

# La Sexta Extinción Masiva: ¿realidad, ficción o especulación?

Robert H. Cowie, Philippe Bouchet, Benoît Fontaine

## Síntesis

**E**n la historia de la biodiversidad de la Tierra se han producido cinco extinciones masivas, todas ellas causadas por fenómenos dramáticos pero naturales. Se ha afirmado que podría estar en marcha la sexta extinción masiva, esta vez causada totalmente por el ser humano. Aunque hay pruebas considerables de que existe una crisis de la biodiversidad, con un aumento de las extinciones y una caída en picado de la abundancia de especies, algunos no aceptan que se trate de una sexta extinción masiva. A menudo, utilizan la Lista Roja de la UICN para apoyar su postura, argumentando que la tasa de pérdida de especies no difiere de la tasa de fondo. Sin embargo, la Lista Roja está muy sesgada: casi todas las aves y mamíferos, pero sólo una ínfima parte de los invertebrados, han sido evaluados según criterios de conservación. La incorporación de estimaciones del número real de extinciones de invertebrados lleva a la conclusión de que la tasa supera con creces la tasa de fondo y que, de hecho, podríamos estar presenciando el inicio de la Sexta Extinción Masiva. A modo de ejemplo, nos centramos en los moluscos, el segundo filo en número de especies conocidas, y, extrapolarlo audazmente, estimamos que, desde alrededor de 1500 d.C., posiblemente hasta un 7,5-13% (150.000-260.000) de todos los ~2 millones de especies conocidas ya se han extinguido, órdenes de magnitud superiores a las 882 (0,04%) de la Lista Roja. Examinamos las diferencias en las tasas de extinción según los reinos: las especies marinas se enfrentan a amenazas significativas pero, aunque las anteriores extinciones masivas estuvieron definidas en gran medida por los invertebrados marinos, no hay pruebas de que la biota marina haya alcanzado la



Foto de [Chris Curry](#) en [Unsplash](#)

misma crisis que la no marina. Las especies insulares han sufrido tasas mucho mayores que las continentales. Las plantas se enfrentan a sesgos de conservación similares a los de los invertebrados, aunque hay indicios de que pueden haber

*Hay quienes no niegan una crisis de extinción, sino que la aceptan como una nueva trayectoria de la evolución, porque los humanos forman parte del mundo natural; algunos incluso la abrazan, con el deseo de manipularla en beneficio humano. Nosotros discrepamos de estas posturas. Los humanos son la única especie capaz de manipular la Tierra a gran escala, y han permitido que se produzca la crisis actual.*

sufrido tasas de extinción menores. También hay quienes no niegan una crisis de extinción, sino que la aceptan como una nueva trayectoria de la evolución, porque los humanos forman parte del mundo natural; algunos incluso la abrazan, con el deseo de manipularla en beneficio humano. Nosotros discrepamos de estas posturas. Los humanos son la única especie capaz de manipular la Tierra a gran escala, y han permitido que se produzca la crisis

actual. A pesar de las múltiples iniciativas de conservación a varios niveles, la mayoría no están orientadas a las especies (exceptuando algunos vertebrados carismáticos) y las acciones específicas para proteger individualmente a cada especie viva son sencillamente inviables debido a la tiranía de los números. Como biólogos sistemáticos, fomentamos el aprecio innato del ser humano por la biodiversidad, pero reafirmamos el mensaje de que la biodiversidad que hace que nuestro mundo sea tan fascinante, bello y funcional está desapareciendo inadvertidamente a un ritmo sin precedentes. Ante una crisis creciente, los científicos deben adoptar las prácticas de la arqueología preventiva, y recoger y documentar el mayor número posible de especies antes de que desaparezcan. Todo ello depende de la reactivación del venerable estudio de la historia natural y la taxonomía. Negar la crisis, aceptarla sin más y no hacer nada, o incluso abrazarla en beneficio ostensible de la humanidad, no son opciones

## Introducción

En su libro *The Sixth Extinction: an Unnatural History* (La sexta extinción: una historia antinatural), Elizabeth Kolbert (2014) presentó las crecientes pruebas de que la Tierra se encuentra al inicio, o quizá en medio, del sexto gran episodio de extinción masiva de la biodiversidad desde que surgió la vida en la Tierra, el primero de este tipo causado en su totalidad por el ser humano. No es ni mucho menos la primera en llegar a esta conclusión (por ejemplo, Diamond, 1987, 1989; Leakey y Lewin, 1995; Wake y Vredenburg, 2008) y se sigue reiterando (por ejemplo, Ceballos et al., 2015; McCallum, 2015; Régnier et al., 2015a; Plotnick, Smith & Lyons, 2016; Ceballos, Ehrlich & Dirzo, 2017; Cowie et al., 2017; Ceballos & Ehrlich, 2018; Dasgupta & Ehrlich, 2019; IPBES, 2019; Ceballos, Ehrlich & Raven, 2020). Las pruebas de una gran crisis de la biodiversidad parecen abrumadoras. Empero, hay quienes niegan que tales pruebas existan

*La negación, por otro lado, es la simple incredulidad en ese peso de la evidencia. La noción de la Sexta Extinción Masiva, o al menos de una gran crisis de biodiversidad, se enfrenta tanto al escepticismo como a la negación, al igual que la noción del cambio climático antropogénico.*

realmente y consideran que han sido exageradas por los científicos de la conservación y la biodiversidad para atraer una mayor atención pública y política hacia la pérdida de biodiversidad y aumentar las oportunidades de obtener becas de investigación (por ejemplo, Lomborg, 2001; Briggs, 2014b, 2014c, 2016,

2017). Estas negaciones ocuparon los titulares cuando se publicó el informe IPBES (2019) (por ejemplo, Platt, 2019); y siguen aumentando, como señalan Lees et al. (2020).

La negación difiere del escepticismo (Jylhä, 2018; Washington, 2018). Este último es un componente genuino de la investigación y del descubrimiento científico, que cuestiona supuestos, resultados, interpretaciones y conclusiones, hasta que el peso de las pruebas respalda una u otra conclusión. La negación, por otro lado, es la simple incredulidad en ese peso de la evidencia. La noción de la Sexta Extinción Masiva, o al menos de una gran crisis de biodiversidad, se

enfrenta tanto al escepticismo como a la negación, al igual que la noción del cambio climático antropogénico (Jylhä, 2018; Washington, 2018), el hecho de la evolución (Ayala, 2008; Nieminen, Ryökäs & Mustonen, 2015; Hansson, 2017), los impactos negativos de las especies invasoras (Tassin, 2014; y véase Ricciardi & Ryan, 2018a, 2018b), y muchos otros aspectos de la ciencia en general (Hansson, 2017; Rutjens, van der Linden & van der Lee, 2021). El escepticismo y el negacionismo pueden verse alimentados por titulares de los medios de comunicación que dramatizan en exceso pronósticos funestos a corto plazo, combinados con la exageración de las diferencias de opinión profesionales percibidas entre los científicos, en relación, por ejemplo, con el análisis y la interpretación de los datos (por ejemplo, Leung et al., 2020) y la probabilidad de un "Armagedón" de insectos (Leather, 2017; Desquilbet et al., 2020; Van Klink et al., 2020). Gran parte de esta negación de la ciencia no se publica en revistas científicas reputadas revisadas por pares, y algunas pueden tener trasfondo político, como fue el caso de la reacción de funcionarios republicanos en EUA tras la publicación del informe IPBES en 2019 (Tobias, 2019).

Se han formulado dos críticas principales a quienes afirman que nos encontramos en lo que podría ser un punto de inflexión en la historia de nuestro planeta. La primera es la afirmación de que las tasas de extinción estimadas se han exagerado y que la tasa de extinción actual no es significativamente mayor que la tasa natural de fondo (por ejemplo, Lomborg, 2001; Briggs, 2014b, 2014c, 2015, 2016, 2017). En segundo lugar están las afirmaciones interrelacionadas de que cualquier extinción se compensa con un origen equivalente o mayor de especies recién evolucionadas, y que como los humanos forman parte del mundo natural, las extinciones causadas por el hombre son un fenómeno natural, una parte de la trayectoria evolutiva de la vida en la Tierra. Esta opinión ha aparecido de diversas formas en la prensa popular (por ejemplo, Pyron, 2017), en sitios web (por ejemplo, Brand, 2015; Middleton, 2017) y en los escritos de algunos ecologistas académicos (por ejemplo, Thomas, 2017). La consecuencia de esta opinión es que deberíamos abrazar esta nueva trayectoria de la evolución (Briggs, 2014b, 2014c, 2015, 2016, 2017). Thomas (2017) sugirió que la tasa de evolución, y por tanto de especiación, está aumentando en la actualidad frente al cambio provocado por los humanos.

Algunos reconocen que, aunque consideran que no hay una extinción masiva, al menos no todavía, muchas especies se están volviendo más raras o más locales, con la consiguiente pérdida de diversidad genética, y que es ahí donde debemos centrar nuestros esfuerzos, ya que la rareza podría tener consecuencias nefastas para los ecosistemas mundiales (por ejemplo, Heywood y Stuart, 1992; Stork, 2010; Briggs, 2014a, 2014b, 2014c, 2015, 2017; Hull, Darroch y Erwin, 2015). En particular, el aumento de la rareza puede dar lugar a la extinción funcional, lo que puede impulsar nuevas disminuciones a través de la coextinción (Dunn et al., 2009; Sellman, Säterberg y Ebenman, 2016). El aumento de la rareza es indudable (Dirzo et al., 2014; Ceballos et al., 2017; Hallmann et al., 2017), pero eso no significa que no se esté produciendo también una extinción masiva.

Difiere el episodio actual de anteriores extinciones masivas? Ha habido varios episodios de este tipo en la historia de la Tierra, y la mayoría de los autores aceptan cinco extinciones masivas sustanciales desde el Cámbrico (por ejemplo, Sepkoski, 1996; Avise, Hubbell y Ayala, 2008; Barnosky et al., 2011; Harper, Hammarlund y Rasmussen, 2014). Todos

*La elevada tasa de extinción actual está siendo causada directamente por los seres humanos.*

ellos han sido causados por una diversidad de fenómenos naturales (Bond & Grasby, 2017) y han sido definidos, por ejemplo por Barnosky et al. (2011), como eventos que se

destacan de una tasa de extinción de fondo más estable al tener tasas de extinción en picos más altos que en cualquier otro intervalo geológico de los últimos 540 millones de años e implicando, de manera un tanto arbitraria, una pérdida de más del 75% de las especies estimadas. Por el contrario, la elevada tasa de extinción actual está siendo causada directamente por los seres humanos. Alroy (2008, p. 11541) subrayó sucintamente esta diferencia al afirmar que "las

numerosas causas antropogénicas de la extinción masiva actual no guardan relación alguna con las causas conocidas de las anteriores". En efecto, mientras que la crisis actual es esencialmente un fenómeno no marino, los sucesos anteriores se definieron sobre todo a partir de fósiles marinos, en su mayoría invertebrados, aunque el evento de finales del Cretácico supuso la desaparición de dinosaurios no avianos. Además, varios autores han llegado a tan solo dos o hasta 61 extinciones masivas, como revisó Bambach (2006), quien concluyó que hubo 18 pero que solo tres sobresalían del continuo de intensidades de extinción circundantes, aunque muchos autores siguen aceptando las cinco tradicionales (por ejemplo, Hull, 2015; Hull et al., 2020). Wiens, Sweet & Worsley (2020), si bien sostienen filosóficamente que los términos "extinción de fondo" y "extinción masiva" son inapropiados porque estos fenómenos son en efecto los dos extremos de un continuo. No obstante, reconocen que la crisis actual es cualitativamente diferente debido a su causa antropogénica.

Implícito en todos los argumentos que niegan la crisis actual está que no hay necesidad de preocuparse, ya sea porque

*Cada vez hay más pruebas de que la tasa de extinción no es normal; el aumento exponencial de la población humana y de los impactos humanos sobre el mundo natural son anormalmente rápidos; y no somos una especie más que evoluciona ante influencias externas, porque tenemos capacidad de elección consciente sobre nuestro futuro y el de la biodiversidad de la Tierra.*

no hay tal evento de extinción masiva, o, como sugirió hipotéticamente Doug Erwin (citado por Brannen, 2017), si realmente estamos en medio de una extinción masiva, entonces es demasiado tarde y no tiene sentido tratar de hacer nada al respecto de todos modos (tenga en cuenta que el propio Erwin de hecho parecía creer que no hay extinción masiva o que el proceso apenas está comenzando, y que podemos tener la oportunidad de evitarlo si descubrimos cómo). Junto con muchos otros,

discrepamos de estas conclusiones principalmente por tres razones: (i) cada vez hay más pruebas de que la tasa de extinción no es normal; (ii) el aumento exponencial de la población humana y de los impactos humanos sobre el mundo natural son anormalmente rápidos; y, lo que es más importante, (iii) no somos una especie más que evoluciona ante influencias externas, porque tenemos capacidad de elección consciente sobre nuestro futuro y el de la biodiversidad de la Tierra. Así pues, no solo estamos perdiendo especies a un ritmo superior al normal, sino que además los procesos de evolución (especiación) no pueden seguir el ritmo de esta pérdida (Barnosky et al., 2011; Ceballos y Ehrlich, 2018). Consideramos que la Sexta Extinción Masiva probablemente ha comenzado y presentamos argumentos para rebatir a quienes lo niegan. Probablemente no convenceremos a quienes consideran que este episodio forma parte de la evolución natural de la vida en la Tierra y que, por tanto, es aceptable dejar que ocurra sin más, es decir, que están equivocados. Tampoco convenceremos a quienes piensan que es demasiado tarde para detenerlo y que, por tanto, debemos aceptarlo, es decir, que también están equivocados. Sin embargo, esperamos que al menos hagamos reflexionar a quienes, al negarlo o restarle importancia, hacen el juego a quienes abogan por no hacer nada al respecto, o a quienes, aceptándolo, defienden que deberíamos hacer todo lo posible por manipular la biodiversidad sobre todo, si no únicamente, en beneficio humano, esencialmente económico. Este último punto de vista ha sido expresado en mayor o menor medida por algunos destacados conservacionistas (Kareiva y Marvier, 2007, 2012; Kareiva, Lalasz y Marvier, 2011; Thomas, 2017) y se ha convertido en una característica clave de la "Nueva Conservación" o "Conservación Neoliberal", aunque el paradigma ha sido duramente criticado, por ejemplo por Büscher et al. (2012), Soulé (2013) y Rolston (2018).

## Definición de la Sexta Extinción Masiva

Si se considera que un evento de extinción masiva es un breve periodo en el que se pierde al menos el 75% de las especies (Barnosky et al., 2011), la actual crisis de extinción en curso, se la denomine o no "Sexta Extinción Masiva",

aún no se ha producido; es "un evento potencial que puede ocurrir en el futuro" (MacLeod, 2014, p. 2). Empero, el hecho de que aún no se haya producido -lo cual solo puede afirmarse una vez que se haya producido- no significa que no vaya a ocurrir o que no esté en vías de ocurrir. En efecto, podría ocurrir dentro de uno o pocos siglos si no se hace nada para ralentizar o detener el ritmo actual de pérdida de biodiversidad (Barnosky et al., 2011). Pero sin duda ha comenzado (Thomas, 2017), y está siendo causada por las actividades humanas.

Pero, ¿cuándo empezó? ¿Comenzó con la primera expansión de los humanos modernos fuera de África, hace 200-45 miles de años (mda) (Henn, Cavalli-Sforza & Feldman, 2012; López, van Dorp & Hellenthal, 2015; Harcourt, 2016; Bae, Douka & Petraglia, 2017; Hershkovitz et al., 2018), o 12-10 mda durante la Revolución Neolítica, cuando las poblaciones humanas comenzaron a aumentar rápidamente como resultado del desarrollo de la agricultura (Bocquet-Appel, 2011; Lenton, 2019), ¿o comenzó mucho más recientemente, incluso tan tarde como durante la revolución industrial del siglo XIX? Avise et al. (2008) caracterizaron estas tres fases de la Sexta Extinción Masiva, incluyendo implícitamente todas las extinciones causadas por el hombre y considerando que el estado de la biodiversidad ha alcanzado ahora un punto de crisis. Coincidimos con Avise et al., (2008) en considerar que la Sexta Extinción Masiva, si eso es en lo que se convierte la crisis actual, incluye todas las extinciones antropogénicas.

Sin embargo, dentro de este marco general, el inicio de la extinción causada por el hombre varía según el lugar (Pimm et al., 2014; Turvey y Crees, 2019). Por ejemplo, desde una perspectiva global, los humanos modernos llegaron a Europa al menos 43 mda, y a Asia y Australia al menos 65 mda (Benazzi et al., 2011; Bae et al., 2017; Clarkson et al., 2017), datándose las primeras incursiones fuera de África en torno a 200 mda (Hershkovitz et al., 2018), mucho antes de que llegaran a América, 20-15 mda (Henn et al., 2012; Harcourt, 2016). Y desde una perspectiva más estrecha y reciente, los humanos colonizaron islas de Oceanía occidental (por ejemplo, Vanuatu, Nueva Caledonia) 4-3 mda, pero solo llegaron a las partes más alejadas de Oceanía (por ejemplo, Nueva Zelanda, Hawái) <1 mda (Rieth et al., 2011; Soares et al., 2011; Matisoo-Smith & Daugherty, 2012). Así pues, el inicio del llamado "Antropoceno" depende de cuándo llegaron los humanos a un lugar concreto. [Evitamos seguir utilizando el término "Antropoceno" (cf. Smith, 2019). Aunque inicialmente se acuñó en un contexto del Sistema Tierra haciendo hincapié en gran medida en los cambios antropogénicos en el clima y la geoquímica (Crutzen y Stoermer, 2000; Crutzen, 2002), se ha llegado a considerar que se refiere simplemente a la era moderna de dominación humana de la Tierra, abarcando cuestiones biológicas, sociológicas, políticas y filosóficas más amplias. Pero está mal definido y tiene muchos detractores, aunque también muchos partidarios (revisado por Malhi, 2017). Se ha sugerido que puede engendrar complacencia y permitirnos reconciliarnos con una "nueva normalidad" (Laurance, 2019) o, en el peor de los casos, reflejar una visión antropocéntrica de que la Tierra y sus recursos deben gestionarse principalmente, si no exclusivamente, en beneficio de la humanidad (como critica Rolston, 2018), una visión, de una forma u otra, que está ganando terreno a nivel intergubernamental (por ejemplo, Masood, 2018). Otros han acuñado nombres alternativos que aún no han ganado un amplio seguimiento (véase Malhi, 2017; López-Corona y Magallanes-Guijón, 2020)].

No obstante, las diferencias de unos pocos miles de años, por ejemplo entre lugares del Pacífico occidental y el Pacífico central y oriental, cuando se mire hacia atrás dentro de unos pocos millones de años, serán insignificantes. Si se incluyen en el evento actual todas las extinciones provocadas por el hombre (es decir, durante un periodo de hasta 200 mda hasta la fecha), teniendo en cuenta que la tasa ha aumentado drásticamente en tiempos más recientes (Ceballos et al., 2015; Régnier et al., 2015a, 2015b), el lapso de tiempo es de un orden de magnitud aproximadamente similar a aquel en el que se produjeron las extinciones en los cinco eventos de extinción masiva anteriores tradicionales. Por ejemplo, entre los tres eventos destacados identificados por Bambach (2006), el evento de finales del Pérmico duró 60 mda (Burgess, Bowring & Shen, 2014), el evento de finales del Ordovícico ~0,2 Ma (Ling et al., 2019), y el evento del

Cretácico-Paleógeno, asociado principalmente al impacto de asteroides y conocido por el fin de los dinosaurios no avianos, duró <20 mda (Renne et al., 2013) o tan poco como unos pocos años o décadas (Molina, 2015), aunque hay mucho debate sobre la(s) causa(s) y el momento/duración de este evento (Henehan et al., 2016; Mateo et al., 2017; Tobin, Bitz & Archer, 2017; Hull et al., 2020). Estas son las duraciones del período real de extinción (Erwin, 2014) y no los tiempos desde el inicio del evento hasta la recuperación completa de la función del ecosistema y, finalmente, de la riqueza de especies (Sheehan, 2001; Sallan & Coates, 2010; Hull, 2015; Hull et al., 2015; Henehan et al., 2016; Álvarez et al., 2019), que son mucho más largos. La Sexta Extinción en Masa, si se produce y dependiendo de cómo se defina su inicio, podría tener lugar en un marco temporal no muy diferente.

## La Lista Roja como una Herramienta para Medir la Extinción

La Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN, 2020, y sus iteraciones anteriores) está ampliamente reconocida como la recopilación más exhaustiva del estado de conservación global de plantas y animales, con un número de especies evaluadas que aumenta año tras año, y es actualmente una herramienta insustituible para la planificación, gestión, seguimiento y toma de decisiones en materia de conservación. Su objetivo explícito es evaluar el riesgo relativo de extinción de las especies (Rodrigues et al., 2006; Collen et al., 2016; Lacher & Hilton-Taylor, 2018). En el curso de las evaluaciones, algunas especies se declaran extintas, pero la inclusión de especies extintas es un subproducto de la Lista Roja. Sin embargo, varios estudios han utilizado la Lista Roja para determinar el número de extinciones modernas registradas, es decir, desde el año 1500, la fecha que la UICN utiliza ahora como fecha límite para incluir una especie en la lista de especies extinguidas (véase el texto de las Tablas 3 y 4 de las Estadísticas resumidas de la Lista Roja; UICN, 2020), y para extrapolar a partir de estas cifras una tasa global de extinción. A menudo, la atención se centra en los vertebrados, principalmente mamíferos y aves, pero a veces incluyendo herptiles y peces (por ejemplo, Mace, 1994; McCallum, 2007, 2015; Stork, 2010; Ceballos et al., 2015; Pimm & Raven, 2019; Ceballos et al., 2020). La mayoría de estos estudios reconocen las limitaciones de los datos de la Lista Roja. Otros, sin embargo, han utilizado los datos de la Lista Roja sin tal reconocimiento y en apoyo de su opinión de que las tasas de extinción no están dramáticamente aumentadas, argumentando que estos son los datos fiables y verdaderos a partir de los cuales calcular las tasas, en particular Lomborg (2001) y Briggs (2014b, 2014c, 2015, 2016, 2017), pero también Lamkin & Miller (2016).

La UICN (2020) ha evaluado todas las especies de aves conocidas y el 91% de las especies de mamíferos. La mayoría de las estimaciones de las tasas de extinción de estos taxones se han basado en la Lista Roja y, en el caso de los mamíferos, en la lista CREO (<http://creo.amnh.org>) (Loehle & Eschenbach, 2012), que también enumera solo las especies que se

*La Lista Roja no es un buen sustituto para evaluar todo el alcance del evento de extinción actual, por una serie de razones que se exponen en los siguientes apartados.*

considera que se han extinguido desde 1500. Las estimaciones de las extinciones de estos taxones desde 1500 pueden ser muy precisas (véase la Sección III.1), especialmente con nuevos enfoques que combinan el momento y la fiabilidad de los registros, el momento y la adecuación de los estudios, y el momento, el alcance

y la intensidad de las amenazas (Butchart et al., 2018). Sin embargo, la Lista Roja en su conjunto, y la de mamíferos y aves en concreto, no es un buen sustituto para evaluar todo el alcance del evento de extinción actual, tal y como se ha definido anteriormente, por una serie de razones que se exponen en los siguientes apartados, y los análisis basados en la Lista Roja inevitablemente subestiman los niveles reales. Esto no debería sorprender, ya que nunca se diseñó como una recopilación exhaustiva de las especies extinguidas conocidas.

### *Los mamíferos y las aves no son representativos de las extinciones globales*

La UICN (2020) evaluó 120.372 especies en total, incluidos 52.649 vertebrados. A pesar de la enorme cantidad de trabajo detallado, esto representa sólo el 5,6% del total de ~2,14 millones de especies animales y vegetales descritas aceptadas por la UICN (2020). [El Catálogo de la Vida, que es la base de muchas de las estimaciones de la UICN (2020) sobre el número de especies en varios grupos, calcula que hay 2,2 millones de especies vivas conocidas por los taxónomos (Roskov et al., 2019)]. El número evaluado es, por tanto, una fracción ínfima de las especies descritas, muy sesgada hacia los vertebrados no marinos, y especialmente los mamíferos y las aves (Régnier, Fontaine & Bouchet, 2009; Cardoso et al., 2011; Régnier et al., 2015a; Cowie et al., 2017; Cowie, Fontaine & Bouchet, en prensa).

No obstante, muchos de los argumentos tanto a favor como en contra de la realidad de la Sexta Extinción Masiva se han basado en análisis de vertebrados, principalmente mamíferos y aves (Loehle & Eschenbach, 2012), y hasta cierto punto anfibios, que han sufrido importantes descensos y extinciones (McCallum, 2007; Moore, 2014), más recientemente como resultado de una infección por hongos quitridios, quizá exacerbada por el calentamiento global (Wake & Vredenburg, 2008). Los arrecifes de coral se incorporan a veces a estos análisis, al igual que las plantas, pero rara vez se tienen en cuenta los invertebrados (por ejemplo, Brooks et al., 2002; Butchart et al., 2010). A menudo se asume implícita, y a veces explícitamente, que las evaluaciones de las tasas de extinción de mamíferos y aves reflejan las tasas de extinción de toda la biodiversidad, una suposición aceptada no solo entre los medios de comunicación centrados en los vertebrados, sino también entre muchas organizaciones científicas y de conservación centradas en los vertebrados y, al parecer, a veces incluso entre los propios científicos centrados en los vertebrados (por ejemplo, Ceballos et al., 2015, 2017, 2020; McCallum, 2015; Tilman et al., 2017).

La UICN (2020) acepta un estimado de 6.495 especies de mamíferos descritas y 11.147 especies de aves descritas, un total de 17.642, con un 91% de mamíferos y todas las especies de aves evaluadas (Fig. 1). De estas 17.046 especies evaluadas, sólo 922 (~5%) se incluyeron en la categoría de Datos Insuficientes de la UICN, es decir, carecían de información suficiente para evaluar su estado de conservación según las Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN (UICN, 2012). Por lo tanto, el número de extinciones (249, el 1,5% del total de 16.124 evaluadas, excluidas las evaluadas como Datos Insuficientes) enumeradas para mamíferos y aves desde 1500 por la UICN (2020) es probablemente muy exacto, excepto quizás para las aves polinesias y de otras islas (véase la Sección III.3).

Aunque se trata de una pequeña muestra de la biodiversidad global, si las estimaciones de extinción de mamíferos y aves pudieran considerarse una muestra aleatoria de la biodiversidad, tal vez podría depositarse cierta confianza en las extrapolaciones de estas estimaciones a estimaciones de la tasa de extinción de la biodiversidad global. Sin embargo, no se trata de una muestra aleatoria, sino muy sesgada.

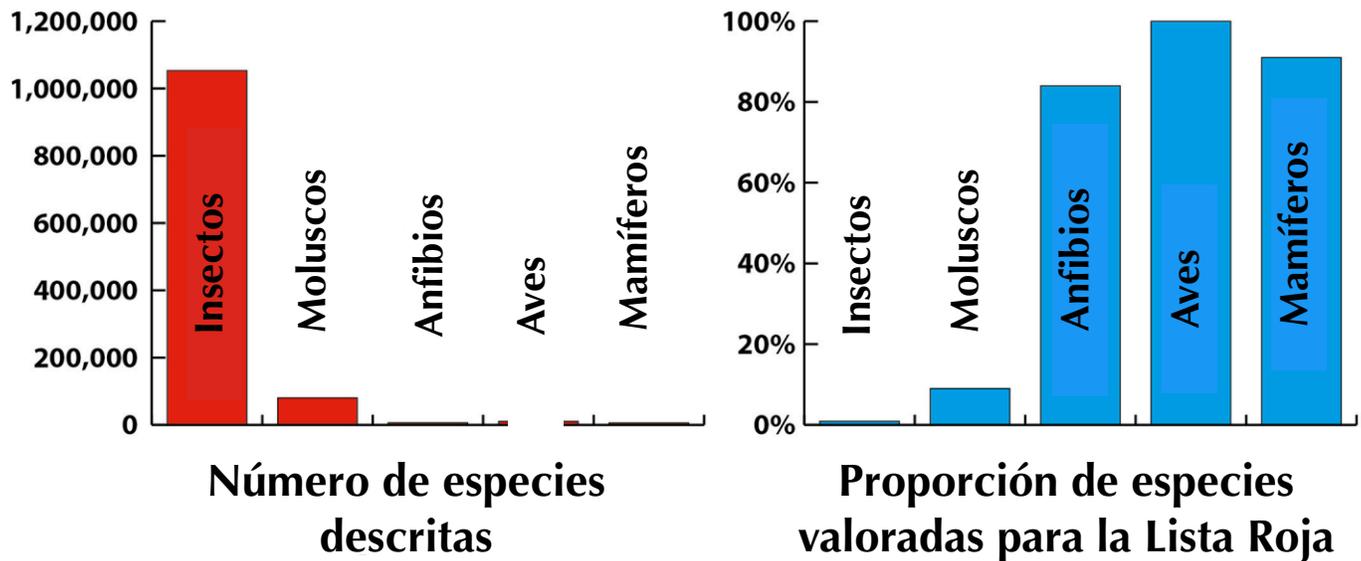


Fig. 1: Sesgo taxonómico en la Lista Roja. Número total de especies descritas en los principales grupos de vertebrados e invertebrados seleccionados [datos de Roskov et al. (2019) y editores de MolluscaBase (2021)] y las proporciones de esas especies evaluadas para la Lista Roja (UICN, 2020).

Los mamíferos y las aves han recibido un apoyo considerable para su conservación, sin el cual su tasa de extinción habría sido mayor, de modo que extrapolarla a la biodiversidad en su conjunto subestimaría la tasa de extinción global (Butchart, Stattersfield y Collar, 2006; Pimm et al., 2006; Young et al., 2014; Bolam et al., 2020). Otro sesgo reside en el hecho de que las especies con un gran tamaño corporal (por ejemplo, mamíferos y aves, y vertebrados en general) tienden a tener áreas de distribución más amplias que las especies más pequeñas (insectos e invertebrados en general) (Gaston & Blackburn, 1996), y por tanto no se extinguirán debido a la destrucción local del hábitat. Además, muchas especies raras de invertebrados, por ejemplo muchas especies que sólo se conocen por sus localidades tipo o incluso por un solo espécimen, habitan en regiones tropicales remotas, razón por la cual están muy poco estudiadas y son muy poco conocidas. Dadas sus áreas de distribución probablemente pequeñas, es muy posible que sean muy propensas a la extinción, y sin embargo no hay conocimientos suficientes para evaluarlas (por ejemplo, Meiri et al., 2018), lo que significa que las evaluaciones de la Lista Roja están sesgadas hacia las especies mejor conocidas. Incluso entre los insectos, las evaluaciones de la Lista Roja han estado muy sesgadas hacia Odonata, Lepidoptera (Rhopalocera), ciertos Coleoptera y Orthoptera (por ejemplo, Rocha-Ortega, Rodríguez & Córdoba-Aguilar, 2021). Las evaluaciones de la Lista Roja también pueden estar sesgadas hacia especies amenazadas, hacia grupos que se benefician de ser objeto de Grupos de Especialistas de la UICN o, en algunos casos, hacia regiones con mayor riqueza de especies, como se ha demostrado en el caso de las plantas (Bachman et al., 2019). Por todas estas razones, aunque la percepción pública es que la megafauna carismática es la primera víctima de la extinción antropogénica (es muy posible que lo fuera durante los inicios prehistóricos del proceso) y, por tanto, suscita gran consternación, los incontables miles de especies de invertebrados que se han extinguido desconocidas para la humanidad superan con creces el pequeño número de extinciones de vertebrados mucho más conocidas.

### *Extinciones conocidas desde 1500 d.C. no incluidas en la lista*

Las directrices de la UICN (Subcomité de Normas y Peticiones de la UICN, 2019, pp. 80-81) establecen que

*La categoría de Extinto se utiliza cuando "no hay ninguna duda razonable de que el último individuo ha muerto". Sin embargo, la extinción -la desaparición del último individuo de una especie- es muy difícil de detectar. Para clasificar una especie como extinta es necesario realizar estudios exhaustivos en todos los hábitats conocidos o probables de su área de distribución histórica, en momentos adecuados (diurnos, estacionales, anuales) y durante un periodo de tiempo apropiado para su ciclo y forma de vida. La inclusión en la lista de especies extinguidas tiene importantes implicaciones para la conservación, ya que las medidas de protección y la financiación de la conservación no suelen destinarse a las especies que se consideran extinguidas. Por lo tanto, una especie no debe incluirse en las categorías Extinta (EX) o Extinta en estado silvestre (EW) si existe alguna posibilidad razonable de que aún pueda existir, con el fin de evitar el "error de Romeo" (Collar, 1998), por el que se suprimen las medidas de protección y la financiación de las especies amenazadas en la creencia errónea de que ya están extinguidas.*

Para una proporción muy grande de las especies descritas, nunca habrá un trabajo de campo exhaustivo dedicado, en el momento y durante el plazo adecuados, porque son demasiado numerosas y los conocimientos son demasiado escasos para conocer el plazo e incluso el área de distribución que se debe buscar. Además, como la Lista Roja trata de evitar el Error de Romeo - "aceptación acrítica de pronunciamientos y suposiciones de extinción" (Collar, 1998, p. 240)- subestimaré el número de especies extinguidas, incluso en grupos bien conocidos como las aves o los anfibios. Así lo reconoce incluso la propia UICN (Subcomité de Estándares y Peticiones de la UICN, 2019), que ha creado una etiqueta Posiblemente extinta para "especies en peligro crítico que, según las evidencias, es probable que se extingan, pero para las que existe una pequeña posibilidad de que puedan existir" (p. 81); también han creado una etiqueta análoga Posiblemente extinta en estado silvestre (véase también Butchart et al., 2018). La UICN (2020) enumeró 986 taxones con estas etiquetas.

La literatura taxonómica está llena de ejemplos de especies para las que los autores sugieren que probablemente estén extintas pero no se atreven a declararlas así (por ejemplo, Tan & Hua, 2008; Hedges & Conn, 2012). Por ejemplo, el zarapito esquimal, *Numenius borealis* (Forster) (Fig. 2), una limícola neártica, probablemente se extinguió a finales del siglo XX y posteriormente se ha considerado como tal, ya que el último avistamiento fiable data de 1963 (por ejemplo, Elphick, Roberts & Reed, 2010; Roberts & Jarić, 2016). Sin embargo, Butchart et al. (2018) recomendaron que siguiera siendo evaluada como En Peligro Crítico (Posiblemente Extinta) basándose en un enfoque probabilístico. Otro ejemplo es la curruca de Bachman, *Vermivora bachmani* (Audubon) (Fig. 2), de la que no se ha confirmado ningún avistamiento desde 1988 (BirdLife International, 2021), a pesar de las búsquedas específicas (Servicio de Parques Nacionales, 2018), y que también ha sido reconocida como extinta (Elphick et al., 2010). Ambas especies siguen estando catalogadas como En Peligro Crítico por la UICN debido a la escasa posibilidad de que una o más aves sigan vivas, es decir, que no cometan el error de Romeo. Por lo tanto, estas especies no se cuentan entre las extinguidas, y a menudo se gastan enormes sumas de dinero con la vana esperanza de que vuelvan a encontrarse. Por cierto, el gobierno de EUA ha propuesto muy recientemente que la curruca de Bachman se considere extinta (Williams, 2021). En términos más generales, Diamond (1987, 1989) enfatizó "el abismo entre 'extinto probado' y 'no extinto probado'" (Diamond, 1989, p. 471) y que si la extinción debe basarse en pruebas definitivas, entonces se subestimaré la verdadera tasa de extinción y gran parte de la limitada financiación disponible se destinará a causas perdidas.



Fig. 2: Extinto pero no catalogado como tal, por temor a cometer el "error de Romeo". Izquierda: Zarapito esquimal (*Numenius borealis* (Forster)), de Audubon (1827-1838: lámina 208; Wikimedia Commons). Derecha: Curruca de Bachman (*Vermivora bachmani* (Audubon)), de Audubon (1827-1838: lámina 185 (detalle); Creative Commons, Rawpixel).

### Extinciones anteriores a 1500 d.C.

Los humanos desempeñaron un papel decisivo en la extinción global de la megafauna casi tan pronto como empezaron a migrar fuera de África (Sandom et al., 2014; Smith et al., 2018), aunque dentro de África algunas especies de megafauna (por ejemplo, algunos proboscídeos y gatos dientes de sable) se habían extinguido antes de que el *Homo sapiens* se expandiera más allá del continente, quizá relacionado con la evolución del *Homo erectus* hacia el nicho de los carnívoros (Malhi et al., 2016). La colonización aborigen de Australia se produjo alrededor de 65 kya (Clarkson et al., 2017), antes de lo que se pensaba (es decir, 45 kya; Henn et al., 2012), y puede haber provocado la extinción de la megafauna

*El consenso parece ser que, a escala global, tanto los seres humanos como el cambio climático estuvieron implicados en la extinción de la megafauna, pero siendo generalmente el primero el de mayor importancia.*

prehistórica característica, aunque la interacción de la expansión humana con el cambio climático puede haber sido importante (Bird et al., 2013; Saltré et al., 2019), como también se ha discutido para Eurasia (Stuart, 1991), Norteamérica (Meltzer, 2020) y el Caribe (Orihuela et al., 2020). El consenso parece ser que, a escala global, tanto los seres humanos como el cambio climático estuvieron implicados en la extinción de la megafauna, pero siendo generalmente el primero el de mayor importancia (Bartlett et al., 2016; Malhi et al., 2016). Se calcula que la extinción de aves tras la colonización inicial de las islas del Pacífico occidental por los nativos del Pacífico se remonta al menos a 30 mda (Steadman, 1995) y la de las islas del Pacífico central a unos 3-4 mda (Pimm, Moulton y Justice, 1994). En las islas del Pacífico tropical, Steadman (1995) sugirió que las extinciones antropogénicas prehistóricas de aves (principalmente rascones) podrían haber superado las 2.000 especies (posiblemente una sobreestimación; Livezey, 2003), lo que, en aquel momento, Steadman consideraba el 20% de la diversidad mundial de aves, aunque ahora ronda el 15%. La UICN utiliza el año 1500 como fecha límite para catalogar una especie como extinguida. Sin embargo, incluso en los 500 años anteriores al descubrimiento de las islas hawaianas por los occidentales en 1778, durante los cuales las islas fueron colonizadas por nativos del Pacífico (Rieth et al., 2011), aproximadamente el 50% de la avifauna de las islas se extinguió como consecuencia tanto de la destrucción del hábitat como de la depredación (James & Olson, 1991; Olson & James, 1991; Pimm et al., 1994, 2006). En las islas Macaronésicas del Atlántico norte se produjeron extinciones similares de carriceros (Alcover et al., 2015). Ninguna de estas especies está incluida en la Lista Roja.

### *Extinciones centinelas*

En su libro *La diversidad de la vida*, E. O. Wilson (1999) acuñó el término "extinción centinela" para referirse a las especies que se extinguen antes de ser recogidas y descritas. No sabemos, y en la mayoría de los casos no podemos saberlo, cuántas extinciones centinelas se han producido, especialmente en el caso de los invertebrados (Heywood & Stuart, 1992). En las colecciones de los museos de historia natural de todo el mundo nos espera un número incalculable de especímenes de especies no descritas, algunas de las cuales, sin que lo sepamos, ya se habrán extinguido (Fontaine, Perrard & Bouchet, 2012; Bullis & Rundell, 2021). La mayor proporción de biodiversidad está formada por especies no

*La mayor proporción de biodiversidad está formada por especies no descritas, y este problema es especialmente grave en el caso de los invertebrados, ya que la proporción de especies de insectos no descritas puede alcanzar el 80%.*

descritas (Scheffers et al., 2012), y este problema es especialmente grave en el caso de los invertebrados, ya que la proporción de especies de insectos no descritas puede alcanzar el 80% (Stork, 2018). La mayoría de las especies no descritas (sobre todo invertebrados) que se extinguieron recientemente no pueden conocerse, a menos

que dejen un registro físico (por ejemplo, la concha de un caracol). En el caso de los vertebrados, cuyos huesos pueden conservarse mucho tiempo después de que se extinguiera una especie, el conocimiento de dichas especies es más completo (por ejemplo, las aves hawaianas; James y Olson, 1991; Olson y James, 1991) y, con algunas suposiciones importantes, por ejemplo sobre la constancia de las tasas de extinción, la extrapolación al pasado puede permitir estimar el número de especies que se extinguieron pero que siguen siendo desconocidas (Boehm y Cronk, 2021). Según Tedesco et al. (2014), que basaron su estudio únicamente en vertebrados, la extinción de especies no descritas puede suponer hasta el 59% de todas las extinciones, dependiendo del grupo taxonómico y de la región. En Hawái, "la extinción ha asolado a los lepidópteros... la mayoría sin haber sido nunca recolectados" (Rubinoff, 2017, p. 202). En efecto, hay muchos ejemplos de especies recientes descritas después de su extinción, en los moluscos (véase la sección IV.2) pero también en otros grupos, aunque los autores, probablemente temiendo el Romeo Error, a veces no las declararon extintas, por ejemplo, plantas (Fischer & Rahelivololona, 2002), insectos (Tian & Deuve, 2007; Tan & Hua, 2008; Penz, Simonsen & Devries, 2011), mamíferos (Helgen, Helgen & Wilson, 2009), anfibios (Coloma et al., 2010), reptiles (Hedges & Conn, 2012) y aves (Lees & Pimm, 2015).

### *El problema de los invertebrados*

De hecho, muchas especies de invertebrados conocidas sólo se han registrado en una localidad y, a veces, sólo en un espécimen, por lo que es imposible evaluarlas con los criterios de la Lista Roja. Por ejemplo, aproximadamente el 20% de los neurópteros australianos se conocen a partir de un único espécimen o una única localidad (New, 1997); en una muestra aleatoria de moluscos terrestres de todo el mundo, el 30% se conocían únicamente a partir de la descripción original y el 33% a partir de una única localidad (Régnier et al., 2015a); en una muestra aleatoria de Coleoptera, el 53% se conocían solo a partir de una única localidad y el 13% a partir de un único espécimen (Stork, 1997); entre las especies de Trichoptera recién descritas en 2011-2014, el 45% se basaban en especímenes únicos (Wells, Johanson & Dostine, 2019); y de 2.198 mántidos de todo el mundo, el 48% se reportan a partir de especímenes únicos (Battiston, 2014). Esta extrema escasez de registros de invertebrados es la norma, y explica la dificultad de evaluarlos adecuadamente según los criterios de la Lista Roja. En el caso de los invertebrados acuáticos, hasta el 34% de las especies evaluadas (es decir, una muestra de especies para las que había suficientes expertos y conocimientos potenciales para iniciar el proceso de evaluación) se clasificaron como Datos Insuficientes (Collier, Probert y Jeffries, 2016).

## Otros Enfoques

Las principales razones por las que la Lista Roja no es una buena base para evaluar las tasas de extinción mundial son (i) que dista mucho de ser exhaustiva y está sesgada taxonómicamente, y (ii) que es imposible evaluar el gran número de especies, sobre todo invertebrados, según las categorías y criterios de la UICN, no sólo por su gran número sino también porque sencillamente no disponemos de datos adecuados. Incluso si dispusiéramos de datos, muchas especies de invertebrados pasarían de Datos Insuficientes un año a Extinto unos años más tarde.

En la búsqueda de enfoques alternativos, algunos han sugerido revisar y aumentar los criterios de la Lista Roja para permitir evaluaciones más realistas de invertebrados o plantas (Cardoso et al., 2011; Bachman et al., 2019; Fox et al., 2019). Los intentos más generales de evaluar la extinción a gran escala se han basado, desde mucho antes de la prominencia de la Lista Roja, en enfoques de relación especie-área (REA) que no dependen de extinciones conocidas o supuestas de especies individuales, sino de proyecciones de, por ejemplo, área de pérdida de hábitat extrapolada a la pérdida proporcional de especies según varios supuestos (Pimm & Raven, 2000). Sin embargo, el uso del REA plantea muchos problemas y muchas interpretaciones han sido criticadas por sobreestimar o subestimar las tasas de extinción futuras (por ejemplo, Simberloff, 1992; C. D. Thomas et al., 2004; Lewis, 2006; Stork, 2010; Fattorini & Borges, 2012; He & Hubbell, 2013; Rybicki & Hanski, 2013). No obstante, a pesar de los argumentos, ya sean sobreestimaciones o infraestimaciones, todos indican una extinción significativa por pérdida de hábitat. Empero, todos estos esfuerzos han sido incluso criticados como parte de una "campaña de exageración" (Briggs, 2016, p. 21) que sobreestima groseramente las extinciones, basándose en la teoría en lugar de en datos reales (Briggs, 2014b, 2014c), y el enfoque "sigue siendo popular debido [sic] a la inercia" (Briggs, 2014b, p. 415).

Más recientemente, se han realizado esfuerzos para basar las evaluaciones en conocimientos expertos esencialmente cualitativos. Keith et al. (2017) se centraron en las amenazas y Thompson et al. (2017) en los registros y estudios; los primeros adoptaron un enfoque probabilístico basado en el razonamiento estructurado, los segundos en un enfoque de modelización y, como ejemplares, utilizaron una especie vegetal y una especie de ave, respectivamente. Butchart et al. (2018) ampliaron estos enfoques para abordar la probabilidad de extinción de 61 especies de aves. El uso de estos métodos añade rigor cuantitativo a las evaluaciones de la extinción, pero sigue dependiendo de un considerable conocimiento específico de la especie, que para la mayoría de los invertebrados no está disponible, y es poco probable que lo esté, en parte porque los recursos para obtener los datos necesarios tampoco están disponibles.

Otros enfoques alternativos son: el Índice de la Lista Roja (Butchart et al., 2004, 2007; Brummitt et al., 2015), que se diseñó para medir el riesgo de extinción de conjuntos de especies y hacer un seguimiento de los cambios en el mismo basándose en los cambios a lo largo del tiempo de la proporción de especies en cada categoría de la Lista Roja; la extrapolación de taxones bien conocidos (Mawdsley & Stork, 1995; McKinney, 1999); la modelización del impacto del cambio climático en el riesgo de extinción (por ejemplo, C. D. Thomas et al., 2004; Urban, 2015); o una combinación de estos enfoques (por ejemplo, Van Vuuren, Sala & Pereira, 2006).

### *La necesidad de ocuparse de los invertebrados*

Los invertebrados constituyen la gran mayoría, entre el 95 y el 97%, de las especies animales conocidas (Chapman, 2009; Roskov et al., 2019; UICN, 2020). Por lo tanto, es esencial que los invertebrados se incluyan en cualquier estimación plausible de la extinción global de la biodiversidad. Sin embargo, en contraste con la evaluación de todas las especies de aves y de la mayoría de las especies de mamíferos (solo ~5% catalogadas como Datos Insuficientes), del ~1,5 millones de especies descritas de invertebrados aceptadas por la UICN (2020), solo se han evaluado 23.808

(1,6%), de las cuales 6.525 (27%) son Datos Insuficientes (véase también Eisenhauer, Bonn & Guerra, 2019). A pesar de su negación de tasas de extinción significativamente mayores (Briggs, 2016), Briggs (2017) reconoció que "usar animales vertebrados para predecir eventos globales" (p. 245) era problemático y abogó por que "continuemos monitoreando los grupos de insectos bien conocidos y los usemos como sustitutos para estimar la tasa de extinción global" (p. 257). Estamos de acuerdo con esta afirmación, pero la ampliamos a otros grupos de invertebrados relativamente conocidos, en particular los moluscos.

La mayoría de los animales son en efecto insectos; se estima que los taxónomos conocen 1,05 millones de especies existentes, de las cuales el 88% están incluidas en el Catálogo de la Vida (Roskov et al., 2019; UICN, 2020) [UICN (2020) obtuvo sus datos sobre insectos de Roskov et al. (2019)]. La UICN (2020) ha evaluado sólo 9.793 (0,9%) de ellos (Fig. 1) y enumera 2.561 (26%) como Datos Insuficientes y 63 como Extintos (0,9% de los evaluados, excluyendo los evaluados como Datos Insuficientes). El pequeño número de especies clasificadas como extintas refleja el número relativamente pequeño de especies evaluadas y la alta proporción de las que son Datos Insuficientes. Pocos grupos de insectos han sido evaluados de forma exhaustiva: ninguno aparece en la Fig. 2 de las Estadísticas resumidas de la Lista Roja (UICN, 2020). Notablemente, 7.406 (76%) de estas evaluaciones de insectos son de Odonata (4.830 evaluados de un estimado de 6.650 especies conocidas), Lepidoptera (1.126 de 158.570) y Coleoptera (1.450 de 392.415) (números totales de especies conocidas de Roskov et al., 2019). Entre estos tres grupos, 2.000 (27%) están catalogados como Datos Insuficientes y 43 como Extintos (0,8% del total, excluyendo los evaluados como Datos Insuficientes). Muchas especies de insectos conocidas sólo por las descripciones originales y por las localidades tipo tienen menos probabilidades de ser evaluadas que las especies más conocidas de los grupos más conocidos, e incluso si son evaluadas es probable que sean Datos Insuficientes. Empero, es muy probable que estas especies sean las más amenazadas y, por tanto, las que se hayan extinguido. Por lo tanto, las cifras de especies clasificadas como extintas en la Lista Roja son subestimaciones e inadecuadas para estimar los verdaderos niveles de extinción.

Pero además, es inapropiado argumentar (Briggs, 2014b, 2014c, 2016, 2017), basándose en tales submuestras de grupos taxonómicos y en los números de especies evaluadas por la UICN como Extintas en esas submuestras, que esos mismos números son los números totales de especies Extintas en todo cada grupo. Es decir, no solo las especies evaluadas sino también las no evaluadas, afirmando así que, dado que solo 63 especies de insectos están catalogadas como Extintas por la UICN del total de 1.05 millones de especies, la tasa de extinción de insectos es tan baja que no es motivo de consternación. En su lugar, es necesario, al menos, extrapolar basándose en la proporción catalogada como Extinta de sólo aquellas evaluadas (excluyendo Datos Insuficientes) para el grupo, y no el total conocido para el grupo, con el fin de estimar la proporción extinta para todo el grupo. Así, por ejemplo, con 27 Lepidoptera listados como Extintos de 1.042 evaluados (excluyendo Datos Insuficientes), 4.109 de las 158.570 especies de Lepidoptera (Roskov et al., 2019) se estimarían como extintas. Del mismo modo, 7.127 Coleópteros (16 listados como Extintos) pero ningún Odonata (ninguno listado como Extinto) se estimaría como extinto. Incluso dentro de los Lepidópteros, para los Rhopalocera (mariposas) (19.049 especies totales; Roskov et al., 2019) cuatro figuran como Extintos de 973 evaluados (excluyendo las especies con Datos Insuficientes; nótese que se han evaluado muy pocas polillas), y la extrapolación estimaría 78 especies extintas, lo que contrasta con las tres reconocidas por Briggs (2014b) pero posteriormente consideradas dudosas (Briggs, 2014c, 2015) o descartadas por él (Briggs, 2016, 2017). Pero incluso el número de especies extinguidas en comparación con el número de especies evaluadas en un grupo no puede dar una estimación no sesgada de la tasa de extinción, ya que las especies altamente amenazadas o extinguidas pueden ser más propensas a ser incluidas en la lista que las especies que no están amenazadas. Por ejemplo, para Dytiscidae (4.000 especies; Roskov et al., 2019), se han evaluado 24 especies (ninguna con Datos Insuficientes), y seis están catalogadas como Extintas (UICN, 2020). [Por cierto, una de estas seis especies es *Carabdytes novaecaledoniae* (Balfour-Browne) (incluida en la Lista Roja desde 1996

como *Rhantus novacaledoniae*), que no está Extinta y se ha registrado recientemente en Nueva Caledonia (Jäch & Balke, 2008)]. Sin saber cómo se seleccionaron las especies evaluadas, no sería justificable deducir de estas cifras que el 25% de las especies de Dytiscidae están extinguidas.

Si la proporción de insectos extintos descritos fuera la misma que la proporción de mamíferos y aves catalogados como extintos por la UICN (2020), entonces debería haber unas 15.000 especies extintas de insectos. Pero incluso si las tasas de extinción de los insectos son inferiores a las de los mamíferos y las aves hasta en un orden de magnitud (Dunn, 2005; Stork, 2010), algo que los datos anteriores no parecen apoyar, sigue siendo poco probable que esto explique el pequeño número de especies clasificadas como extintas en la Lista Roja, que es más probable que sea el resultado de la falta de conocimientos o de expertos que realicen evaluaciones para la Lista Roja. Para ilustrar este último punto, entre los 139 Grupos de Especialistas en taxones específicos de la Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN, sólo 17 están dedicados a los invertebrados, mientras que hay 36 para los mamíferos y 19 para las aves. Por tanto, extrapolar las cifras de la Lista Roja de insectos (o de un subconjunto de insectos) a una estimación global del número de especies extinguidas seguirá dando como resultado una subestimación (Dunn, 2005). Y dado que diferentes grupos de insectos pueden haber sufrido diferentes tasas de extinción, como sugiere el análisis anterior, la selección de uno o unos pocos grupos en particular puede no ser representativa de los insectos en su conjunto. Por cierto, es sintomático que, a pesar de las 373 especies de cordados catalogadas como extintas (UICN, 2020), no figure ni una sola de sus parásitos multicelulares (helmintos, piojos, crustáceos) o unicelulares; por ejemplo, una especie de anfípodo que parasitaba a la vaca marina de Steller, *Hydrodamalis gigas* (Boxshall & Hayes, 2019) y seis Phthiraptera (piojos) que se extinguieron cuando desaparecieron sus aves hospedadoras (coextinción), y de 2 a 4 piojos más, cuya extinción se debió a los esfuerzos por salvar a sus hospedadores, entre ellos el kiwi moteado pequeño, *Apteryx owenii* (Fig. 3) y el cóndor de California, *Gymnyps californianus* (Rózsa & Vas, 2015).

Briggs (2017, p. 245) afirmó que

*...las mariposas, los escarabajos tigre, las libélulas, los caballitos del diablo... han sido de especial interés para los entomólogos aficionados y profesionales. Cada grupo es bien conocido, tiene una distribución mundial y está documentada la extinción de sus especies durante los últimos 500 años. Entre estos cuatro grupos, se han evaluado 25.260 especies, y solo se encontró que tres se habían extinguido (Briggs, 2016)*

Es cierto que las mariposas son más populares y, por tanto, probablemente más conocidas por los naturalistas a nivel mundial que otros grupos de insectos, pero esto no significa que sus extinciones estén bien documentadas: solo hay cuatro mariposas extintas incluidas en la Lista Roja (UICN, 2020), a pesar de que en la bibliografía se reportan más extinciones (por ejemplo, Penz, Simonsen & Devries, 2011).

La afirmación de que se habían evaluado 25.260 especies de estos grupos no es cierta. De hecho, solo 5.877 de ellas han sido evaluadas por la UICN (2020): 4.830 odonatos de un total de 5.912, 1.043 de 19.049 mariposas y cuatro de más de 2.300 escarabajos tigre (Cicindelinae; Cassola & Pearson, 2000; Briggs, 2015). Su cifra de 25.260 es, de hecho, el número total de especies entonces conocidas de odonatos, mariposas y escarabajos tigre (Briggs, 2014c, 2015, 2017). Concluir, por ejemplo, que ninguno de los >2.300 escarabajos tigre se ha extinguido sobre la base de los cuatro que se han evaluado no es apropiado. Así pues, las estimaciones de Briggs sobre las tasas de extinción son artificialmente bajas. No obstante, al menos los odonatos y las mariposas parecen presentar tasas de extinción inferiores a la media del conjunto de los insectos, según los datos de la Lista Roja, quizá porque su mayor vaguedad y el consiguiente mayor tamaño de sus áreas de distribución reducen el riesgo de extinción en estos grupos tan volátiles.

Ningún gran grupo de insectos ha sido evaluado exhaustivamente para la Lista Roja. Por este motivo, utilizar la proporción de especies clasificadas como extintas por la Lista Roja en un grupo determinado de insectos en comparación con el número de especies descritas en ese grupo para evaluar las tasas de extinción es engañoso.

### *El valor de los moluscos terrestres para evaluar las tasas de extinción de invertebrados*

En sus intentos por superar este problema aparentemente insoluble de los invertebrados, Régnier et al. (2009, 2015a, 2015b) y Cowie et al. (2017) se centraron en los moluscos. Los moluscos son un grupo de invertebrados razonablemente conocido, lo que los hace valiosos desde el punto de vista de la extrapolación de las tasas de extinción a la biodiversidad en general. Constituyen el segundo filo animal más grande después de los artrópodos en términos de número de especies existentes válidas conocidas (83.584 catalogadas en MolluscaBase a 13 de octubre de 2021; editores de MolluscaBase, 2021), con estimaciones de hasta 200.000 especies de moluscos en total (Chapman, 2009) e incluso de 200.000 especies marinas solamente (Bouchet et al., 2016).

De las especies de moluscos conocidas, 8.772 (~10,5%) han sido evaluadas (Fig. 1), y de ellas 2.213 son Datos Insuficientes. La UICN (2020) cataloga 299 como extintas, lo que supone un 4,6% del total evaluado, excluyendo las que son Datos Insuficientes. Así pues, los moluscos han sufrido una tasa de extinción considerablemente mayor que las aves y los mamíferos (1,5%; véase la Sección III.1), según el análisis de los datos de la Lista Roja de la UICN, con la salvedad de que probablemente exista cierto sesgo hacia la inclusión de especies extintas. A pesar de la relativa falta de datos sobre invertebrados en comparación con los vertebrados, casi el mismo número de moluscos (299) están catalogados como extintos por la UICN (2020) que todos los mamíferos, aves, reptiles y anfibios juntos (314); la mayoría de esos moluscos (273) son gasterópodos, siendo la gran mayoría caracoles terrestres de islas oceánicas y más de la mitad de ellos (135) caracoles de islas del Pacífico.

El potencial de conservación de los restos de organismos es importante para evaluar las extinciones, pero existen sesgos inherentes a la conservación que pueden influir en dichas evaluaciones (Plotnick et al., 2016). Por ejemplo, el potencial de conservación de los mamíferos es mucho mayor que el de los anfibios (McCallum, 2007) y el de los vertebrados grandes es mucho mayor que el de los vertebrados pequeños (McCallum, 2015). Entre los invertebrados terrestres, los moluscos son un buen candidato para evaluar las pérdidas de especies, ya que dejan restos duraderos (conchas) en los registros fósiles y arqueológicos cuando mueren (Fig. 4). En las islas, especialmente donde los sustratos de piedra caliza con un alto contenido de calcio permiten la persistencia a largo plazo de conchas vacías (Říhová et al., 2018), muchos



Fig. 3: Los parásitos, como este piojo (Phthiraptera, Rallicola pilgrimi Clay, recogido en junio de 2014, Isla Sur, Nueva Zelanda), que se extinguió cuando su hospedador, el pequeño kiwi moteado (Apteryx owenii Gould), fue trasladado a islas libres de depredadores (Buckley et al., 2012), y que no figura en la Lista Roja, se desconocen casi por completo en la evaluación de las extinciones. Fotografía: Creative Commons 4.0. Te Papa (A1.018470).

estudios han revelado una fauna recientemente desaparecida (Fig. 5), y se han descrito especies nuevas para la ciencia, aunque ya extintas (por ejemplo, Christensen, 1982; Abdou & Bouchet, 2000; Bouchet & Abdou, 2001; Zimmermann, Gargominy & Fontaine, 2009; Richling & Bouchet, 2013; Sartori, Gargominy & Fontaine, 2013, 2014; Gerlach, 2016; Christensen, Kahn & Kirch, 2018) (Fig. 4). Los insectos u otros artrópodos, muchos de los cuales no dejan restos identificables, generalmente no pueden proporcionar una visión de las extinciones recientes como pueden hacerlo los moluscos, a menos que se utilicen métodos de análisis de muestras que exigen mucho tiempo (por ejemplo, la extracción de núcleos en pantanos), en cuyo caso pueden revelarse extinciones recientes de insectos y sus posibles causas (por ejemplo, Whitehouse, 2004, 2006; Craig & Porch, 2013; Porch & Smith, 2017). No obstante, muchos insectos se conservan en ámbar (Poinar, 1993) y otros son bien conocidos de, por ejemplo, depósitos lacustres, depósitos de turba de pantanos y turberas y filtraciones de petróleo (Durden, 1966; Elias, 1991; Smith & Moe-Hoffman, 2007; Smith & Marcot, 2015; Holden et al., 2017).



Fig. 4: Endodontidae recientemente extinguidos de Rurutu (Islas Australes, Polinesia Francesa). Fotografías: O. Gargominy, A. Sartori (Muséum national d'Histoire naturelle, París).

#### Una evaluación de la extinción mundial basada en los moluscos

A pesar de los grandes esfuerzos realizados por la UICN, los datos de la Lista Roja sobre extinciones de moluscos distan mucho de ser exhaustivos. Hemos llevado a cabo evaluaciones que han demostrado que la comunidad científica sabe que se han extinguido muchas más especies de moluscos de las que están incluidas en la Lista Roja (Régnier et al., 2009, 2015a, 2015b; Cowie et al., 2017). Nuestros enfoques fueron una combinación de enfoques expertos y de estudio/registros (cf. Keith et al., 2017; Thompson et al., 2017). Sin embargo, no eran enfoques probabilísticos de razonamiento estructurado (Keith et al., 2017), aunque sí incorporaban aspectos de modelización probabilística.

Nuestras cifras más recientes (Cowie et al., 2017) son 638 especies extintas, 380 posiblemente extintas y 14 extintas en estado silvestre, un total de 1.032 especies en estas categorías combinadas, y más del doble de las que figuran en la lista de la UICN (2020) en estas categorías (462). Además, basándose en la evaluación de expertos de una muestra global rigurosamente aleatoria de 200 especies de caracoles terrestres (Régnier et al., 2015a), la extrapolación estimó que de las ~30.000 especies de caracoles terrestres -el número reconocido en ese momento por Rosenberg (2014)- podrían haberse extinguido entre 3.000 y 5.100 (10-17%) [basándose en la reevaluación de los datos de Régnier et al. (2015a) por Cowie et al. (2017)]. Cuando las extinciones de los ~44.000 moluscos marinos (Rosenberg, 2014) se tomaron como efectivamente cero (tres Extintos, tres Posiblemente Extintos; Cowie et al., 2017), entonces el 4-7% de las 73.000-75.000 (Rosenberg, 2014) especies de moluscos descritas se habían extinguido (Cowie et al., 2017). Según MolluscaBase

(editores de MolluscaBase, 2021), el número total de especies de moluscos existentes válidas conocidas es algo mayor que las estimaciones de Rosenberg (2014) que Régnier et al. (2015a) y Cowie et al. (2017) utilizaron en sus cálculos; sin embargo, el panorama general de la extinción no ha cambiado.

Si suponemos que (i) las 200 especies de caracoles terrestres muestreadas por Régnier et al. (2015a) son representativas de la diversidad conocida de invertebrados no marinos y de su tasa de extinción (hay que reconocer que es una suposición atrevida), (ii) tres cuartas partes de las especies son no marinas (Mora et al., 2011), y (iii) las extinciones marinas son insignificantes en comparación con las no marinas, entonces aproximadamente el 7,5-13% (150.000-260.000) de todos los ~2 millones de especies se han extinguido desde alrededor de 1500. Esta cifra es muy superior a las 882 especies (0,04%) que la UICN considera extintas (2020). Pero, ¿se trata de una crisis de la biodiversidad o incluso de la sexta extinción masiva?



Fig. 5: Rurutu (Islas Australes, Polinesia Francesa) fue antaño el hogar de 19 especies endémicas de Endodontidae (Mollusca). A pesar de las búsquedas exhaustivas en las manchas de vegetación autóctona que quedan, como al pie de este acantilado, sólo se encontraron conchas vacías. En la actualidad, las 19 especies se consideran extinguidas. Fotografía: B. Fontaine.

## Tasas de Extinción Actuales Frente a las de Referencia

Los argumentos en torno a la cuestión de si las tasas de extinción actuales son artificialmente elevadas dependen de una evaluación de la tasa de extinción de referencia. Desde que Pimm et al. (1995) introdujeron la métrica E/MEA (número de extinciones por millón de especies-año), esta estadística se ha utilizado con frecuencia para describir la tasa de fondo, alcanzando la mayoría de los autores estimaciones de 0,1-1 E/MEA (Ceballos et al., 2015), con algunos sugiriendo que las tasas típicas pueden estar más cerca de 0,1 E/MEA (De Vos et al., 2015; Lamkin & Miller, 2016; Pimm & Raven, 2019). Sin embargo, basándose en mamíferos, Ceballos et al. (2015) estimaron una tasa de fondo de ~2 E/MEA. No obstante, Briggs (2016, 2017) prefirió utilizar una tasa de extinción de fondo del Pleistoceno de alrededor de 0,5 especies por año para compararla con las extinciones modernas. Sin embargo, el gran valor de E/MEA es que la tasa de extinción (proporción de la biota que se extingue) es independiente del número total de especies, mientras que un número específico de especies que se extinguen no dice nada sobre la tasa. No obstante, para facilitar la comparación, y bajo el supuesto de un total de ~2 millones de especies descritas, una tasa de fondo de 2 E/MEA (Ceballos et al., 2015) equivale a 4 extinciones de especies al año, pero 0,5 especies al año (Briggs, 2017) equivale a solo 0,25 E/MEA. Utilizar el valor de 2 E/MEA de Ceballos et al. (2015) para compararlo con las tasas modernas es, por tanto, ocho veces más conservador que utilizar el de 0,5 especies al año de Briggs (2016, 2017), ya que la diferencia entre 4 al año y la tasa moderna será menor que la existente entre 0,5 al año y la tasa moderna y, por tanto, restará énfasis a la inferencia de una crisis de biodiversidad. Además, en el marco temporal actual de cientos de años (es decir, las extinciones enumeradas por la UICN desde 1500), para facilitar la comprensión, E/MEA equivale al número de extinciones por cada 10.000 especies por cada 100 años.

De aquí que nuestra estimación de 150.000-260.000 extinciones de todas las especies durante los aproximadamente 500 años transcurridos desde 1500 (300-520 extinciones por año) entre ~2 millones de especies equivalga a 150-260 E/MEA, mucho mayor incluso que la elevada y conservadora tasa de fondo de Ceballos et al. (2015). Si, de forma más conservadora, basamos nuestros cálculos en las 638 especies de moluscos que nosotros (Cowie et al., 2017) consideramos extintas, de un total de ~80.000 especies de moluscos existentes (no solo fósiles) (editores de MolluscaBase, 2021), incluidas las especies marinas que han sufrido una extinción insignificante, obtenemos una tasa de 16 E/MEA, o de 26 E/MEA si incluimos también las especies que consideramos posiblemente extintas (380) y extintas en estado salvaje (14). Sin embargo, estas estimaciones son artificialmente bajas porque comparamos las extinciones conocidas (por nosotros) con el total de especies conocidas, en contraposición a sólo aquellas especies conocidas cuyo estado habíamos examinado (otras especies conocidas podrían estar extintas, sin que nosotros lo supiéramos). Si utilizamos las cifras de la UICN (2020) de 299 especies de moluscos extinguidas de las 6.559 especies de moluscos no deficientes en datos evaluadas, obtenemos una tasa de 91 E/MEA, aunque es artificialmente alta debido al sesgo en la inclusión de especies extinguidas conocidas. La media de estas diversas estimaciones de extinciones de moluscos se sitúa un poco por encima de 100 E/MEA, pero con una enorme varianza que depende de los datos utilizados.

Para los anfibios, McCallum (2007) estimó unas tasas de extinción modernas (basadas en datos de la Lista Roja de la UICN) de 10-61 E/MEA. Pimm et al. (2014) estimaron tasas para especies de aves, anfibios y mamíferos, respectivamente, descritas antes de 1900 de 49, 66 y 72 E/MEA, y descritas después de 1900 de 132, 107 y 243 E/MEA. Para las plantas, Humphreys et al. (2019) estimaron las tasas de extinción modernas en 171 E/MEA para las plantas descritas antes de 1900, y 60 E/MEA para las especies descritas después de 1900. Todas estas estimaciones de E/MEA caen dentro del rango 10-243, con un promedio de poco más de 100 E/MEA, pero de nuevo una amplia varianza.

En conjunto, por tanto, estas estimaciones se sitúan en un rango similar al de estudios anteriores (por ejemplo, la Tabla 2 de Lamkin & Miller, 2016) y sugieren una tasa contemporánea 100-1.000 veces superior a la tasa de fondo, es decir, basada en una tasa de fondo de 1 o 0,1 E/MEA, respectivamente. Lamkin & Miller (2016) estimaron E/MEA en ~1,05 basándose en el número de especies extinguidas de la UICN, pero como proporción de todas las especies conocidas, un enfoque que, como se ha comentado anteriormente, subestima gravemente las verdaderas extinciones. No obstante, también estimaron la E/MSY basándose en el número de especies extinguidas más otras ~1.000 presuntamente extinguidas para un valor de ~10 E/MEA, y luego incluyeron todas las ~20.000 especies Amenazadas para un valor de ~58 E/MEA, que es del mismo orden de magnitud que el hallado por otros estudios. Independientemente de las cifras relativas, tanto si se acepta una tasa de fondo de 1,0 como de 0,1 E/MEA, las tasas de extinción evaluadas en muchos estudios han aumentado en los últimos 500 años y, a pesar del problema de que las tasas estimadas en intervalos de tiempo más largos son inferiores a las estimadas en intervalos más cortos, son muchas veces superiores a la tasa de extinción de fondo derivada del registro fósil (Barnosky et al., 2011).

## Islas y Otros Hábitats Insulares

La mayoría de las estimaciones de las tasas de extinción, incluidas las nuestras (Régnier et al., 2009, 2015a, 2015b; Chiba & Cowie, 2016; Cowie et al., 2017), indican que las especies insulares han sufrido tasas mucho mayores que las continentales, un hecho ampliamente reconocido (Manne, Brooks & Pimm, 1999; Stork, 2010; Triantis et al., 2010). Sin embargo, Briggs (2017) descartó que esto fuera representativo de una Sexta Extinción Masiva, centrándose en faunas continentales con tasas de extinción mucho más bajas. Pero ignorar las especies insulares resta importancia a la gravedad de estas pérdidas, con cifras como la extinción de 2.000 especies de aves en las islas del Pacífico tras el inicio de la colonización humana hace tan solo unos miles de años (Steadman, 1995), es decir, la pérdida de casi una sexta parte de la avifauna mundial actual. Aunque en general se ha pensado que las vastas selvas de la cuenca del Amazonas

y África central no están pobladas por especies endémicas extremadamente estrechas, al menos no a la escala de las endémicas insulares que habitan sólo unos pocos kilómetros cuadrados, existen no obstante muchos hábitats insulares dentro de regiones continentales que sí albergan endemismos relativamente estrechos que están tan amenazados como los de las islas oceánicas (Manne et al., 1999).

Los caracoles terrestres de los afloramientos kársticos del sudeste asiático y de otros lugares son muy diversos y estrechamente endémicos, a menudo de un solo afloramiento, y están gravemente amenazados (Clements et al., 2008; Vermeulen & Marzuki, 2014). Los caracoles de manantial de agua dulce son particularmente vulnerables debido a sus áreas de distribución típicamente estrechas, a menudo un solo manantial o complejo de manantiales (Ponder & Clark, 1990; Hershler, Liu & Howard, 2014), al igual que los anfípodos (Murphy, Adams & Austin, 2009) y otros taxones, incluidas las plantas (Rossini et al., 2018) de manantiales artesianos en los desiertos australianos. Las faunas de cuevas de muchas partes del mundo albergan faunas de invertebrados altamente endémicas, con algunas especies restringidas a cuevas únicas, por ejemplo en Rumanía (Moldovan et al., 2020) y Sudáfrica (Ferreira et al., 2020). Las especies de peces de lagos aislados de la meseta china presentan altos niveles de endemismo en un solo lago (Ding et al., 2017), al igual que los caracoles de agua dulce endémicos de uno o unos pocos de estos lagos (Zhang et al., 2015). Los antiguos lagos de los Balcanes albergan radiaciones de caracoles endémicos (Stelbrink et al., 2016) y crustáceos (Korovchinsky y Petkovski, 2014). Del mismo modo, la biota de cimas de montañas aisladas (islas celestes) a menudo incluye especies endémicas de muchos grupos (Leite, Kok & Weksler, 2015; Merckx et al., 2015; Breure, 2019; Rull et al., 2019). Todos estos ecosistemas están aislados por el hábitat circundante y, en este sentido, son equivalentes a islas oceánicas. Pero la biodiversidad de muchos de estos hábitats aislados ha sido escasamente estudiada y sin duda un gran número de especies endémicas esperan ser descubiertas. Aunque ciertamente parece que la biota insular está más sujeta a la extinción que las especies continentales (Fig. 6), una conclusión tan amplia puede ocultar la vulnerabilidad de la gran diversidad de especies continentales estrechamente endémicas que se dan en tales equivalentes insulares. Incluso en la cuenca del Amazonas se reconoce cada vez más que muchos taxones crípticos pueden no solo estar restringidos a áreas de endemismo delimitadas por grandes ríos, sino que también solo se dan en mini-interfluvios dentro de estas áreas (Fernandes, 2013).



Fig. 6: Derecha: Las islas tropicales como Anjouan, en las Comoras, han sufrido una extensa deforestación para la agricultura. La vegetación autóctona suele faltar por completo en las altitudes más bajas, y las crestas y cimas de las montañas más altas son ahora los últimos refugios de las especies endémicas que quedan. Izquierda: Otras islas, como Rapa, en las Islas Australes (Polinesia Francesa), que tiene una superficie de sólo 40 km<sup>2</sup> y solía tener más de 100 especies endémicas de caracoles terrestres, 59 especies endémicas de plantas y 67 especies endémicas de gorgojos, son ahora en su mayoría estériles. Los incendios y el sobrepastoreo de herbívoros introducidos han destruido gran parte del hábitat de las zonas altas, y la vegetación de las zonas bajas está dominada por especies invasoras. Fotografías: B. Fontaine.

## Especies Marinas

La salud medioambiental de los océanos es objeto de una considerable atención por parte de los medios de comunicación, que en gran medida tienden a tratar la contaminación (por ejemplo, el "séptimo continente" de plástico; Ter Halle y Pérez, 2020), el colapso de las pesquerías y la extinción como diferentes manifestaciones del mismo problema. Irónicamente, aunque las cinco primeras extinciones masivas están documentadas sobre la base del registro fósil marino, hay muy pocas pruebas de que una sexta extinción masiva pueda haber comenzado en los océanos. Dos estudios muy citados (Myers & Worm, 2003; Worm et al., 2006) han documentado la sobrepesca, pasada, presente y proyectada, de las poblaciones de peces comerciales y su colapso a mediados del siglo XXI, lo que ha llevado a

*Los comentaristas han confundido la extinción comercial (el colapso económico y ecológico de las poblaciones de peces) y la extinción biológica (la desaparición de todos los individuos de una especie).*

declaraciones en los medios de comunicación como "marisco fuera del menú para 2048" (Biello, 2006) y "no más pescado para 2048" (Burrows, 2018). Sin embargo, los comentaristas han confundido la extinción comercial (el colapso económico y ecológico de las poblaciones de

peces) y la extinción biológica (la desaparición de todos los individuos de una especie). No se puede negar que las poblaciones de peces comerciales se han agotado, y siguen agotándose, y la reducción del tamaño de los peces objetivo a lo largo del siglo XX proporciona pruebas convincentes de "líneas de base cambiantes" (Pauly, 1995; Jackson et al., 2001; Pauly, Watson y Alder, 2005; Zeller y Pauly, 2018). Por lo tanto, es notable que, en contraste con este enorme cuerpo de evidencia, haya una sola extinción documentada de un pez verdaderamente marino: *Sympterygion unipennis* (Cuvier), conocido a partir de un único espécimen recogido en Tasmania en 1802 (Last, Edgar & Stuart-Smith, 2020). Además, el abadejo, *Coregonus oxyrinchus* (L.), de los estuarios de la cuenca del Mar del Norte, y el timalo anfidrómo de Nueva Zelanda, *Prototroctes oxyrinchus* Günther, también se han extinguido (Freyhof & Kottelat, 2008; West, David & Ling, 2014). Las otras 72 especies de peces clasificadas como extintas (62) o extintas en estado salvaje (10) en la Lista Roja (UICN, 2020) son estrictamente de agua dulce. Además de los peces, las especies marinas clasificadas como extintas incluyen la emblemática vaca marina de Steller, *Hydrodamalis gigas* (Zimmermann) (Fig. 7), la foca monje del Caribe, *Neomonachus tropicalis* (Gray), la gran alca, *Pinguinus impennis* (L.), y varias otras especies de aves marinas (aunque la foca monje y las aves marinas se enfrentaban a amenazas cuando estaban en tierra y no en el mar), así como una sola especie de alga (la rodofita *Vanvoorstia bennettiana* (Harvey) Papenfuss), del puerto de Sydney, no registrada desde 1886, y cuatro especies de moluscos marinos. De estos moluscos, *Littoraria flammea* (Philippi) de los manglares y marismas de China, ha sido redescubierta (Dong, Huang & Reid, 2015), aunque su supervivencia sigue siendo incierta; y el asimineido *Omphalotropis plicosa* (Pfeiffer) de Mauricio se califica más como especie terrestre halófila que como caracol marino. De hecho, la lapa anguiliforme de Nueva Inglaterra, *Lottia alveus* (Conrad), sigue siendo el único invertebrado marino cuyo estatus taxonómico es indiscutible y que tiene una historia de extinción bien documentada (Carlton et al., 1991). El declive de la cuarta especie de molusco, *Lottia edmittchelli* (Lipps), descrita por primera vez como fósil del Pleistoceno, no está vinculado a cambios medioambientales modernos evidentes y puede haber sido natural.

Roberts y Hawkins (1999, p. 245) sostienen que "hay varias razones para sospechar que muchas extinciones marinas han pasado desapercibidas", afirmación con la que estamos de acuerdo. Pero no compartimos su opinión de que "en comparación con los ecosistemas terrestres, el mar ha sido mucho menos estudiado y la base histórica de información tiende a ser breve. Es más difícil muestrear los ecosistemas marinos" (p. 245); mientras que su afirmación de que "nuestro conocimiento taxonómico de muchos grupos sigue siendo fragmentario" (p. 245) se aplica igualmente a la mayoría de los grupos de invertebrados no marinos.



Fig. 6: Vaca marina de Steller (*Hydrodamalis gigas* (Zimmerman)), una de las pocas extinciones marinas documentadas, esqueleto en el Musée des Confluences, Lyon. Fotografía: Vassil, vía Wikimedia Commons.

Más allá de la Lista Roja, hay en efecto casos adicionales de especies marinas declaradas extintas (por ejemplo, Carlton, 1993; Peters et al., 2013; White, Kyne & Harris, 2019; Tenorio et al., 2020), y Gravili et al. (2015) incluso especularon que de 53 especies de hidrozoos mediterráneos no registradas en la literatura en los 41 años anteriores, el 60% (es decir, 32 especies) podrían ser declaradas extintas. Al igual que en tierra, las especies declaradas extintas también pueden ser redescubiertas (de Weerd & Glynn, 1991; Glynn & Feingold, 1992; Díaz, Gast & Torres, 2009).

*Estamos de acuerdo en que "lo que ahora está fuera de toda duda es que muchas especies marinas han comenzado a recorrer el camino hacia la extinción global".*

Es cierto que la inmensidad del reino marino y la lejanía de algunos lugares dificultan la realización de estudios exhaustivos para documentar el estado de conservación de muchos de los componentes de sus especies. Sin embargo, esta inmensidad y lejanía son precisamente lo que hace que las especies marinas sean menos propensas a la extinción global.

Estamos de acuerdo con Roberts & Hawkins (1999, p. 245) en que "lo que ahora está fuera de toda duda es que muchas especies marinas han comenzado a recorrer el camino hacia la extinción global", que las diversas amenazas siguen aumentando (por ejemplo, Sullivan, Constant & Lubchenco, 2019) y que la rareza extrema puede ser el presagio de la extinción (Hull et al., 2015), pero concluimos, en línea con la revisión de Monte-Luna et al. (2007) y con las opiniones defendidas por Briggs (2017), que no hay pruebas de que una Sexta Extinción Masiva ya haya golpeado a la biota marina.

## Plantas

Este comentario se ha centrado en los animales, y especialmente en los animales no marinos. Pero las plantas, aunque probablemente estén mejor descritas que las miríadas de invertebrados, están poco cubiertas por la Lista Roja (Humphreys et al., 2019). El informe de 2016 del Real Jardín Botánico de Kew (RBG Kew, 2016) reconocía que probar la

extinción en las plantas es difícil porque las especies pueden ser difíciles de detectar, especialmente las que no florecen todos los años, y por la falta de esfuerzos de prospección. Además, solo el 10 % de las especies de plantas conocidas han sido evaluadas por la UICN (2020), una pequeña muestra sesgada hacia las especies que se supone que son más propensas a la extinción por los evaluadores de la Lista Roja (RBG Kew, 2016). Aunque afirma que el 21 % de las especies vegetales están amenazadas de extinción según los criterios de la UICN, el informe de Kew no da ninguna cifra de extinciones conocidas de plantas. La UICN (2020) ha evaluado 43.556 especies de plantas y enumera 120 especies como Extinguidas y 39 Extinguidas en estado silvestre (0,32% combinado de las evaluadas), con 17.507 en las categorías amenazadas de En Peligro Crítico, En Peligro y Vulnerable (41% de las evaluadas y 4,1% de la diversidad total).

Ha habido varios intentos de elaborar recuentos regionales de extinciones de plantas, que en general han arrojado cifras bajas: 0,53% de la flora nativa de California (Rejmánek, 2018), 0,38% de la flora española (Aedo et al., 2015), y 0,55% de la flora general de la Europa mediterránea, pero 2% de la flora nativa de Europa e Israel (Essl et al., 2013). Basándose

*La tasa de extinción actual de las plantas es hasta 500 veces superior a su tasa de extinción de referencia.*

en revisiones bibliográficas, Humphreys et al. (2019) compilaron la primera lista mundial de plantas extintas conocidas, un total de 571 especies. Esta incluía 491 especies que no figuraban en la Lista Roja, que actualmente (UICN, 2020) enumera 120, y excluía otras que

anteriormente figuraban como Extintas pero que habían sido redescubiertas o sinonimizadas. De Vos et al. (2015) también mostraron que la tasa de extinción actual de las plantas es hasta 500 veces superior a su tasa de extinción de referencia. Sin embargo, esta cifra es muy inferior a una estimación anterior de ~30.000 plantas que probablemente se extinguirán en 2015, extrapolada a partir de un enfoque especie-área aplicado a la pérdida de bosques tropicales (Heywood & Stuart, 1992). Cronk (2016) explicó la discrepancia entre estas estimaciones y la cifra de la UICN como resultado de dos factores: (i) el hecho general, también aplicable a los animales, de que las listas de extinción son muy conservadoras debido a la dificultad de demostrar que una especie se ha extinguido y al miedo al Romeo Error; pero sobre todo (ii) el largo retraso de la extinción, es decir, el tiempo que transcurre entre que se produce el acontecimiento que lleva a la extinción (degradación del hábitat o extinción de una especie necesaria para cumplir el ciclo vital, como un dispersor de semillas o un polinizador) y la desaparición del último individuo de la especie - el fenómeno conocido como deuda de extinción (Tilman et al., 1994; Triantis et al., 2010; Figueiredo et al., 2019). En el caso de las plantas, este desfase puede durar varios siglos. Este fenómeno queda ilustrado por el hecho de que en ecosistemas altamente

*Puede que aún no se haya producido la Sexta Extinción Masiva, pero ya se han producido tasas de extinción elevadas y enormes descensos de las áreas de distribución y de la población, y se llame como se llame, la biodiversidad está cambiando a un ritmo mayor del que lo haría en ausencia de influencias antropogénicas.*

degradados, como zonas agrícolas donde el bosque nativo ha sido talado, por ejemplo en Costa Rica (Janzen, 2001), árboles autóctonos individuales pueden sobrevivir durante décadas aunque no haya reclutamiento; estos árboles fueron llamados "los muertos vivientes" por Janzen (2001). Este lapso de tiempo suele ser mucho mayor en las plantas que en los animales debido a que (i) muchas plantas tienen una vida más larga que los animales, (ii) la presencia de un

banco de semillas en el suelo que puede producir individuos hasta que se agote, y (iii) muchas plantas pueden reproducirse asexualmente, lo que permite que el último individuo produzca sucesores.

Sin embargo, varios estudios que comparan las tasas de extinción locales entre varios grupos taxonómicos han demostrado que las plantas suelen tener tasas de extinción más bajas que los invertebrados (J. A. Thomas et al., 2004; Essl et al., 2013). Queda por demostrar que esto sea cierto a nivel global, pero puede ser que las plantas tengan en efecto una tasa de extinción inferior a la de los animales.

El fenómeno de los largos lapsos de extinción también puede darse en animales longevos como los mejillones perla de agua dulce (Unionidae), que pueden tener poblaciones vivas de animales viejos pero sin reclutamiento cuando los peces hospedadores de las larvas han sido extirpados.

## ¿Qué Debemos Hacer Ahora?

Como hemos mostrado, muchas publicaciones basadas en métodos independientes demuestran la realidad de la crisis. Puede que aún no se haya producido la Sexta Extinción Masiva, pero ya se han producido tasas de extinción elevadas y enormes descensos de las áreas de distribución y de la población, y se llame como se llame, la biodiversidad está cambiando a un ritmo mayor del que lo haría en ausencia de influencias antropogénicas. Esto es un hecho. Negarlo es simplemente ignorar la montaña de datos que se está acumulando rápidamente, y ya no hay lugar para el escepticismo, preguntándose si realmente está ocurriendo.

Entendemos los costes de sobreestimar las tasas de extinción (Akçakaya et al., 2017), sobre todo porque al hacerlo, las

*La humanidad tiene el poder de manipular la Tierra a gran escala. Somos la única especie con tal poder y opciones. No somos una especie más que se dedica a sus asuntos en el gran esquema evolutivo de las cosas, un argumento que da carta blanca a quienes destruirían la Tierra para su propio beneficio a corto plazo. Tampoco deberíamos centrarnos únicamente en manipular la Tierra para el bienestar humano, signifique eso lo que signifique. Tales actitudes son una abdicación de la responsabilidad, en efecto, una abdicación de la moralidad.*

especies incorrectamente evaluadas como extintas serían excluidas del apoyo a la conservación, con una pérdida de credibilidad si se descubriera posteriormente que la especie existe (por ejemplo, Battarbee, 2014). Registrar un invertebrado como probablemente extinto no genera titulares, pero su redescubrimiento sí, especialmente en esta era de negación de la ciencia. Pero subestimar las tasas proporciona combustible a quienes consideran que no hay crisis de biodiversidad, como subraya Diamond (1987), lo que puede llevar a una exclusión aún mayor de las ayudas. Con toda la incertidumbre inherente a declarar extinta una especie -especialmente un invertebrado-,

nuestra reseña indica que el escenario más probable es que los verdaderos niveles de extinciones antropogénicas se sitúen entre lo que los escépticos medioambientales denominan "sobreestimación". Es una sobreestimación sólo para quienes rechazan los hechos que no se ajustan a sus agendas personales o políticas. Que la Sexta Extinción Masiva ha comenzado en tierra y en agua dulce parece cada vez más probable.

La humanidad tiene el poder de manipular la Tierra a gran escala. Somos la única especie con tal poder y opciones (Deer, 2019). Por lo tanto, no somos, como sostienen algunos (por ejemplo, Thomas, 2017), una especie más que se dedica a sus asuntos en el gran esquema evolutivo de las cosas, un argumento que da carta blanca a quienes destruirían la Tierra para su propio beneficio a corto plazo. Tampoco deberíamos, como sostienen otros, centrarnos únicamente (o al menos principalmente) en manipular la Tierra para el bienestar humano, signifique eso lo que signifique. Tales actitudes, revisadas y criticadas por Meine (2018) y Rolston (2018), son una abdicación de la responsabilidad, en efecto, una abdicación de la moralidad (por ejemplo, Cafaro y Primack, 2014; Rolston, 2018). En nuestro poder, somos cualitativamente diferentes de todos los demás organismos. Tampoco nuestro impacto en la Tierra es un gran impacto más, como la colisión de un asteroide; nosotros tenemos elección, los asteroides no. Tenemos la obligación moral y ética de utilizar ese poder con sensatez y no caprichosamente (Dasgupta y Ehrlich, 2019; Sullivan et al., 2019).

Pero no podemos evitar la sensación de que la humanidad está permitiendo que se desarrolle una probable Sexta Extinción Masiva, y es un espejismo pensar que esta situación vaya a cambiar de forma importante, a pesar de los

intentos de algunos por influir en políticos y empresarios. Los programas específicos de conservación intentan salvar una especie aquí y otra allá, sobre todo aves y mamíferos; y algunos tendrán en efecto éxito (por ejemplo, Bolam et al., 2020) -aunque sea ex situ-, dando la falsa impresión, que pregonarán los negacionistas, de que tenemos éxito en la lucha contra la crisis. Las agencias, incluida la UICN, documentan las amenazas pero tienen poco impacto a la hora de mejorarlas a gran escala. Los editores nos exhortan a concluir nuestras publicaciones con un esfuerzo por ser positivos, pero sin duda es mejor ser realistas. ¿Qué podemos hacer?

*Cuando se eliminan amenazas específicas, las especies objetivo pueden recuperarse de estar al borde de la extinción.*

La buena noticia es que los esfuerzos de conservación a veces pueden ser eficaces. Cuando se eliminan amenazas específicas, las especies objetivo pueden recuperarse de estar al borde de la extinción. Por ejemplo: recuperación de especies de mamíferos marinos tras prohibiciones de caza (Lowry et al., 2014; Bejder et al., 2016); recuperación de faunas autóctonas, incluidas especies de invertebrados, tras la erradicación de especies invasoras en islas (Jones et al., 2016); recuperación del halcón peregrino, *Falco peregrinus* Tunstall, 1771, tras su casi extinción en Norteamérica tras la prohibición del DDT (Cade & Burnham, 2003). Sin embargo, estos raros éxitos no deben ocultar el hecho de que, dado que la mayoría de las disminuciones de población de las especies están causadas por factores múltiples o por la degradación o pérdida de hábitats a gran escala, eliminar la causa de la disminución suele estar fuera del alcance de las acciones de conservación aisladas. Además, la mayoría de esos focos se centran en los vertebrados; en el caso de la gran mayoría de las especies amenazadas de invertebrados, nunca se emprenderán acciones específicas para eliminar las amenazas. Existen múltiples iniciativas, a varios niveles, para intentar frenar o prevenir la Sexta Extinción Masiva: iniciativas de individuos, organizaciones no gubernamentales y partidos verdes a nivel político/social (por ejemplo, Extinction Rebellion; o la prohibición de los neonicotinoides por parte de la Unión Europea en 2018 tras décadas de presión por parte de los ecologistas y excepciones ya sufridas), esfuerzos de las agencias de conservación para proteger especies individuales o establecer áreas protegidas, etc. Ninguna de estas iniciativas es suficiente, muchas tendrán poco o ningún impacto, pero todas son necesarias para intentar ralentizar el proceso, aunque apenas puedan reducir el ritmo de extinción (Engel et al., 2021). La mayoría de estas iniciativas no están orientadas a las especies (salvo en el caso de algunos vertebrados carismáticos) y funcionan a gran escala (áreas protegidas, legislación ambiental, educación ambiental). Sabemos que no puede haber acciones específicas para proteger individualmente a todas las especies vivas.

En el contexto de la limitación de tiempo, fondos y personas para luchar contra la crisis de la biodiversidad, los conservacionistas han sugerido varios enfoques para ayudar a establecer prioridades taxonómicas o geográficas para la acción, incluyendo, entre muchos otros: seleccionar áreas tanto con la mayor diversidad como con el mayor nivel de amenaza, es decir, puntos calientes de biodiversidad (Myers et al., 2000; Myers, 2003); seleccionar especies basadas en el nivel de amenaza y el valor filogenético (Redding & Mooers, 2006; Isaac et al., 2007; Volkmann et al., 2014); teniendo en cuenta la diversidad taxonómica, filogenética y funcional (Cadotte & Tucker, 2018); incorporando la exhaustividad, la representatividad, la sustitución, pero también la persistencia de las inversiones y la rentabilidad en la priorización espacial (Wilson, Cabeza & Klein, 2009); integrando los servicios ecosistémicos en la planificación de la conservación (Chan et al., 2006); tener en cuenta la presión de la población humana, el hábitat y el estado de protección (Shi et al., 2005); el desarrollo de capacidades en los países megadiversos (Fan et al., 2020; Tong, 2020); y mayores esfuerzos para combatir la negación de la extinción (Lees et al., 2020) y mejorar la educación pública y la divulgación para hacer frente a la negación de la ciencia en general (Rutjens et al., 2021). La lista es casi interminable, y aunque estas herramientas pueden ayudar a la planificación de la conservación y son ciertamente útiles, debemos admitir que no son suficientes para resolver la crisis.

Pero aquí es donde nosotros, como taxónomos y sistematistas, debemos desempeñar nuestro papel, ya que estamos

*La biodiversidad que hace que nuestro mundo sea tan fascinante y bello se está extinguiendo inadvertidamente a un ritmo sin precedentes, mucho más rápido de lo que algunos nos quieren hacer creer, y que preservar la función de los ecosistemas no basta para evitar las extinciones... En una era de extinción, no hay mayores prioridades que acelerar la síntesis de la vida, rescatar el conocimiento y aumentar la conciencia.*

mejor informados que la mayoría de los demás científicos sobre el destino de las especies individuales. Debemos alimentar el aprecio innato del ser humano por la biodiversidad: ¿por qué David Attenborough es tan popular y famoso? Debemos difundir el mensaje de que la biodiversidad que hace que nuestro mundo sea tan fascinante y bello se está extinguiendo inadvertidamente a un ritmo sin precedentes, mucho más rápido de lo que algunos

nos quieren hacer creer, y que preservar la función de los ecosistemas (por ejemplo, restaurando hábitats) no basta para evitar las extinciones. Y dado que no es factible conservar todas las especies, debemos hacer todo lo posible por recoger (y si es posible describir) especies antes de que se extingan - "muestreo de salvamento" (Mesibov, 2004)-, un esfuerzo en el que hacen hincapié Boehm & Cronk (2021) y Engel et al. (2021). Todo ello dependerá de la reactivación del venerable estudio de la historia natural y la taxonomía, que ya no está de moda, la "bionomía", tal como la propugna Dijkstra (2016), especialmente en las instituciones académicas del Norte Global, donde ha decaído drásticamente. Mucho de esto ha sido dicho muchas veces por muchas personas, pero rara vez de forma más elocuente que por Dijkstra (2016, p. 174): "En una era de extinción, no hay mayores prioridades que acelerar la síntesis de la vida, rescatar el conocimiento y aumentar la conciencia. Para ello, necesitamos nuestra mayor familiaridad con todas las especies". Además, para desarrollar una visión sólida de toda la vida en la Tierra es crucial que, además de los animales grandes, bellos y carismáticos, centremos también nuestra atención en las "infinitas formas más estúpidas, asquerosas y pequeñas": los invertebrados no carismáticos (Czekanski-Moir & Rundell, 2020, p. 12638).

Sin embargo, al ritmo actual de exploración y descubrimiento (IISE, 2012), se tardarán más de 300 años en describir los 6 millones de especies indocumentadas que quedan en el planeta (Bouchet et al., 2016). Empero, los cuellos de botella para encontrar, recolectar, describir y nombrar las especies restantes del mundo no son técnicos o tecnológicos, sino sociológicos y normativos. Por ejemplo, con toda la buena intención, el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB) de 1992 y, en particular, su apéndice de 2010, el Protocolo de Nagoya, introdujeron cambios normativos que, en lugar de facilitarlos, han dificultado enormemente la recolección y la investigación de la biodiversidad, especialmente en algunos de los países con mayor biodiversidad y en el caso de las multitudes de invertebrados poco conocidos para los que se carece de capacidad local para describir especies (Bouchet et al., 2016; Prathanan et al., 2018).

En la preparación de la 15ª reunión de la Conferencia de las Partes (COP 15) en el CDB, numerosos líderes mundiales declararon en septiembre de 2020 que la extinción de la biodiversidad debe detenerse para 2030. Y la primera resolución de la Declaración de Kunming (COP 15, 2021), publicada el 13 de octubre de 2021 durante la primera parte de la COP 15, "se compromete ... a invertir la actual pérdida de biodiversidad y a garantizar que la biodiversidad se sitúe en la senda de la recuperación para 2030 a más tardar ...". Naturalmente, esperamos que la COP 15 vaya más allá de las declaraciones de buena voluntad y obligue a las partes a establecer la creación de capacidades en los países megadiversos, a combatir la negación de la extinción y el escepticismo y a promover una mejor divulgación pública, entre otras muchas medidas eficaces que la humanidad puede adoptar para luchar contra la crisis. Las ideas sólidas para la acción son muchas y abarcan un amplio abanico de temas, desde el diseño adecuado de las áreas protegidas hasta la fiscalidad, la planificación familiar y la agricultura verde, como se recoge en revisiones como IPBES (2019) y Ripple et al. (2017), pero parece que falta voluntad política. Además, creemos que debería revisarse la restricción excesivamente estricta de la colaboración internacional, destinada a proteger los recursos biológicos de cada país de la explotación

comercial externa, ya que actualmente está poniendo obstáculos a una comprensión básica más profunda de la biodiversidad y la crisis a la que se enfrenta, especialmente en los trópicos. El desarrollo de las capacidades locales puede contribuir a paliar este problema. El precedente de la Unión Europea, que anteriormente no había alcanzado su ambicioso objetivo de detener la pérdida de biodiversidad para 2010, y el fracaso de los países del mundo (IPBES, 2019) a la hora de alcanzar la meta de Aichi número 12 fijada en 2010 por el CDB en Nagoya ("Para 2020 se habrá evitado la extinción de las especies amenazadas conocidas y su estado de conservación, en particular de aquellas en mayor declive, se ha mejorado y mantenido"), es cierto que no invita al optimismo, a lo que se suma la consternación por el hecho de que los indicadores utilizados para medir la erosión de la biodiversidad no midan el riesgo de extinción (Fontaine et al. , 2007).

Pero no nos estamos echando las manos a la cabeza y aceptando una probable Sexta Extinción Masiva. Más bien aceptamos de forma realista que habrá muchas más pérdidas y sugerimos que es importante preservar y documentar a los representantes de esas futuras pérdidas. Pero tal vez, con los esfuerzos para dar publicidad a la crisis, los científicos de la biodiversidad puedan lograr algunos éxitos, de tal manera que un componente significativo de la biodiversidad

*Somos pesimistas sobre el destino de la mayor parte de la biodiversidad de la Tierra, gran parte de la cual va a desaparecer sin que sepamos nunca de su existencia.*

mundial existente actualmente pueda ser preservado en la naturaleza, y muchas de las especies que se perderán de la naturaleza puedan al menos ser conservadas en museos para que las generaciones

futuras las estudien y se maravillen.

Negar la Sexta Extinción Masiva, simplemente aceptarla y no hacer nada al respecto o incluso abrazarla en beneficio (¿definido por quién?) de la humanidad, allana el camino para que suceda.

## Conclusiones

1. La sexta extinción masiva de la biodiversidad de la Tierra, que se distingue de las anteriores por estar causada por actividades humanas, ha sido reconocida por muchos desde hace al menos 30 años. Definimos esta crisis de la biodiversidad como la que incluye todas las extinciones antropogénicas desde que los humanos modernos se expandieron fuera de África hace entre 200.000 y 45.000 años, aunque las tasas de extinción son ahora mucho mayores que al principio. Empero, algunos niegan que exista una crisis, basándose en dos críticas principales: (i) la afirmación de que las tasas de extinción estimadas se han exagerado y que la tasa de extinción actual no es significativamente mayor que la tasa natural de referencia, y (ii) que, dado que los humanos forman parte del mundo natural, las extinciones causadas por el hombre son un fenómeno natural, una parte de la trayectoria evolutiva de la vida en la Tierra.
2. Nosotros rebatimos estos argumentos demostrando que las tasas de extinción actuales, sobre todo en invertebrados terrestres, son muy superiores a las tasas de extinción de referencia. También demostramos que el uso de los datos de extinción de la Lista Roja de la UICN para determinar las tasas de extinción actuales conduce inevitablemente a una dramática subestimación de las tasas, excepto en el caso de las aves, los mamíferos y quizás los anfibios. Algunos han utilizado indebidamente los datos de la Lista Roja para negar que exista una crisis. Y como la humanidad tiene el poder de elegir, sostenemos además que una actitud de "dejar hacer" ante la actual crisis de extinción es moralmente errónea.
3. Repasamos enfoques alternativos para evaluar las extinciones, centrándonos en la necesidad de ocuparse de los invertebrados, y argumentamos que los moluscos tienen ventajas significativas entre los invertebrados debido a sus conchas, que permanecen después de la muerte como un registro permanente, mientras que la mayoría de los

demás invertebrados desaparecen sin dejar rastro y, por lo tanto, nunca se conocerían si no se hubieran recogido antes de extinguirse. (Revisamos nuestros propios estudios sobre la extinción de los moluscos y, por extrapolación lógica, llegamos a la conclusión de que entre el 7,5% y el 13% (150.000-260.000) de los aproximadamente 2 millones de especies conocidas podrían haberse extinguido ya desde el año 1500. Esta cifra es mucho mayor que las 882 (0,04%) que la UICN (2020) considera extintas.

4. Analizamos brevemente el reino marino y llegamos a la conclusión de que muchas especies marinas se enfrentan a amenazas importantes, que siguen aumentando, pero también concluimos que se han producido relativamente pocas extinciones y que no hay pruebas de que la Sexta Extinción Masiva haya afectado ya a la biota marina. Las plantas, sin embargo, se enfrentan a muchas de las amenazas a las que se enfrentan los animales terrestres y sufren sesgos de conservación similares a los de los invertebrados, aunque hay indicios de que pueden haber sufrido tasas de extinción menores.
5. El pronóstico para la supervivencia de una gran parte de las especies existentes no es bueno. Nuestro análisis expone argumentos que demuestran claramente que existe una crisis de biodiversidad, muy probablemente el inicio de la Sexta Extinción Masiva. Los biólogos y las agencias de conservación están haciendo lo que pueden, sobre todo con las aves y los mamíferos amenazados, entre los que algunas especies pueden salvarse de la extinción que de otro modo se produciría. Pero somos pesimistas sobre el destino de la mayor parte de la biodiversidad de la Tierra, gran parte de la cual va a desaparecer sin que sepamos nunca de su existencia. Negar la crisis, aceptarla y no hacer nada al respecto, o abrazarla y manipularla en beneficio veleidoso de la gente, definido sin duda por los políticos y los intereses empresariales, es una abrogación de la responsabilidad moral.

## Referencias:

1. Abdou, A.&Bouchet, P.(2000). Nouveaux gastéropodes Endodontidae et Punctidae (Mollusca, Pulmonata) récemment éteints de l'archipel des Gambier (Polynésie). *Zoosystema*22(4), 689–707.
2. Aedo, C., Medina, L., Barbera, P. & Fernandez-Albert, M. (2015). Extinctions of vascular plants in Spain. *Nordic Journal of Botany*33, 83–100.
3. Akc, akaya, H. R., Keith, D. A., Burgman, M., Butchart, S. H. M., Hoffmann, M., Regan, H. M., Harrison, I. & Boakes, E. (2017). Inferring extinctions III: a cost-benefit framework for listing extinct species. *Biological Conservation*214, 336–342.
4. Alcover, J. A., Pieper, H., Pereira, F. & Rando, J. C. (2015). Five new extinct species of rails (Aves: Gruiformes: Rallidae) from the Macaronesian Islands (North Atlantic Ocean). *Zootaxa* 4057(2), 151–190.
5. Alroy, J. (2008). Dynamics of origination and extinction in the marine fossil record. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105(suppl. 1), 11536–11542.
6. Alvarez, S. A., Gibbs, S. J., Bown, P. R., Kim, H., Sheward, R. M. & Ridgwell, A. (2019). Diversity decoupled from ecosystem function and resilience during mass extinction recovery. *Nature* 574, 242–245.
7. Alcover, J. A., Pieper, H., Pereira, F. & Rando, J. C. (2015). Five new extinct species of rails (Aves: Gruiformes: Rallidae) from the Macaronesian Islands (North Atlantic Ocean). *Zootaxa*4057(2), 151–190.
8. Alroy, J. (2008). Dynamics of origination and extinction in the marine fossil record. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*105(suppl. 1), 11536–11542.
9. Alvarez, S. A., Gibbs, S. J., Bown, P. R., Kim, H., Sheward, R. M. & Ridgwell, A. (2019). Diversity decoupled from ecosystem function and resilience during mass extinction recovery. *Nature*574, 242–245.
10. Audubon, J. J. (1827–1838). *The Birds of America*; from Original Drawings by John James Audubon. The Author, London.
11. Avise, J. C., Hubbell, S. P. & Ayala, F. J. (2008). In the light of evolution II: biodiversity and extinction. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*105 (Suppl. 1), 11453–11457.
12. Ayala, F. J. (2008). Science, evolution, and creationism. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*105(1), 3–4.
13. Bachman, S. P., Field, R., Reader, T., Raimondo, D., Donaldson, J., Schatz, G. E. & Lughadha, E. N. (2019). Progress, challenges and opportunities for red listing. *Biological Conservation*234, 45–55.
14. Bae, C. J., Douka, K. & Petraglia, M. D. (2017). On the origin of modern humans: Asian perspectives. *Science*358(6368), eaai9067.
15. Bambach, R. K. (2006). Phanerozoic biodiversity mass extinctions. *Annual Review of Earth and Planetary Science*34, 127–155.
16. Barnosky, A. D., Matzke, N., Tomiya, S., Wogan, G. O. U., Swartz, B., Quental, T. B., Marshall, C., McGuire, J. L., Lindsey, E. L., Maguire, K. C., Mersey, B. & Ferrer, E. A. (2011). Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature*471(7336), 51–57.
17. Bartlett, L. J., Williams, D. R., Prescott, G. W., Balmford, A., Green, R. E., Eriksson, A., Valdes, P. J., Singarayer, J. S. & Manica, A. (2016). Robustness despite uncertainty: regional climate data reveal the dominant role of humans in explaining global extinctions of late quaternary megafauna. *Ecography*39, 152–161.
18. Battarbee, R. W. (2014). The rediscovery of the Aldabra banded snail, *Rhachistia aldbaerae*. *Biology Letters*10, 20140771.

19. Battistoni, R.(2014) Species diversity and conservation of mantids: threatened species or merely Data Deficient?AntennaSpecial Edition, 10th European Congress of Entomology, York, UK 3–8 August 2014, 36–37.
20. Bejder, M.,Johnston, D. W.,Smith, J. N.,Friedlaender, A.&Bejder, L. (2016). Embracing conservation success of recovering humpback whale populations: evaluating the case for downlisting their conservation status in Australia.Marine Policy66, 137–141.
21. Benazzi, S.,Douka, K.,Fornai, C.,Bauer, C. C.,Kullmer, O.,Svoboda, J., Pap, I.,Mallegni, F.,Bayle, P.,Coquerelle, M.,Condemi, S., Ronchitelli, A.,Harvati, K.&Weber, G. W.(2011). Early dispersal of modern humans in Europe and implications for Neanderthal behaviour.Nature 479(7374), 525–529.
22. Biello, D.(2006). Overfishing could take seafood off the menu by 2048.Scientific American. Electronicfile available at <https://www.scientificamerican.com/article/overfishing-could-take-se/>. Accessed 29.07.2020.
23. Bird, M. I.,Hutley, L. B.,Lawes, M. J.,Lloyd, J.,Luly, J. G.,Ridd, P.V., Roberts, R. G.,Ulm, S.&Wurster, C. M.(2013). Humans, megafauna and environmental change in tropical Australia.Journal of Quaternary Science28(5), 439–452.
24. BirdLife International(2021) Species factsheet:Vermivora bachmanii. Electronicfile available at <http://www.birdlife.org>. Accessed 21.04.2021.
25. Bocquet-Appel, J.-P.(2011). When the world's population took off: the springboard of the Neolithic demographic transition.Science333(6042), 560–561.
26. Boehm, M. M. A.&Cronk, Q. C. B.(2021). Dark extinction: the problem of unknown historical extinctions.Biology Letters17, 20210007.
27. Bolam, F. C.,Mair, L.,Angelico, M.,Brooks, T. M.,Burgman, M., Hermes, C.,Hoffmann, M.,Martin, R. W.,McGowan, P. J. K., Rodrigues, A. S. L.,Rondinini, C.,Westrip, J. R. S.,Wheatley, H.,
28. Bedolla-Guzman, Y.,Calzada, J.,Child, M. F.,et al. (2020). How many bird and mammal extinctions has recent conservation action prevented?Conservation Letters14(1), e12762.
29. Bond, D. P. G.&Grasby, S. E.(2017). On the causes of mass extinctions. Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology478,3–29.
30. Bouquet, P.&Abdou, A.(2001). Recent extinct land snails (Euconulidae) from the Gambier Islands with remarkable apertural barriers.Pacific Science55, 121–127.
31. Bouquet, P.,Bary, S.,He'ros, V.&Marani, G.(2016). How many species of molluscs are there in the world's oceans, and who is going to describe them? Mémoires du Muséum national d'Histoire naturelle208,9–24.
32. Boxshall, G.&Hayes, P.(2019). Biodiversity and taxonomy of the parasitic Crustacea.Zoological Monographs3,72–134.
33. Brand, S.(2015). Rethinking Extinction. The idea that we are edging up to a mass extinction is not just wrong—it's a recipe for panic and paralysis. Electronicfile available at <https://aeon.co/essays/we-are-not-edging-up-to-a-mass-extinction>. Accessed 28.11.2019.
34. Brannen, P. (2017). Earth is not in the midst of a sixth mass extinction. The Atlantic, 13 June. Electronic file available at <https://www.theatlantic.com/science/archive/2017/06/the-ends-of-the-world/529545/>
35. Breure, A. S. H. (2019). Land snails. In Biodiversity of Pantepui: The Pristine “Lost World” of the Neotropical Guiana Highlands (eds V. Rull, T. Vegas-Vilarrúbia, O. Huber and C. Señaris), pp. 247– 261. Academic Press, London.
36. Briggs, J. C. (2014a). Fauna in decline: beyond extinction. Science 346, 820.
37. Briggs, J. C. (2014b). Global biodiversity: extinctions and originations. Research & Reviews in BioSciences 8(11), 414– 421.
38. Briggs, J. C. (2014c). Global biodiversity gain is concurrent with declining population sizes. Biodiversity Journal 5(4), 447– 452.
39. Briggs, J. C. (2015). Species extinction: frequency and biogeography. Environmental Skeptics and Critics 4(4), 96– 105.
40. Briggs, J. C. (2016). Global biodiversity loss: exaggerated versus realistic estimates. Environmental Skeptics and Critics 5(2), 20– 27.
41. Briggs, J. C. (2017). Emergence of a sixth mass extinction? Biological Journal of the Linnean Society 122, 243– 248.
42. Brooks, T. M., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A. B., Rylands, A. B., Konstant, W. R., Flick, P., Pilgrim, J., Oldfield, S., Magin, G. & Hilton-Taylor, C. (2002). Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. Conservation Biology 16, 909– 923.
43. Brummitt, N. A., Bachman, S. P., Griffiths-Lee, J., Lutz, M., Moat, J. F., Farjon, A., Donaldson, J. S., Hilton-Taylor, C., Meagher, T. R., Albuquerque, S., Aletrari, E., Andrews, A. K., Atchison, G., Baloch, E., Barlozzini, B., et al (2015). Green plants in the red: a baseline global assessment for the IUCN Sampled Red List index for plants. PLoS One 10(8), e0135152.
44. Buckley, T. R., Palma, R. L., Johns, P. M., Gleeson, D. M., Heath, A. C. G., Hitchmough, R. A. & Stringer, I. A. N. (2012). The conservation status of small or less well known groups of New Zealand terrestrial invertebrates. New Zealand Entomologist 35(2), 137– 143.
45. Bullis, D. A. & Rundell, R. J. (2021). Molecular phylogenetics and premating isolation in the punctoid land snails of Belau (Republic of Palau, Oceania). Zoologica Scripta 50(5), 555– 570.
46. Burgess, S. D., Bowering, S. & Shen, S.-Z. (2014). High-precision timeline for Earth's most severe extinction. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 111, 3316– 3321.
47. Burrows, S. (2018). Ocean fish could be extinct by 2048, ecologists warn. Return to Now. Electronic file available at <https://returntonow.net/2018/04/05/ocean-fish-could-be-extinct-by-2048-ecologists-warn/>. Accessed 29.07.2020.
48. Büscher, B., Sullivan, S., Neves, K., Igoe, J. & Brockington, D. (2012). Towards a synthesized critique of neoliberal biodiversity conservation. Capitalism Nature Socialism 23(2), 4– 30.
49. Butchart, S. H., Akçakaya, H. R., Chanson, J., Baillie, J. E., Collen, B., Quader, S., Turner, W. R., Amin, R., Stuart, S. N. & Hilton-Taylor, C. (2007). Improvements to the Red List Index. PLoS One 2(1), e140.
50. Butchart, S. H., Lowe, S., Martin, R. W., Symes, A., Westrip, J. R. & Wheatley, H. (2018). Which bird species have gone extinct? A novel quantitative classification approach. Biological Conservation 227, 9– 18.
51. Butchart, S. H., Stattersfield, A. J., Bennun, L. A., Shutes, S. M., Akçakaya, H. R., Baillie, J. E., Stuart, S. N., Hilton-Taylor, C. & Mace, G. M. (2004). Measuring global trends in the status of biodiversity: Red List Indices for birds. PLoS Biology 2(12), e383.
52. Butchart, S. H., Stattersfield, A. J. & Collar, N. J. (2006). How many bird extinctions have we prevented? Oryx 40(3), 266– 278.
53. Butchart, S. H., Walpole, M., Collen, B., Van Strien, A., Scharlemann, J. P., Almond, R. E., Baillie, J. E. M., Bomhard, B., Brown, C., Bruno, J., Carpenter, K. E., Carr, G. M., Chanson, J., Chenery, A. M., Csirke, J., et al. (2010). Global biodiversity: indicators of recent declines. Science 328(5982), 1164– 1168.
54. T. J. Cade & W. Burnham (eds) (2003). Return of the Peregrine: A North American Saga of Tenacity and Teamwork. The Peregrine Fund, Boise.
55. Cadotte, M. W. & Tucker, C. M. (2018). Difficult decisions: strategies for conservation prioritization when taxonomic, phylogenetic and functional diversity are not spatially congruent. Biological Conservation 225, 128– 133.
56. Cafaro, P. & Primack, R. (2014). Species extinction is a great moral wrong. Biological Conservation 170, 1– 2.
57. Cardoso, P., Borges, P. A., Triantis, K. A., Ferrández, M. A. & Martín, J. L. (2011). Adapting the IUCN Red List criteria for invertebrates. Biological Conservation 144(10), 2432– 2440.
58. Carlton, J. T. (1993). Neoxinctions of marine invertebrates. American Zoologist 33, 499– 509.

60. Carlton, J. T., Vermeij, G. J., Lindberg, D. R., Carlton, D. A. & Dubley, E. C. (1991). The first historical extinction of a marine invertebrate in an ocean basin: the demise of the eelgrass limpet *Lottia alveus*. *Biological Bulletin* 180(1), 72– 80.
61. Cassola, F. & Pearson, D. L. (2000). Global patterns of tiger beetle species richness (Coleoptera: Cicindelidae): their use in conservation planning. *Biological Conservation* 95, 197– 208.
62. Ceballos, G. & Ehrlich, P. R. (2018). The misunderstood sixth mass extinction. *Science* 360(6393), 1080– 1081.
63. Ceballos, G., Ehrlich, P. R., Barnosky, A. D., García, A., Pringle, R. M. & Palmer, T. M. (2015). Accelerated modern human-induced species losses: entering the sixth mass extinction. *Science Advances* 1(5), e1400253.
64. Ceballos, G., Ehrlich, P. R. & Dirzo, R. (2017). Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 114(30), E6089– E6096.
65. Ceballos, G., Ehrlich, P. R. & Raven, P. H. (2020). Vertebrates on the brink as indicators of biological annihilation and the sixth mass extinction. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 117(24), 13596– 13602.
66. Chan, K. M., Shaw, M. R., Cameron, D. R., Underwood, E. C. & Daily, G. C. (2006). Conservation planning for ecosystem services. *PLoS Biology* 4(11), e379.
67. Chapman, A. D. (2009). *Number of Living Species in Australia and the World, Second Edition*. Department of the Environment, Water, Heritage and the Arts, Australian Government, Canberra.
68. Chiba, S. & Cowie, R. H. (2016). Evolution and extinction of land snails on oceanic islands. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 47, 123– 141.
69. Christensen, C. C. (1982). A new species of Endodonta (Pulmonata, Endodontidae) from Oahu, Hawaii. *Malacological Review* 15, 135– 136.
70. Christensen, C. C., Kahn, J. G. & Kirch, P. V. (2018). Nonmarine mollusks from archaeological sites on Mo'orea, Society Islands, French Polynesia, with descriptions of four new species of recently extinct land snails (Gastropoda: Pulmonata: Endodontidae). *Pacific Science* 72(1), 95– 123.
71. Clarkson, C., Jacobs, Z., Marwick, B., Fullagar, R., Wallis, L., Smith, M., Roberts, R. G., Hayes, E., Lowe, K., Carah, X., Florin, S. A., McNeil, J., Cox, D., Arnold, L. J., Hua, Q., et al. (2017). Human occupation of northern Australia by 65,000 years ago. *Nature* 547(7663), 306– 310.
72. Clements, R., Ng, P. K. L., Lu, X. X., Ambu, S., Schilthuizen, M. & Bradshaw, C. J. A. (2008). Using biogeographical patterns of endemic land snails to improve conservation planning for limestone karsts. *Biological Conservation* 141, 2751– 2764.
73. Collar, N. J. (1998). Extinction by assumption; or, the Romeo error on Cebu. *Oryx* 32, 239– 243.
74. Collen, B., Dulvy, N. K., Gaston, K. J., Gärdenfors, U., Keith, D. A., Punt, A. E., Regan, H. M., Böhm, M., Hedges, S., Seddon, M., Butchart, S. H. M., Hilton-Taylor, C., Hoffmann, M., Bachman, S. P. & Akçakaya, H. R. (2016). Clarifying misconceptions of extinction risk assessment with the IUCN Red List. *Biology Letters* 12, 20150843.
75. Collier, K. J., Probert, P. K. & Jeffries, M. (2016). Conservation of aquatic invertebrates: concerns, challenges and conundrums. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 26(5), 817– 837.
76. Coloma, L. A., Duellman, W. E., Almendàriz, A. & Ron, S. R. (2010). Five new (extinct?) species of *Atelopus* (Anura: Bufonidae) from Andean Colombia, Ecuador, and Peru. *Zootaxa* 2574, 1– 54.
77. COP 15 (2021). Kunming Declaration. Electronic file available at <https://www.cbd.int/doc/c/df35/4b94/5e86e1ee09bc8c7d4b35aaf0/kunmingdeclaration-en.pdf>. Accessed 17.10.2021.
78. Cowie, R. H., Fontaine, B. & Bouchet, P. (in press). Non-marine molluscs. In *The Living Planet: The State of the World's Wildlife* (ed. N. Maclean). Cambridge University Press, Cambridge.
79. Cowie, R. H., Régnier, C., Fontaine, B. & Bouchet, P. (2017). Measuring the Sixth Extinction: what do mollusks tell us? *The Nautilus* 131, 3– 41.
80. Craig, D. A. & Porch, N. (2013). Subfossils of extinct and extant species of Simuliidae (Diptera) from Austral and Cook Islands (Polynesia): anthropogenic extirpation of an aquatic insect? *Zootaxa* 3641(4), 448– 462.
81. Cronk, Q. (2016). Plant extinctions take time. *Science* 353(6298), 446– 447.
82. Crutzen, P. J. (2002). Geology of mankind. *Nature* 415, 23.
83. Crutzen, P. J. & Stoermer, E. F. (2000). The “Anthropocene”. *Global Change Newsletter* 41, 17– 18.
84. Czekanski-Moir, J. & Rundell, R. J. (2020). Endless forms most stupid, icky, and small: the preponderance of noncharismatic invertebrates as integral to a biologically sound view of life. *Ecology and Evolution* 10, 12638– 12649.
85. Dasgupta, P. S. & Ehrlich, P. R. (2019). Why we're in the Sixth Great Extinction and what it means to humanity. In *Biological Extinction: New Perspectives* (eds P. Dasgupta, P. H. Raven and A. L. McIvor), pp. 262– 284. Cambridge University Press, Cambridge.
86. Deer, J. (2019). Quenched: five fires for thinking extinction. *Oxford Literary Review* 41, 1– 17.
87. Desquilbet, M., Gaume, L., Grippa, M., Céréghino, R., Humbert, J. F., Bonmatin, J. M., Cornillon, P. A., Maes, D., Van Dyck, H. & Goulson, D. (2020). Comment on “Meta-analysis reveals declines in terrestrial but increases in freshwater insect abundances”. *Science* 370(6523), eabd8947.
88. De Vos, J. M., Joppa, L. N., Gittleman, J. L., Stephens, P. R. & Pimm, S. L. (2015). Estimating the normal background rate of species extinction. *Conservation Biology* 29(2), 452–462.
89. de Weerd, W. H. & Glynn, P. W. (1991). A new and presumably now extinct species of *Millepora* (Hydrozoa) in the eastern Pacific. *Zoologische Mededelingen* 65(20), 267–276.
90. Diamond, J. M. (1987). Extant unless proven extinct? Or, extinct unless proven extant? *Conservation Biology* 1, 77–79.
91. Diamond, J. M. (1989). The present, past and future of human-caused extinctions. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B, Biological Sciences* 325(1228), 469–477.
92. Díaz, J. M., Gast, F. & Torres, D. C. (2009). Rediscovery of a Caribbean living fossil: *Pholadomya candida* G. B. Sowerby I, 1823 (Bivalvia: Anomalodesmata: Pholadomyoidea). *The Nautilus* 123(1), 19–20.
93. Dijkstra, K.-D. B. (2016). Restore our sense of species. *Nature* 533, 172–174.
94. Ding, C., Jiang, X., Xiu, Z. & Brosse, S. (2017). Seventy-five years of biodiversity decline offish assemblages in Chinese isolated plateau lakes: widespread introductions and extirpations of narrow endemics lead to regional loss of dissimilarity. *Diversity and Distributions* 23, 171–184.
95. Dirzo, R., Young, H. S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N. J. B. & Collen, B. (2014). Defaunation in the Anthropocene. *Science* 345, 401–406.
96. Dong, Y.-W., Huang, X.-W. & Reid, D. C. (2015). Rediscovery of one of the very few ‘unequivocally extinct’ species of marine molluscs: *Littoraria flammea* (Philippi, 1847) lost, found—and lost again? *Journal of Molluscan Studies* 81(3), 313–321.
97. Dunn, R. (2005). Modern insect extinctions, the neglected majority. *Conservation Biology* 19, 1030–1036.
98. Dunn, R., Harris, N. C., Colwell, R. K., Koh, L. P. & Sodhi, N. S. (2009). The sixth mass coextinction: are most endangered species parasites and mutualists? *Proceedings of the Royal Society B* 276, 3037–3045.
99. Durden, C. J. (1966). Lake deposits in central Colorado and a new fossil insect locality. *Journal of Paleontology* 40(1), 215–219.

102. Eisenhauer, N., Bonn, A. & Guerra, C. A. (2019). Recognizing the quiet extinction of invertebrates. *Nature Communications* 10, 1–3.
103. Elias, S. A. (1991). Insects and climate change. Fossil evidence from the Rocky Mountains. *BioScience* 41(8), 552–559.
104. Elphick, C. S., Roberts, D. L. & Reed, J. M. (2010). Estimated dates of recent extinctions for North American and Hawaiian birds. *Biological Conservation* 143(3), 617–624.
105. Engel, M. S., Cerri, A. C. L. M., Daniel, G. M., Dellape, P. M., Lobl, I., Marinov, M., Reis, R. E., Young, M. T., Dubois, A., Agarwal, A., Lehmann, A., P., Alvarado, M., Alvarez, N., Andreone, F., Araujo-Vieira, K., et al. (2021). The taxonomic impediment: a shortage of taxonomists, not the lack of technical approaches. *Zoological Journal of the Linnean Society* 193, 381–387.
106. Erwin, D. H. (2014). Temporal acuity and the rate and dynamics of mass extinctions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 111, 3203–3204.
107. Essl, F., Moser, D., Dirnböck, T., Dullinger, S., Milasowsky, N., Winter, M. & Rabitch, W. (2013). Native, alien, endemic, threatened, and extinct species diversity in European countries. *Biological Conservation* 164, 90–97.
108. Fan, P.-F., Yang, L., Liu, Y. & Lee, T. M. (2020). Build up conservation research capacity in China for biodiversity governance. *Nature Ecology & Evolution* 4, 162–167.
109. Fattorini, S. & Borges, P. A. V. (2012). Species-area relationships underestimate extinction rates. *Acta Oecologica* 40, 27–30.
110. Fernandes, A. M. (2013). Fine-scale endemism of Amazonian birds in a threatened landscape. *Biodiversity and Conservation* 22(11), 2683–2694.
111. Ferreira, R. L., Giribet, G., Du Preez, G., Ventouras, O., Janion, C. & Silva, M. S. (2020). The Wynberg cave system, the most important site for cave fauna in South Africa at risk. *Subterranean Biology* 36, 73–81.
112. Figueiredo, L., Krauss, J., Steffan-Dewenter, I. & Cabral, J. S. (2019). Understanding extinction debts: spatio-temporal scales, mechanisms and a roadmap for future research. *Ecography* 42, 1973–1990.
113. Fischer, E. & Rahelivololona, M. E. (2002). New taxa of Impatiens (Balsaminaceae) from Madagascar. *Adansonia* 24(2), 271–294.
114. Fontaine, B., Bouchet, P., Van Achtenberg, K., Alonso-Zarazaga, M. A., Araujo, R., Asche, M., Aspöck, U., Audisio, P., Aukema, B., Bailly, N., Balsamo, M., Bank, R. A., Barnard, P., Belfiore, C., Bogdanowicz, W., et al. (2007). The European Union's 2010 target: putting rare species in focus. *Biological Conservation* 139, 167–185.
115. Fontaine, B., Perrard, A. & Bouchet, P. (2012). 21 years of shelf life between discovery and description of new species. *Current Biology* 22(22), R943–R944.
116. Fox, R., Harrower, C. A., Bell, J. R., Shortall, C. R., Middlebrook, I. & Wilson, R. J. (2019). Insect population trends and the IUCN Red List process. *Journal of Insect Conservation* 23(2), 269–278.
117. Freyhof, J. & Kottelat, M. (2008). *Coregonus oxyrinchus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T5380A11126034. Electronic file available at <https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T5380A11126034.en>. Accessed 22.07.2020.
118. Gaston, K. J. & Blackburn, T. M. (1996). Range size–body size relationships: evidence of scale dependence. *Oikos* 75, 479–485.
119. Gerlach, J. (2016). *Icons of Evolution: Pacific Island Tree-Snails of the Family Partulidae*. Phelsuma Press, Cambridge.
120. Glynn, P. W. & Feingold, J. S. (1992). Hydrocoral species not extinct. *Science* 257(5078), 1845.
121. Gravili, C., Bevilacqua, S., Terlizzi, A. & Boero, F. (2015). Missing species among Mediterranean non-Siphonophoran Hydrozoa. *Biodiversity and Conservation* 24, 1329–1357.
122. Hallmann, C. A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hören, 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(10), e0185809.
123. Hansson, S. O. (2017). Science denial as a form of pseudoscience. *Studies in History and Philosophy of Science* 63, 39–47.
124. Harcourt, A. H. (2016). Human phylogeography and diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 113(29), 8072–8078.
125. Harper, D. A. T., Hammarlund, E. U. & Rasmussen, C. M. Ø. (2014). End Ordovician extinctions: a coincidence of causes. *Gondwana Research* 25, 1294–1307.
126. He, F. & Hubbell, S. (2013). Estimating extinction from species-area relationships: why the numbers do not add up. *Ecology* 94, 1905–1912.
127. Hedges, S. B. & Conn, C. E. (2012). A new skink fauna from Caribbean islands (Squamata, Mabuyidae, Mabuyinae). *Zootaxa* 3288, 1–244.
128. Helgen, K. M., Helgen, L. E. & Wilson, D. E. (2009). Pacific flying foxes (Mammalia: Chiroptera): two new species of *Pteropus* from Samoa, probably extinct. *American Museum Novitates* 3646, 1–37.
129. Henehan, M. J., Hull, P. M., Penman, D. E., Rae, J. & Schmidt, D. N. (2016). Biogeochemical significance of pelagic ecosystem function: an end-Cretaceous case study. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 371, 20150510.
130. Henn, B. M., Cavalli-Sforza, L. L. & Feldman, M. W. (2012). The great human expansion. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 109(44), 17758–17764.
131. Hershkovitz, I., Weber, G. W., Quam, R., Duval, M., Grün, R., Kinsley, L., Ayalon, A., Bar-Matthews, M., Valladas, H., Mercier, N., Arsuaga, J. L., Martínón-Torres, M., Bermúdez de Castro, J. M., Fornai, C., Martín-Francés, L., et al. (2018). The earliest modern humans outside Africa. *Science* 359, 456–459.
132. Hershler, R., Liu, H.-P. & Howard, J. (2014). Springsnails: a new conservation focus in western North America. *BioScience* 64, 693–700.
133. Heywood, V. H. & Stuart, S. N. (1992). Species extinctions in tropical forests. In *Tropical Deforestation and Species Extinction* (eds T. C. Whitmore and J. A. Sayer), pp. 91–117. Chapman & Hall, London.
134. Holden, A. R., Southon, J. R., Will, K., Kirby, M. E., Aalbu, R. L. & Markey, M. J. (2017). A 50,000 year insect record from Rancho La Brea, Southern California: insights into past climate and fossil deposition. *Quaternary Science Reviews* 168, 123–136.
135. Hull, P. M. (2015). Life in the aftermath of mass extinctions. *Current Biology* 25, R941–R952.
136. Hull, P. M., Darroch, S. A. F. & Erwin, D. H. (2015). Rarity in mass extinctions and the future of ecosystems. *Nature* 528, 345–351.
137. Hull, P. M., Bornemann, A., Penman, D. E., Henehan, M. J., Norris, R. D., Wilson, P. A., Blum, P., Alegret, L., Batenburg, S. J., Bown, P. R., Bralower, T. J., Cournede, C., Deutsch, A., Donner, B., Friedrich, O., et al. (2020). On impact and volcanism across the Cretaceous–Paleogene boundary. *Science* 367, 266–272.
138. Humphreys, A. M., Govaerts, R., Ficinski, S. Z., Lughadha, E. N. & Vorontsova, M. S. (2019). Global dataset shows geography and life form predict modern plant extinction and rediscovery. *Nature Ecology & Evolution* 3, 1043–1047.
139. IISE (2012). *Retro SOS 2000–2009, a Decade of Species Discovery in Review*. International Institute for Species Exploration, Tempe.
140. IPBES (2019). *Summary for Policymakers of the Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. IPBES secretariat, Bonn.
141. Isaac, N. B. J., Turvey, S. T., Collen, B., Waterman, C. & Baillie, J. E. M. (2007). Mammals on the EDGE: conservation priorities based on threat and phylogeny. *PLoS One* 2, e296.
142. IUCN [International Union for Conservation of Nature] (2012). *IUCN Red List Categories and Criteria*. Version 3.1, 2nd Edition. IUCN, Gland and Cambridge.
143. IUCN [International Union for Conservation of Nature] Standards and Petitions Subcommittee (2019). *Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria*. Version 14. IUCN, Gland.
144. IUCN [International Union for Conservation of Nature] (2020). *The IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2020-2. IUCN, Gland.
145. Jäch, M. A. & Balke, M. (2008). Global diversity of water beetles (Coleoptera) in freshwater. *Hydrobiologia* 595, 419–442.

146. Jackson, J. B. C., Kirby, M. X., Berger, W. H., Bjorndal, K. A., Botsford, L. W., Bourque, B. J., Bradbury, R. H., Cooke, R., Erlandson, J., Estes, J. A., Hughes, T. P., Kidwell, S., Lange, C. B., Lenihan, H. S., Pandolfi, J. M., et al. (2001). Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science* 293(5530), 629–637.
147. James, H. F. & Olson, S. L. (1991). Descriptions of thirty-two new species of Hawaiian birds: part II. Passeriformes. *Ornithological Monographs* 46, 1–88.
148. Janzen, D. H. (2001). Latent extinction – the living dead. *Encyclopedia of Biodiversity* 4, 590–598.
149. Jones, H. P., Holmes, N. D., Butchart, S. H. M., Tershy, B. R., Kappes, P. J., Corkery, I., Aguirre-Muñoz, A., Armstrong, D. P., Bonnaud, E., Burbidge, A. A., Campbell, K., Courchamp, F., Cowan, P. E., Cuthbert, R. J., Ebbert, S., et al. (2016). Invasive mammal eradication on islands results in substantial conservation gains. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 113(15), 4033–4038.
150. Jylhä, K. M. (2018). Denial versus reality of climate change. In *Encyclopedia of the Anthropocene Volume 2* (eds D. A. DellaSala and M. I. Goldstein), pp. 487–492. Elsevier, Oxford.
151. Kareiva, P. & Marvier, M. (2007). Conservation for the people. *Scientific American* 297(4), 50–57.
152. Kareiva, P. & Marvier, M. (2012). What is conservation science? *BioScience* 62(11), 962–969.
153. Kareiva, P., Lalasz, R. & Marvier, M. (2011). Conservation in the Anthropocene. Beyond solitude and fragility. *Breakthrough Journal* 2, 29–37.
154. Keith, D. A., Butchart, S. H. M., Regan, H. M., Harrison, I., Akçakaya, H. R., Solow, A. R. & Burgman, M. A. (2017). Inferring extinctions I: a structured method using information on threats. *Biological Conservation* 214, 320–327.
155. Kolbert, E. (2014). *The Sixth Extinction. An Unnatural History*. Henry Holt and Company, New York.
156. Korovchinsky, N. M. & Petkovski, T. K. (2014). The ancient Balkan lakes harbor a new endemic species of *Diaphanosoma* Fischer, 1850 (Crustacea: Branchiopoda: Cladocera). *Zootaxa* 3784(5), 539–549.
157. Lacher, T. E. & Hilton-Taylor, C. (2018). The IUCN Red List: assessing extinction risk in the Anthropocene. In *Encyclopedia of the Anthropocene. Volume 2* (eds D. A. DellaSala and M. I. Goldstein), pp. 333–339. Elsevier, Oxford.
158. Lamkin, M. & Miller, A. I. (2016). On the challenge of comparing contemporary and deep-time biological-extinction rates. *BioScience* 66(9), 785–789.
159. Last, P. R., Edgar, G. & Stuart-Smith, R. (2020). *Sympterygichthys unipennis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2020: e.T123423283A123424374. Electronic file available at <https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-1.RLTS.T123423283A123424374.en>. Accessed 21.07.2020.
160. Laurance, W. F. (2019). The Anthropocene. *Current Biology* 29, R953–R954.
161. Leakey, R. & Lewin, R. (1995). *The Sixth Extinction: Patterns of Life and the Future of Humankind*. Doubleday, New York.
162. Leather, S. R. (2017). “Ecological Armageddon” - more evidence for the drastic decline in insect numbers. *Annals of Applied Biology* 172(1), 1–3.
163. Lees, A. C., Attwood, S., Barlow, J. & Phalan, B. (2020). Biodiversity scientists must fight the creeping rise of extinction denial. *Nature Ecology & Evolution* 4, 1440–1443.
164. Lees, A. C. & Pimm, S. L. (2015). Species extinct before we know them? *Current Biology* 25(5), R177–R180.
165. Leite, Y. L. R., Kok, P. J. R. & Weksler, M. (2015). Evolutionary affinities of the ‘Lost World’ mouse suggest a late Pliocene connection between the Guiana and Brazilian shields. *Journal of Biogeography* 42, 706–715.
166. Lenton, T. M. (2019). Biodiversity and global change. From Creator to victim. In *Biological Extinction: New Perspectives*, (eds P. Dasgupta, P. H. Raven & A. L. Mclvor), pp. 34–79. Cambridge University Press, Cambridge.
167. Leung, B., Hargreaves, A. L., Greenberg, D. A., McGill, B., Dornelas, M. & Freeman, R. (2020). Clustered versus catastrophic global vertebrate declines. *Nature* 588(7837), 267–271.
168. Lewis, O. T. (2006). Climate change, species-area curves and the extinction crisis. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 361, 163–171.
169. Ling, M.-X., Zhan, R.-B., Wang, G.-X., Wang, Y., Amelin, Y., Tang, P., Liu, J.-B., Jin, J., Huang, B., Wu, R.-C., Xue, S., Fu, B., Bennett, V. C., Wei, X., Luan, X.-C., et al. (2019). An extremely brief end Ordovician mass extinction linked to abrupt onset of glaciation. *Solid Earth Sciences* 4, 190–198.
170. Livezey, B. C. (2003). Evolution of flightlessness in rails (Gruiformes: Rallidae): phylogenetic, ecomorphological, and ontogenetic perspectives. *Ornithological Monographs* 53, 1–654.
171. Loehle, C. & Eschenbach, W. (2012). Historic bird and mammal extinction: rates and causes. *Diversity and Distributions* 18, 84–91.
172. Lomborg, B. (2001). *The Skeptical Environmentalist: Measuring the Real State of the World*. Cambridge University Press, Cambridge.
173. López, S., van Dorp, L. & Hellenthal, G. (2015). Human dispersal out of Africa: a lasting debate. *Evolutionary Bioinformatics* 11(Suppl. 2), 57–68.
174. López-Corona, O. & Magallanes-Guijón, G. (2020). It is not an Anthropocene; it is really the Technocene: names matter in decision making under planetary crisis. *Frontiers in Ecology and Evolution* 8, 214.
175. Lowry, M. S., Condit, R., Hatfield, B., Allen, S. G., Berger, R., Morris, P. A., Le Boeuf, B. J. & Reiter, J. (2014). Abundance, distribution, and population growth of the northern elephant seal (*Mirounga angustirostris*) in the United States from 1991 to 2010. *Aquatic Mammals* 40(1), 20–31.
176. Mace, G. M. (1994). Classifying threatened species: means and ends. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 344, 91–97.
177. MacLeod, N. (2014). The geological extinction record: history, data, biases, and testing. In *Volcanism, Impacts, and Mass Extinctions: Causes and Effects*. Geological Society of America Special Paper 505 (eds G. Keller and A. C. Kerr), pp. 1–28. Geological Society of America, Boulder.
178. Malhi, Y. (2017). The concept of the Anthropocene. *Annual Review of Environment and Resources* 42, 77–104.
179. Malhi, Y., Doughty, C. E., Galetti, M., Smith, F. A., Svenning, J.-C. & Terborgh, J. W. (2016). Megafauna and ecosystem function from the Pleistocene to the Anthropocene. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 113(4), 838–846.
180. Manne, L. L., Brooks, T. M. & Pimm, S. L. (1999). Relative risk of extinction of passerine birds on continents and islands. *Nature* 399, 258–261.
181. Masood, E. (2018). Battle over biodiversity. An ideological clash could undermine a crucial assessment of the world’s disappearing plant and animal life. *Nature* 560, 423–425.
182. Mateo, P., Keller, G., Punekar, J. & Spangenberg, J. E. (2017). Early to late Maastrichtian environmental changes in the Indian Ocean compared with Tethys and South Atlantic. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 478, 121–138.
183. Matisoo-Smith, E. & Daugherty, C. (2012). Africa to Aotearoa: the longest migration. *Journal of the Royal Society of New Zealand* 42(2), 87–92.
184. Mawdsley, N. A. & Stork, N. E. (1995). Species extinctions in insects: ecological and biogeographical considerations. In *Insects in a Changing Environment* (eds R. Harrington and N. E. Stork), pp. 322–369. Academic Press, London.
185. McCallum, M. L. (2007). Amphibian decline or extinction? Current declines dwarf background extinction rate. *Journal of Herpetology* 41(3), 483–491.
186. McCallum, M. L. (2015). Vertebrate biodiversity losses point to a sixth mass extinction. *Biodiversity and Conservation* 24, 2497–2519.
187. McKinney, M. L. (1999). High rates of extinction and threat in poorly studied taxa. *Conservation Biology* 13(6), 1273–1281.
188. Meine, C. (2018). Biodiversity conservation. In *Encyclopedia of the Anthropocene Volume 2* (eds D. A. DellaSala and M. I. Goldstein), pp. 205–214. Elsevier, Oxford.

189. Meiri, S., Bauer, A. M., Allison, A., Castro-Herrera, F., Chirio, L., Colli, G., Das, I., Doan, T. M., Glaw, F., Grismer, L. L., Hoogmoed, M., Kraus, F., LeBreton, M., Meirte, D., Nagy, Z. T., et al. (2018). Extinct, obscure or imaginary: the lizard species with the smallest ranges. *Diversity and Distributions* 24, 262– 273.
190. Merckx, V. S. F. T., Hendriks, K. P., Beentjes, K. K., Mennes, C. B., Becking, L. E., Peijnenburg, K. T. C. A., Afendy, A., Arumugam, N., de Boer, H., Biun, A., Buang, M. M., Chen, P. P., Chung, A. Y. C., Dow, R., Feijen, F. A. A., et al. (2015). Evolution of endemism on a young tropical mountain. *Nature* 524, 347– 350.
191. Meltzer, D. J. (2020). Overkill, glacial history, and the extinction of North America's ice age megafauna. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 117(46), 28555– 28563.
192. Mesibov, R. (2004). Spare a thought for the losers. *Australian Zoologist* 32(4), 505– 507.
193. Middleton, D (2017). The Carbon-Fed “Sixth Mass Genesis” – An Anthropocene Success Story! Electronic file available at <https://wattsupwiththat.com/2017/07/14/the-carbon-fed-sixth-mass-genesis-an-anthropocene-success-story/>. Accessed 21.09.2018.
194. Moldovan, O. T., Iepure, S., Brad, T., Kenezs, M., Mirea, I. C. & Năstase-Bucur, R. (2020). Database of Romanian cave invertebrates with a Red List of cave species and a list of hotspot/coldspot caves. *Biodiversity Data Journal* 8, e53571.
195. Molina, E. (2015). Evidence and causes of the main extinction events in the Paleogene based on extinction and survival patterns of Foraminifera. *Earth-Science Reviews* 140, 166– 181.
196. MolluscaBase editors (2021). MolluscaBase. Electronic file available at <http://www.molluscabase.org> Accessed 13.10.2021.
197. Monte-Luna, P., DEL, Lluch-Belda, D., Serviere-Zaragoza, E., Carmona, R., Reyes-Bonilla, H., Auriolles-Gamboia, D., Castro-Aguirre, J. L., Guzmán del Prío, S. A., Trujillo-Millán, O. & Brook, B. W. (2007). Marine extinctions revisited. *Fish and Fisheries* 8(2), 107– 122.
198. Moore, R. (2014). In Search of Lost Frogs. Firefly Books, Richmond Hill.
199. Mora, C., Tittensor, D. P., Adl, S., Simpson, A. G. B. & Worm, B. (2011). How many species are there on Earth and in the ocean? *PLoS Biology* 9(8), e1001127.
200. Murphy, M. P., Adams, A. & Austin, A. D. (2009). Independent colonization and extensive cryptic speciation of freshwater amphipods in the isolated groundwater springs of Australia's Great Artesian Basin. *Molecular Ecology* 18, 109– 122.
201. Myers, N. (2003). Biodiversity hotspots revisited. *BioScience* 53(10), 916– 917.
202. Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A. & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403(6772), 853– 858.
203. Myers, R. A. & Worm, B. (2003). Rapid worldwide depletion of predatory fish communities. *Nature* 423, 280– 283.
204. National Park Service (2018). Bachman's Warbler Searches at Congaree National Park. Electronic file available at <https://www.nps.gov/rlc/ogbfrec/bachmans.htm>. Accessed 21.04.2021.
205. New, T. R. (1997). Neuroptera of Australia: faunal elements, diversity and relationships. *Deutsche Entomologische Zeitschrift* 44, 259– 265.
206. Nieminen, P., Ryykkäs, E. & Mustonen, A.-M. (2015). Experiential thinking in creationism—a textual analysis. *PLoS One* 10(3), e0118314.
207. Olson, S. L. & James, H. F. (1991). Descriptions of thirty-two new species of birds from the Hawaiian Islands: part I. Non-Passeriformes. *Ornithological Monographs* 45, 1– 88.
208. Orihuela, J., Viñola, L. W., Vázquez, O. J., Mychajliw, A. M., de Lara, O. H., Lorenzo, L. & Centeno, J. A. (2020). Assessing the role of humans in Greater Antillean land vertebrate extinctions: new insights from Cuba. *Quaternary Science Reviews* 249, 106597.
209. Pauly, D. (1995). Anecdotes and the shifting baseline syndrome of fisheries. *Trends in Ecology and Evolution* 10(10), 430.
210. Pauly, D., Watson, R. & Alder, J. (2005). Global trends in world fisheries: impacts on marine ecosystems and food security. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 360, 5– 12.
211. Penz, C., Simonsen, T. J. & Devries, P. (2011). A new *Orobassolis* butterfly (Nymphalidae, Brassolini): a casualty of habitat destruction. *Zootaxa* 2740, 35– 43.
212. Peters, H., O'Leary, B. C., Hawkins, J. P., Carpenter, K. E. & Roberts, C. M. (2013). Conus: first comprehensive conservation Red List assessment of a marine gastropod mollusc genus. *PLoS One* 8(12), e83353.
213. Pimm, S. L., Jenkins, C. N., Abell, R., Brooks, R. M., Gittleman, J. L., Joppa, L. N., Raven, P. H., Roberts, C. M. & Sexton, J. O. (2014). The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science* 344(6187), 1246752.
214. Pimm, S. L., Moulton, M. P. & Justice, L. J. (1994). Bird extinctions in the central Pacific. *Philosophical Transactions of the Royal Society, London*, B 344, 27– 33.
215. Pimm, S. L. & Raven, P. H. (2000). Biodiversity: extinction by numbers. *Nature* 403(6772), 843– 845.
216. Pimm, S. L. & Raven, P. H. (2019). The state of the World's biodiversity. In *Biological Extinction: New Perspectives* (eds P. Dasgupta, P. H. Raven and A. L. Mclvor), pp. 80– 112. Cambridge University Press, Cambridge.
217. Pimm, S., Raven, P., Peterson, A., Şekercioğlu, Ç. H. & Ehrlich, P. H. (2006). Human impacts on the rates of recent, present, and future bird extinctions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 103(29), 10941– 10946.
218. Pimm, S. L., Russell, G. J., Gittleman, J. L. & Brooks, T. M. (1995). The future of biodiversity. *Science* 269, 347– 350.
219. Platt, J. R. (2019). Rise of the extinction deniers. Electronic file available at <https://blogs.scientificamerican.com/extinction-countdown/rise-of-the-extinction-deniers/>. Accessed 3.10.2021.
220. Plotnick, R. E., Smith, F. A. & Lyons, S. K. (2016). The fossil record of the sixth extinction. *Ecology Letters* 19, 546– 553.
221. Poinar, G. O. Jr. (1993). Insects in amber. *Annual Review of Entomology* 38(1), 145– 159.
222. Ponder, W. F. & Clark, G. A. (1990). A radiation of hydrobiid snails in threatened artesian springs in western Queensland. *Records of the Australian Museum* 42(3), 301– 363.
223. Porch, N. & Smith, T. R. (2017). New *Pycnomerus* Erichson (Coleoptera: Zopheridae: Pycnomerini) from Rimatara, French Polynesia. *Zootaxa* 4237(1), 154– 166.
224. Prathapan, K. D., Pethiyagoda, R., Bawa, K. S., Raven, P. H., Rajan, P. D., Acosta, L. E., Adams, B., Adl, S., Ahyon, S. T., Anderson, R., Arango, C. P., Arnedo, M. A., Arbruster, J. W., Avila, L. J., Azevedo, C. O., et al. (2018). When the cure kills – CBD limits biodiversity research. *Science* 360(6396), 1405– 1406.
225. Pylon, R. A. (2017). We don't need to save endangered species. Extinction is part of evolution. *The Washington Post*, 22 November 2017. Electronic file available at [https://www.washingtonpost.com/outlook/we-dont-need-to-save-endangered-species-extinction-is-part-of-evolution/2017/11/21/57fc5658-cdb4-11e7-a1a3-0d1e45a6de3d\\_story.html?utm\\_term=.c21c77675200](https://www.washingtonpost.com/outlook/we-dont-need-to-save-endangered-species-extinction-is-part-of-evolution/2017/11/21/57fc5658-cdb4-11e7-a1a3-0d1e45a6de3d_story.html?utm_term=.c21c77675200). Accessed 23.08.2018.
226. RBG Kew (2016). The State of the World's Plants Report – 2016. Royal Botanic Gardens, Kew.
227. Redding, D. W. & Mooers, A. Ø. (2006). Incorporating evolutionary measures into conservation prioritization. *Conservation Biology* 20(6), 1670– 1678.
228. Régnier, C., Fontaine, B. & Bouchet, P. (2009). Not knowing, not recording, not listing: numerous unnoticed mollusk extinctions. *Conservation Biology* 23, 1214– 1221.
229. Régnier, C., Achaz, G., Lambert, A., Cowie, R. H., Bouchet, P. & Fontaine, B. (2015a). Mass extinction in poorly known taxa. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 112(25), 7761– 7766.
230. Régnier, C., Bouchet, P., Hayes, K. A., Yeung, N. W., Christensen, C. C., Chung, D. J. D., Fontaine, B. & Cowie, R. H. (2015b). Extinction in a hyperdiverse endemic Hawaiian land snail family and implications for the underestimation of invertebrate extinction. *Conservation Biology* 29(6), 1715– 1723.

231. Rejmánek, M. (2018). Vascular plant extinctions in California: a critical assessment. *Diversity and Distributions* 24(1), 129–136.
232. Renne, P. T., Deino, A. L., Hilgen, F. J., Kuiper, K. F., Mark, D. F., Mitchell, W. S. III, Morgan, L. E., Mundil, R. & Smit, J. (2013). Time scales of critical events around the Cretaceous-Paleogene boundary. *Science* 339, 684–687.
233. Ricciardi, A. & Ryan, R. (2018a). Invasive species denialism revisited: response to Sagoff. *Biological Invasions* 20, 2731–2738.
234. Ricciardi, A. & Ryan, R. (2018b). The exponential growth of invasive species denialism. *Biological Invasions* 20, 549–553.
235. Richling, I. & Bouchet, P. (2013). Extinct even before scientific recognition: a remarkable radiation of helicid snails (Helicinidae) on the Gambier Islands, French Polynesia. *Biodiversity and Conservation* 22, 2433–2468.
236. Rieth, T. M., Hunt, T. L., Lipo, C. & Wilmshurst, J. M. (2011). The 13th century Polynesian colonization of Hawai'i [sic] Island. *Journal of Archaeological Science* 38, 2740–2749.
237. Říhová, D., Janovský, Z., Horsák, M. & Juříčková, L. (2018). Shell decomposition rates in relation to shell size and habitat conditions in contrasting types of Central European forests. *Journal of Molluscan Studies* 84(1), 54–61.
238. Ripple, W. J., Wolf, C., Newsome, T. M., Galetti, M., Alamgir, M., Crist, E. & 15,364 scientist signatories from 184 countries (2017). World scientists' warning to humanity: a second notice. *BioScience* 67(12), 1026–1028.
239. Roberts, C. M. & Hawkins, J. P. (1999). Extinction risk in the sea. *Trends in Ecology and Evolution* 14(6), 241–246.
240. Roberts, D. L. & Jarić, I. (2016). Inferring extinction in North American and Hawaiian birds in the presence of sighting uncertainty. *PeerJ* 4, e2426.
241. Rocha-Ortega, M., Rodríguez, P. & Córdoba-Aguilar, A. (2021). Geographical, temporal and taxonomic biases in insect GBIF data on biodiversity and extinction. *Ecological Entomology* 46(4), 718–728.
242. Rodrigues, A. S. L., Pilgrim, J. D., Lamoreux, J. F., Hoffmann, M. & Brooks, T. M. (2006). The value of the IUCN Red List for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 21(2), 71–76.
243. Rolston, H. III (2018). Endangered species and biodiversity. In *Encyclopedia of the Anthropocene*. Volume 2 (eds D. A. DellaSala and M. I. Goldstein), pp. 199–203. Elsevier, Oxford.
244. Rosenberg, G. (2014). A new critical estimate of named species level diversity of the Recent Mollusca. *American Malacological Bulletin* 32, 308–322.
245. Y. Roskov, G. Ower, T. Orrell, D. Nicolson, N. Bailly, P. M. Kirk, T. Bourgoin, R. E. DeWalt, W. Decock, E. Nieuwerkerken L. & Penev, eds. (2019). Species 2000 & ITIS Catalogue of Life, 2019 Annual Checklist. Species 2000: Naturalis, Leiden. Electronic file available at [www.catalogueoflife.org/annual-checklist/2019](http://www.catalogueoflife.org/annual-checklist/2019)
246. Rossini, R. A., Fensham, R. J., Stewart, B., Gotch, K. T. & Kennard, M. J. (2018). Biogeographical patterns of endemic diversity and its conservation in Australia's artesian desert springs. *Diversity and Distributions* 24, 1199–1216.
247. Rózsa, L. & Vas, Z. (2015). Co-extinct and critically co-endangered species of parasitic lice, and conservation-induced extinction: should lice be reintroduced to their hosts? *Oryx* 49(1), 107–110.
248. Rubinoff, D. (2017). Hawaiian Lepidoptera represent remarkable diversity that is disappearing before it can be discovered [sic]. *News of The Lepidopterists' Society* 59(4), 202–204.
249. Rull, V., Vegas-Vilarrúbia, T., Huber, H. & Señaris, C. (2019). Biodiversity of Pantepui: The Pristine “Lost World” of the Neotropical Guiana Highlands. Academic Press, London.
250. Rutjens, B. T., van der Linden, S. & van der Lee, R. (2021). Science skepticism in times of COVID-19. *Group Processes & Intergroup Relations* 24(2), 276–283.
251. Rybicki, J. & Hanski, I. (2013). Species–area relationships and extinctions caused by habitat loss and fragmentation. *Ecology Letters* 16, 27–38.
252. Sallan, L. C. & Coates, M. I. (2010). End-Devonian extinction and a bottleneck in the early evolution of modern jawed vertebrates. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 107, 10131–10135.
253. Saltré, F., Chadoeuf, J., Peters, K. J., McDowell, M. C., Friedrich, T., Timmermann, A., Ulm, S. & Bradshaw, C. J. A. (2019). Climate-human interaction associated with southeast Australian megafauna extinction patterns. *Nature Communications* 10, 5311.
254. Sandom, C., Faurby, S., Sandel, B. & Svenning, J. C. (2014). Global late Quaternary megafauna extinctions linked to humans, not climate change. *Proceedings of the Royal Society B* 281(1787), 20133254.
255. Sartori, A. F., Gargominy, O. & Fontaine, B. (2013). Anthropogenic extinction of Pacific land snails: a case study of Rurutu, French Polynesia, with description of eight new species of endodontids (Pulmonata). *Zootaxa* 3640, 343–372.
256. Sartori, A. F., Gargominy, O. & Fontaine, B. (2014). Radiation and decline of endodontid land snails in Makatea, French Polynesia. *Zootaxa* 3772(1), 1–68.
257. Scheffers, B. R., Joppa, L. N., Pimm, S. L. & Laurance, W. F. (2012). What we know and don't know about Earth's missing biodiversity. *Trends in Ecology & Evolution* 27, 501–510.
258. Sellman, S., Säterberg, T. & Ebenman, B. (2016). Pattern of functional extinctions in ecological networks with a variety of interaction types. *Theoretical Ecology* 9, 83–94.
259. Sepkoski, J. J., Jr. (1996). Patterns of Phanerozoic extinction: a perspective from global data bases. In *Global Events and Event Stratigraphy in the Phanerozoic* (ed. O. H. Walliser), pp. 35–51. Springer, Berlin, Heidelberg.
260. Sheehan, P. M. (2001). The Late Ordovician mass extinction. *Annual Review of Earth and Planetary Science* 29, 331–364.
261. Shi, H., Singh, A., Kant, S., Zhu, Z. & Waller, E. (2005). Integrating habitat status, human population pressure, and protection status into biodiversity conservation priority setting. *Conservation Biology* 19(4), 1273–1285.
262. Simberloff, D. (1992). Do species–area curves predict extinction in fragmented forest? In *Tropical Deforestation and Species Extinction* (eds T. C. Whitmore and J. A. Sayer), pp. 75–89. Chapman & Hall, London.
263. Smith, D. M. & Marcot, J. D. (2015). The fossil record and macroevolutionary history of the beetles. *Proceedings of the Royal Society B* 282, 20150060.
264. Smith, D. M. & Moe-Hoffman, A. P. (2007). Taphonomy of Diptera in lacustrine environments: a case study from Florissant fossil beds, Colorado. *PALAIOS* 22, 623–629.
265. Smith, F. A., Elliot Smith, R. E., Lyons, S. & Payne, J. L. (2018). Body size downgrading of mammals over the late Quaternary. *Science* 360, 310–313.
266. Smith, M. (2019). [A]wake for ‘the passions of this earth’: extinction and the absurd ‘ethics’ of novel ecosystems. *Cultural Studies Review* 25, 119–134.
267. Soares, P., Rito, T., Trejaut, J., Mormina, M., Hill, C., Tinkler-Hundal, E., Braid, M., Clarke, D. J., Loo, J.-H., Thomson, N., Denham, T., Donohue, M., Macaulay, V., Lin, M., Oppenheimer, S. et al. (2011). Ancient voyaging and Polynesian origins. *American Journal of Human Genetics* 88, 239–247.
268. Soulé, M. E. (2013). The “New Conservation”. *Conservation Biology* 27(5), 895–897.
269. Steadman, D. W. (1995). Prehistoric extinction of Pacific island birds: biodiversity meets zooarchaeology. *Science* 267, 1123–1131.
270. Stelbrink, B., Shirokaya, A. A., Föller, K., Wilke, T. & Albrecht, C. (2016). Origin and diversification of Lake Ohrid's endemic acroloxid limpets: the role of geography and ecology. *BMC Evolutionary Biology* 16, 273.

271. Stork, N. E. (1997). Measuring global biodiversity and its decline. In *Biodiversity II. Understanding and Protecting our Biological Resources* (eds M. L. Reaka-Kudla, D. E. Wilson and E. O. Wilson), pp. 41–68. Joseph Henry Press, Washington.
272. Stork, N. E. (2010). Re-assessing current extinction rates. *Biodiversity and Conservation* 19, 357–371.
273. Stork, N. E. (2018). How many species of insects and other terrestrial arthropods are there on Earth? *Annual Review of Entomology* 63, 31–45.
274. Stuart, A. J. (1991). Mammalian extinctions in the late Pleistocene of northern Eurasia and North America. *Biological Reviews* 66, 453–562.
275. Sullivan, J. M., Constant, V. & Lubchenco, J. (2019). Extinction threats to life in the ocean and opportunities for their amelioration. In *Biological Extinction: New Perspectives* (eds P. Dasgupta, P. H. Raven and A. L. Mclvor), pp. 113–137. Cambridge University Press, Cambridge.
276. Tan, J. L. & Hua, B. (2008). The second species of the Chinese Panorpoidea (Mecoptera), *Panorpoidea brachypodus* sp. nov. *Zootaxa* 1751, 59–64.
277. Tassin, J. (2014). *La grande invasion. Qui a peur des espèces invasives?*. Odile Jacob, Paris.
278. Tedesco, P. A., Bigorne, R., Bogan, A. E., Giam, X., Jézéquel, C. & Hugué, B. (2014). Estimating how many undescribed species have gone extinct. *Conservation Biology* 28(5), 1360–1370.
279. Tenorio, M. J., Abalde, S., Pardos-Blas, J. R. & Zardoya, R. (2020). Taxonomic revision of West African cone snails (Gastropoda: Conidae) based upon mitogenomic studies: implications for conservation. *European Journal of Taxonomy* 663, 1–89.
280. Ter Halle, A. & Perez, E. (2020). Plastic pollution at sea: the seventh continent. *Encyclopedia of the Environment* [online ISSN 2555–0950]. Electronic file available at <https://www.encyclopedie-environnement.org/en/water/plastic-pollution-at-sea-seventh-continent/>. Accessed 21.07.2020.
281. Thomas, C. D. (2017). *Inheritors of the Earth. How Nature Is Thriving in an Age of Extinction*. Public Affairs, New York.
282. Thomas, C. D., Cameron, A., Green, R. E., Bakkenes, M., Beaumont, L. J., Collingham, Y. C., Erasmus, B. F. N., Ferreira de Siqueira, M., Grainger, A., Hannah, L., Hughes, L., Huntley, B., van Jaarsveld, A. S., Midgley, G. F., Miles, L., et al. (2004). Extinction risk from climate change. *Nature* 427, 145–148.
283. 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(5665), 1879–1881.
284. Thompson, C. J., Koshkina, V., Burgman, M. A., Butchart, S. H. & Stone, L. (2017). Inferring extinctions II: a practical, iterative model based on records and surveys. *Biological Conservation* 214, 328–335.
285. Tian, M. & Deuve, T. (2007). Review of four species of the genus *Brachinus* Weber (Coleoptera: Caraboidea: Brachinidae) from the Philippines. *Zootaxa* 1546(1), 15–22.
286. Tilman, D., May, R. M., Lehman, C. L. & Nowak, M. A. (1994). Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371(6492), 65–66.
287. Tilman, D., Clark, M., Williams, D. R., Kimmel, K., Polasky, S. & Packer, C. (2017). Future threats to biodiversity and pathways to their prevention. *Nature* 546, 73–81.
288. Tobias, J. (2019). Republicans aren't just climate deniers. They deny the extinction crisis, too. *The Guardian*, 23 May 2019. Electronic file available at <https://www.theguardian.com/commentisfree/2019/may/23/republicans-arent-just-climate-deniers-they-deny-the-extinction-crisis-too>. Accessed 5.10.2021.
289. Tobin, T. S., Bitz, C. M. & Archer, D. (2017). Modeling climatic effects of carbon dioxide emissions from Deccan Traps volcanic eruptions around the Cretaceous–Paleogene boundary. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 478, 139–148.
290. Tong, P. S. (2020). More policies and laws, is it better for biodiversity conservation in Malaysia? *Conservation Science and Practice* 2, e235.
291. Triantis, K. A., Borges, P. A. V., Ladle, R. J., Hortal, J., Cardoso, P., Gaspar, C., Dinis, F., Mendonça, E., Silveira, L. M. A., Gabriel, R., Melo, C., Santos, A. M. C., Amorim, I. R., Ribeiro, S. P., Serrano, A. R. M., et al. (2010). Extinction debt on oceanic islands. *Ecography* 33, 285–294.
292. Turvey, S. T. & Cress, J. J. (2019). Extinction in the Anthropocene. *Current Biology* 29, R982–R986.
293. Urban, M. C. (2015). Accelerating extinction risk from climate change. *Science* 348(6234), 571–573.
294. 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(6489), 417–420.
295. Van Vuuren, D. P., Sala, O. E. & Pereira, H. M. (2006). The future of vascular plant diversity under four global scenarios. *Ecology and Society* 11(2), 25.
296. Vermeulen, J. J. & Marzuki, M. E. (2014). ‘Charopa’ lafargei (Gastropoda, Pulmonata, Charopidae), a new, presumed narrowly endemic species from peninsular Malaysia. *Basteria* 78, 31–34.
297. Volkman, L., Martyn, I., Moulton, V., Spillner, A. & Mooers, A. O. (2014). Prioritizing populations for conservation using phylogenetic networks. *PLoS One* 9(2), e88945.
298. Wake, D. B. & Vredenburg, V. T. (2008). Are we in the midst of the sixth mass extinction? A view from the world of amphibians. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105(Suppl. 1), 11466–11473.
299. Washington, H. (2018). Denial—the key barrier to solving climate change. In *Encyclopedia of the Anthropocene. Volume 2* (eds D. A. DellaSala and M. I. Goldstein), pp. 493–499. Elsevier, Oxford.
300. Wells, A., Johanson, K. A. & Dostine, P. (2019). Why are so many species based on a single specimen? *Zoosymposia* 14(1), 32–38.
301. West, D., David, B. & Ling, N. (2014). *Prototroctes oxyrhynchus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2014: e.T18384A20887241.
302. White, W. T., Kyne, P. M. & Harris, M. (2019). Lost before found: a new species of whaler shark *Carcharhinus obsolerus* from the Western Central Pacific known only from historic records. *PLoS One* 14(1), e0209387.
303. Whitehouse, N. J. (2004). Mire ontogeny, environmental and climatic change inferred from fossil beetle successions from Hatfield moors, eastern England. *The Holocene* 14(1), 79–93.
304. Whitehouse, N. J. (2006). The Holocene British and Irish ancient forest fossil beetle fauna: implications for forest history, biodiversity and faunal colonisation. *Quaternary Science Reviews* 25, 1755–1789.
305. Wiens, D., Sweet, T. & Worsley, T. (2020). Validating the new paradigm for extinction: overcoming 200 years of historical neglect, philosophical misconception, and inadequate language. *Quarterly Review of Biology* 95(2), 109–124.
306. Williams, M. (2021). Endangered and threatened wildlife and plants; removal of 23 extinct species from the lists of endangered and threatened wildlife and plants. *Federal Register* 86(187), 54298–54338.
307. Wilson, E. O. (1999). *The Diversity of Life*. Belknap Press of Harvard University Press, Cambridge.
308. Wilson, K. A., Cabeza, M. & Klein, C. J. (2009). Fundamental concepts of spatial conservation prioritization. In *Spatial Conservation Prioritization: Quantitative Methods and Computational Tools* (eds A. Moilanen, K. A. Wilson and H. Possingham), pp. 16–27. Oxford University Press, Oxford.
309. Worm, B., Barbier, E. B., Beaumont, N., Duffy, J. E., Folke, C., Halpern, B. S., Jackson, J. B. C., Lotze, H. K., Micheli, F., Palumbi, S. R., Sala, E., Selkoe, K. A., Stachowicz, J. J. & Watson, R. (2006). Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science* 314(5800), 787–790.
310. Young, R. P., Hudson, M. A., Terry, A. M. R., Jones, C. G., Lewis, R. E., Tatayah, V., Zuël, N. & Butchart, S. H. M. (2014). Accounting for conservation: using the IUCN Red List Index to evaluate the impact of a conservation organization. *Biological Conservation* 180, 84–96.
311. Zeller, D. & Pauly, D. (2018). The ‘presentist bias’ in time-series data: implications for fisheries science and policy. *Marine Policy* 90, 14–19.

312. Zhang, L.-J., Chen, S.-H., Yang, L.-T., Jin, L. & Köhler, F. (2015). Systematic revision of the freshwater snail *Margarya Nevill*, 1877 (Mollusca: Viviparidae) endemic to the ancient lakes of Yunnan, China, with description of new taxa. *Zoological Journal of the Linnean Society* 174, 760– 800.
313. Zimmermann, G., Gargominy, O. & Fontaine, B. (2009). Quatre espèces nouvelles d'Endodontidae (Mollusca, Pulmonata) éteints de Rurutu (Iles Australes, Polynésie française). *Zoosystema* 31, 791– 805.

---

### Vínculos relacionados:

- La Alianza Global Jus Semper
- Álvaro de Regil Castilla: [Transitando a Geocracia — Paradigma de la Gente y el Planeta y No el Mercado — Primeros Pasos](#)
- Álvaro de Regil Castilla: [Los Delirios Fraudulentos del Capitalismo Verde](#)
- Álvaro de Regil Castilla: [La Insoportable Falta de Conciencia de Nuestra Crisis Ecológica Existencial](#)
- Nubia Barrera Silva: [Los Árboles y el Engaño de las Emisiones “Netas Cero”](#)
- John Bellamy Foster: [Marxismo y la Dialéctica de la Ecología](#)
- John Bellamy Foster y Brett Clark: [Socialismo y Supervivencia Ecológica: Una Introducción](#)
- Ian Angus: [¿Cuándo Comenzó el Antropoceno... y por qué es importante?](#)
- Jorge Pinto: [¿Es el Decrecimiento el Futuro?](#)
- Christina Ergas: [Sobrevivir al Colapso Mediante la Transformación Social y la Regeneración](#)
- Elizabeth Kolbert – Olaf Bruns: ["No Quedan Buenas Alternativas": Nuestro Dilema Bajo un Cielo Blanco](#)

❖ **Acerca de Jus Semper:** La Alianza Global Jus Semper aspira a contribuir a alcanzar un etos sostenible de justicia social en el mundo, donde todas las comunidades vivan en ámbitos verdaderamente democráticos que brinden el pleno disfrute de los derechos humanos y de normas de vida sostenibles conforme a la dignidad humana. Para ello, coadyuva a la liberalización de las instituciones democráticas de la sociedad que han sido secuestradas por los dueños del mercado. Con ese propósito, se dedica a la investigación y análisis para provocar la toma de conciencia y el pensamiento crítico que generen las ideas para la visión transformadora que dé forma al paradigma verdaderamente democrático y sostenible de la Gente y el Planeta y NO del mercado.

❖ **Autores:** **Robert H. Cowie:** Pacific Biosciences Research Center, Universidad de Hawai, Honolulu, EUA; **Philippe Bouchet:** Institut Systématique Evolution Biodiversité (ISYEB), Muséum National d'Histoire Naturelle, CNRS, Université de la Sorbonne, EPHE, Université des Antilles, París, Francia; **Benoît Fontaine:** UMS 2006 Patrinat (OFB, CNRS, MNHN), Centre d'Ecologie et des Sciences de la Conservation (UMR 7204), Muséum National d'Histoire Naturelle, París, Francia

❖ **Acerca de este trabajo:** Este artículo fue publicado originalmente en inglés por John Wiley & Sons Ltd en representación de Cambridge Philosophical society – Biological Reviews, 2022, <https://doi.org/10.1111/brv.12816>

❖ **Cite este trabajo como:** Robert H. Cowie, Philippe Bouchet, Benoît Fontaine: La Sexta Extinción Masiva: ¿realidad, ficción o especulación? – La Alianza Global Jus Semper, julio de 2023.

❖ **Licencia Creative Commons:** Este artículo se ha publicado bajo licencia [Creative Commons, Atribución-NoComercial-SinDerivadas 4.0 Internacional \(CC BY-NC-ND 4.0\)](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/): Esta licencia permite a los reutilizadores copiar y distribuir el material en cualquier medio o formato sin adaptarlo, únicamente con fines no comerciales y siempre que se mencione al creador.

❖ **Etiquetas:** Capitalismo, democracia, crisis de la biodiversidad, conservación, negación, extinción, invertebrados, Lista Roja de la UICN, caracoles terrestres, moluscos, Sexta Extinción, especies no descritas

❖ La responsabilidad por las opiniones expresadas en los trabajos firmados descansa exclusivamente en su(s) autor(es), y su publicación no representa un respaldo por parte de La Alianza Global Jus Semper a dichas opiniones.



Bajo licencia de Creative Commons Reconocimiento 4.0 Internacional.  
<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/deed.es>

© 2023. La Alianza Global Jus Semper  
Portal en red: [https://www.jussempor.org/Inicio/Index\\_castellano.html](https://www.jussempor.org/Inicio/Index_castellano.html)  
Correo-e: [informa@jussempor.org](mailto:informa@jussempor.org)