & Inouye, B. D. (2023). Long-term declines in insect abundance and biomass in a subalpine habitat. *Ecosphere*, **14**, e4620. <https://doi.org/10.1002/ecs2.4620>
- Desender, K., & Turin, H. (1989). Loss of habitats and changes in the composition of the ground and tiger beetle fauna in four West European countries since 1950 (Coleoptera: Carabidae, Cicindelidae). *Biological Conservation*, **48**, 277-294. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(89\)90103-1](https://doi.org/10.1016/0006-3207(89)90103-1)

- DeWalt, R.E., Favret, C., & Webb, D.W. (2005). Just how imperiled are aquatic insects? A case study of stoneflies (Plecoptera) in Illinois. *Annals of the Entomological Society of America*, **98**, 941-950. [https://doi.org/10.1603/0013-8746\(2005\)098\[0941:JHIAAI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1603/0013-8746(2005)098[0941:JHIAAI]2.0.CO;2)
- Dirzo, R., Young, H. S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N. J. B., & Collen, B. (2014). Defaunation in the Anthropocene. *Science*, **345**, 401-406. <https://doi.org/10.1126/science.1251817>
- Dupont, Y. L., Damgaard, C., & Simonsen, V. (2011). Quantitative historical change in bumblebee (*Bombus* spp.) assemblages of red clover fields. *PLoS ONE*, **6**, e25172. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0025172>
- Edgar, G. J. (2025) IUCN Red List criteria fail to recognise most threatened and extinct species. *Biological Conservation*, **301**, 110880. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2024.110880>
- Ellis, J. (2012). The honey bee crisis. *Outlooks on Pest Management*, **23**, 35-40. <https://doi.org/10.1564/22feb10>
- Fenoglio, M. S., Rossetti, M. R., & Videla, M. (2020). Negative effects of urbanization on terrestrial arthropod communities: A meta-analysis. *Global Ecology and Biogeography*, **29**, 1412-1429. <https://doi.org/10.1111/geb.13107>
- Ferreiro, N. (2024). The great insect decline in Argentina. *Community and Ecology*, **2**, 7755. <https://doi.org/10.59429/ce.v2i1.7755>
- Figueroa, L. L., & Bergey, E. A. (2015). Bumble bees (Hymenoptera: Apidae) of Oklahoma: Past and present biodiversity. *Journal of the Kansas Entomological Society*, **88**, 418-429. <https://doi.org/10.2317/0022-8567-88.4.418>
- Forister, M. L., Jahner, J. P., Casner, K. L., Wilson, J. S., & Shapiro, A. M. (2011). The race is not to the swift: Long-term data reveal pervasive declines in California's low-elevation butterfly fauna. *Ecology*, **92**, 2222-2235. <https://doi.org/10.1890/11-0382.1>
- Fox, R., Parsons, M., Chapman, J., Woiwod, I., Warren, M., & Brooks, D. (2013). *The state of Britain's larger moths 2013*. <https://butterfly-conservation.org/sites/default/files/202402/State%20of%20Britain%27s%20Larger%20Moths%202013%20report.pdf>
- Frankie, G.W., Rizzardi, M., Vinson, S.B., & Griswold, T.L. (2009). Decline in bee diversity and abundance from 1972-2004 on a flowering leguminous tree, *Andira inermis* in Costa Rica at the interface of disturbed dry forest and the urban environment. *Journal of the Kansas Entomological Society*, **82**, 1-20. <http://dx.doi.org/10.2317/JKES708.23.1>

- Franzén, M., & Johannesson, M. (2007). Predicting extinction risk of butterflies and moths (Macrolepidoptera) from distribution patterns and species characteristics. *Journal of Insect Conservation*, **11**, 367-390. <https://doi.org/10.1007/s10841-006-9053-6>
- Gao, Y., Xue, X., Qin, G., Li, K., Liu, J., Zhang, Y., & Li, X. (2024). Application of machine learning in automatic image identification of insects - a review. *Ecological Informatics*, **80**, 102539. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2024.102539>
- Gardner, J. D., & Spivak, M. (2014). A survey and historical comparison of the Megachilidae (Hymenoptera: Apoidea) of Itasca State Park, Minnesota. *Annals of the Entomological Society of America*, **107**, 983-993. <https://doi.org/10.1603/AN14023>
- Gilburn, A. S., Bunnefeld, N., McVean Wilson, J., Botham, M. S., Brereton, T. M., Fox, R., & Goulson, D. (2015). Are neonicotinoid insecticides driving declines of widespread butterflies? *PeerJ*, **3**, e1402. <https://doi.org/10.7717/peerj.1402>
- Grixti, J. C., Wong, L. T., Cameron, S. A., & Favret, C. (2009). Decline of bumble bees (*Bombus*) in the North American Midwest. *Biological Conservation*, **142**, 75-84. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.09.027>
- Groenendijk, D., & Ellis, W. N. (2011). The state of the Dutch larger moth fauna. *Journal of Insect Conservation*, **15**, 95-101. <https://doi.org/10.1007/s10841-010-9326-y>
- Habel, J. C., Segerer, A., Ulrich, W., Torchyk, O., Weisser, W. W., & Schmitt, T. (2016). Butterfly community shifts over two centuries. *Conservation Biology*, **30**, 754-762. <https://doi.org/10.1111/cobi.12656>
- Hallmann, C. A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hörren, T., Goulson, D., & de Kroon, H. (2017). More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLOS ONE*, **12**, e0185809. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809>
- Hallmann, C. A., Zeegers, T., van Klink, R., Vermeulen, R., van Wielink, P., Spijkers, H., van Deijk, J., van Steenis, W., & Jongejans, E. (2020). Declining abundance of beetles, moths and caddisflies in the Netherlands. *Insect Conservation and Diversity*, **13**, 127-139. <https://doi.org/10.1111/icad.12377>
- Hallmann, C. A., Ssymank, A., Sorg, M., de Kroon, H., Jongejans, E. (2021). Insect biomass decline scaled to species diversity: General patterns derived from a hoverfly community. *PNAS*, **118**, e2002554117. <https://doi.org/10.1073/pnas.2002554117>

- Homburg, K., Drees, C., Boutaud, E., Nolte, D., Schuett, W., Zumstein, P., von Ruschkowski, E., & Assmann, T. (2019). Where have all the beetles gone? Long-term study reveals carabid species decline in a nature reserve in Northern Germany. *Insect Conservation and Diversity*, **12**, 268-277. <https://doi.org/10.1111/icad.12348>
- Jacobson, M. M., Tucker, E. M., Mathiasson, M. E., & Rehan, S. M. (2018). Decline of bumble bees in northeastern North America, with special focus on *Bombus terricola*. *Biological Conservation*, **217**, 437-445. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.11.026>
- Kosior, A., Celary, W., Olejniczak, P., Fijał, J., Król, W., Solarz, W., & Płonka, P. (2007). The decline of the bumble bees and cuckoo bees (Hymenoptera: Apidae: Bombini) of Western and Central Europe. *Oryx*, **41**, 79-88. <https://doi.org/10.1017/S0030605307001597>
- Küry, D. (1997). Changes in the Ephemeroptera and Plecoptera populations of a Swiss Jura stream (Röserenbach) between 1935 and 1990. En: P. Landlot, M. Sartori (Eds.), *Ephemeroptera & Plecoptera: Biology-Ecology-Systematics* (pp. 296-301). Mauron, Tinguely & Lachat, Fribourg. http://www.ephemeroptera-galactica.com/pubs/pub_k/pubkuryd1997p296.pdf
- Kuussaari, M., Heliölä, J., Pöyry, J., & Saarinen, K. (2007). Contrasting trends of butterfly species preferring semi-natural grasslands, field margins and forest edges in northern Europe. *Journal of Insect Conservation*, **11**, 351-366. <https://doi.org/10.1007/s10841-006-9052-7>
- Lewinsohn, T. M., Agostini, K., Lucci Freitas, A. V., & Melo, A. S. (2022). Insect decline in Brazil: An appraisal of current evidence. *Biology Letters*, **18**, 20220219. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2022.0219>
- Lindhe, A., Jeppsson, T., & Ehnstrom, B. (2011). Longhorn beetles in Sweden - changes in distribution and abundance over the last two hundred years. *Entomologisk Tidskrift*, **131**, 507. <https://publications.slu.se/?file=publ/show&cid=33693>
- Lobo, J. M. (2001). Decline of roller dung beetle (Scarabaeinae) populations in the Iberian Peninsula during the 20th century. *Biological Conservation*, **97**, 43-50. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00093-8](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00093-8)
- Macgregor, C. J., Williams, J. H., Bell, J. R., & Thomas, C. D. (2019). Moth biomass increases and decreases over 50 years in Britain. *Nature Ecology & Evolution*, **3**, 1645-1649. <https://doi.org/10.1038/s41559-019-1028-6>
- Maes, D., & Van Dyck, H. (2001). Butterfly diversity loss in Flanders (north Belgium): Europe's worst case scenario? *Biological Conservation*, **99**, 263-276. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00182-8](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00182-8)

- Marlin, J. C., & LaBerge, W. E. (2001). The native bee fauna of Carlinville, Illinois, revisited after 75 years: a case for persistence. *Conservation Ecology*, *5*. <https://www.jstor.org/stable/26271785>
- Meier, R., Lawniczak, M. K.N., & Srivathsan, A. (2025) Illuminating Entomological Dark Matter with DNA Barcodes in an Era of Insect Decline, Deep Learning, and Genomics. *Annual Review of Entomology*, *70*. <https://doi.org/10.1146/annurev-ento-040124-014001>
- Nemesio, A. (2013). Are orchid bees at risk? First comparative survey suggests declining populations of forest-dependent species. *Brazilian Journal of Biology*, *73*, 367-374. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842013000200017>
- Paukkunen, J., Poyry, J., & Kuussaari, M., (2018). Species traits explain long-term population trends of Finnish cuckoo wasps (Hymenoptera: Chrysididae). *Insect Conservation and Diversity*, *11*, 58-71. <https://doi.org/10.1111/icad.12241>
- Potts, S. G., Biesmeijer, J. C., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O., & Kunin, W. E. (2010). Global pollinator declines: Trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology & Evolution*, *25*, 345-353. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.01.007>
- Pyle, R., Bentzien, M., & Opler, P. (1981). Insect conservation. *Annual Review of Entomology*, *26*, 233-258. <https://doi.org/10.1146/annurev.en.26.010181.001313>
- Reca, A., Úbeda, C., & Grigera, D. (1994). Conservación de la Fauna de Tetrápodos I. Un índice para su evaluación. *Mastozoología Neotropical*, *1*, 17-28. <https://mn.sarem.org.ar/article/conservacion-de-la-fauna-de-tetrapodos-i/>
- Régnier, C., Achaz, G., Lambert, A., Cowie, R. H., Bouchet, P., & Fontaine, B. (2015). Mass extinction in poorly known taxa. *PNAS*, *112*, 7761-7766. <https://doi.org/10.1073/pnas.1502350112>
- Sánchez-Bayo, F., & Wyckhuys, K. A. G. (2019). Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological Conservation*, *232*, 8-27. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.01.020>
- Schuch, S., Bock, J., Leuschner, C., Schaefer, M., & Wesche, K. (2011). Minor changes in orthopteran assemblages of Central European protected dry grasslands during the last 40 years. *Journal of Insect Conservation*, *15*, 811-822. <https://doi.org/10.1007/s10841-011-9379-6>
- Schuch, S., Wesche, K., Schaefer, M. (2012). Long-term decline in the abundance of leafhoppers and planthoppers (Auchenorrhyncha) in

Central European protected dry grasslands. *Biological Conservation*, **149**, 75-83. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.02.006>

- Seibold, S., Gossner, M. M., Simons, N. K., Blüthgen, N., Müller, J., Ambarli, D., Ammer, C., Bauhus, J., Fischer, M., Habel, J. C., Linsenmair, K. E., Naus, T., Penone, C., Prati, D., Schall, P., Schulze, E. D., Vogt, J., Wöllauer, S., & Weisser, W. W. (2019). Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. *Nature*, **574**, 671-673. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1684-3>
- Stork, N. E. (2018). How many species of insects and other terrestrial arthropods are there on Earth? *Annual Review of Entomology*, **63**, 31-45. <https://doi.org/10.1146/annurev-ento-020117-043348>
- Thomas, J. A., Telfer, M. G., Roy, D. B., Preston, C. D., Greenwood, J. J. D., Asher, J., Fox, R., Clarke, R. T., & Lawton, J. H. (2004). Comparative losses of British butterflies, birds, and plants and the global extinction crisis. *Science*, **303**, 1879-1881. <https://doi.org/10.1126/science.1095046>
- Thomas, C. D., Jones, T. H., & Hartley, S. E. (2019). “Insectageddon”: A call for more robust data and rigorous analyses. *Global Change Biology*, **25**, 1891-1892. <https://doi.org/10.1111/gcb.14608>
- Valtonen, A., Hirka, A., Szócs, L., Ayres, M. P., Roininen, H., & Csóka, G. (2017). Long-term species loss and homogenization of moth communities in Central Europe. *Journal of Animal Ecology*, **86**, 730-738. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12687>
- van Dyck, H., van Strien, A. J., Maes, D., & van Swaay, C. A. M. (2009). Declines in common, widespread butterflies in a landscape under intense human use. *Conservation Biology*, **23**, 957-965. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01175.x>
- van Klink, R., Bowler, D. E., Gongalsky, K. B., Swengel, A. B., Gentile, A., & Chase, J. M. (2020). Meta-analysis reveals declines in terrestrial but increases in freshwater insect abundances. *Science*, **368**, 417-420. <https://doi.org/10.1126/science.aax9931>
- 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**, 20210554. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2021.0554>
- van Swaay, C., Warren, M., & Lois, G. (2006). Biotope use and trends of European butterflies. *Journal of Insect Conservation*, **10**, 189-209. <https://doi.org/10.1007/s10841-006-6293-4>
- van Swaay, C., Bos, C., van Grunsven, R., van Deijk, J., Kok, J., Huskens, K., & Poot, M. (2018). *Monitoring butterflies, dragonflies and moths in the Netherlands in 2018* (Rapport VS2019.002). <https://>

assets.vlinderstichting.nl/docs/78feb48d-b459-40ea-b384-9cc5e1031f05.pdf

Vidal, M. C., Abarca, M., Backe, K., Curé, A. E., Finke, D. L., Koltz, A. M., Lackey, A. C. R., Mitchell, J. C., Prather, R. M., & Welti, E. A. R. (2025) What do we know about insect responses to global change? A review of meta-analyses on global change drivers. *Insect Conservation and Diversity*. <https://doi.org/10.1111/icad.12845>

Wagner, D. L., Grames, E. M., Forister, M. L., Berenbaum, M. R., & Stopak, D. (2021). Insect decline in the Anthropocene: Death by a thousand cuts. *PNAS*, *118*, e2023989118. <https://doi.org/10.1073/pnas.2023989118>

Notas

DECLARACIÓN DE DISPONIBILIDAD DE DATOS

Los datos que respaldan las conclusiones de este estudio están disponibles públicamente en Zenodo <https://zenodo.org/records/16746191>

DECLARACIÓN DE CONFLICTO DE INTERES

Los autores declaran que no existe conflicto de interés.

Información adicional

redalyc-journal-id: 3220



Disponible en:

<https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=322083084015>

Cómo citar el artículo

Número completo

Más información del artículo

Página de la revista en redalyc.org

Sistema de Información Científica Redalyc
Red de revistas científicas de Acceso Abierto diamante
Infraestructura abierta no comercial propiedad de la
academia

Nicolás FERREIRO

Sesgos, vacíos y desafíos en el conocimiento sobre el declive de
los artrópodos

Biases, gaps, and challenges in the knowledge on arthropod
decline

Revista de la Sociedad Entomológica Argentina
vol. 84, núm. 4, e0401, 2025

Sociedad Entomológica Argentina, Argentina
gsanblas@mendoza-conicet.gob.ar

ISSN-E: 1851-7471

DOI: <https://doi.org/10.25085/rsea.840401>