

CAPÍTULO VII

Sistemática y biogeografía en la conservación de la biodiversidad: ejemplos de América del Sur austral

PAULA POSADAS, JORGE V. CRISCI, LILIANA KATINAS

Resumen

La biodiversidad se define como la variedad y variabilidad de los seres vivos y de los sistemas ecológicos que ellos constituyen. La reducción actual de la biodiversidad se produce en sus tres niveles: genes, organismos y ecosistemas. La magnitud de esta pérdida es tan severa que se considera que la biodiversidad se enfrenta actualmente a una crisis. Dentro de la Biología, dos disciplinas estrechamente vinculadas entre sí, la Sistemática y la Biogeografía, tienen un papel fundamental para enfrentar esta crisis. La Sistemática es la disciplina biológica que clasifica, describe y nombra a los organismos y constituye una herramienta básica en la búsqueda de soluciones a esta crisis, pues es necesario conocer la biodiversidad para tomar decisiones acerca de su conservación. El componente evolutivo de la biodiversidad es también fundamental para evaluar prioridades de conservación. Se han desarrollado varios índices que miden la información filogenética de los taxones utilizando cladogramas y que permiten asignar a los taxones un valor de conservación. A estos índices puede agregarse información biogeográfica. Dentro de la Biogeografía, la Biogeografía Histórica no sólo provee la información necesaria para la conservación (*e.g.* reconocimiento de homologías espaciales, determinación de relaciones entre las áreas), sino que también aporta metodologías que pueden ser utilizadas en la priorización de áreas de conservación. Algunos de estos métodos son: Panbiogeografía, Análisis de Parsimonia de Endemismos basado en cuadrículas, y Filogeografía. Se presentan dos ejemplos de América del Sur austral que ilustran el aporte de la Sistemática y la Biogeografía para la conservación de la biodiversidad.

Introducción

La biodiversidad constituye un recurso vital para la supervivencia de la humanidad (Crisci 2001). Los seres humanos percibimos la naturaleza principalmente a través del flujo de bienes y servicios que directa o indirectamente determinan nuestras actividades. La provisión de estos bienes y servicios se ve alterada por la pérdida de diversidad genética, la extinción y los cambios en la distribución de las especies, y la destrucción y alteración de ecosistemas (Crisci *et al.* 2006). Esta pérdida de biodiversidad es considerada una verdadera crisis (Raven 2002). Sala *et al.* (2000) identifican cinco causas relacionadas con la actividad humana como los determinantes primarios de los cambios

de la biodiversidad a escala global: cambios en el uso de la tierra, cambios en la concentración atmosférica de dióxido de carbono, cambios en la depositación de nitrógeno, cambios en el clima e intercambios bióticos (*i.e.* invasiones biológicas). Por su parte, Crisci (2001) enumera siete causas esenciales que subyacen a la crisis de la biodiversidad: 1) el crecimiento de la población humana; 2) las políticas y sistemas económicos que no atribuyen su debido valor al ambiente y sus recursos vivos; 3) la injusticia social; 4) el antropocentrismo; 5) la falta de recursos jurídicos que favorezcan la protección del ambiente y sus recursos vivos; 6) la evaluación de políticas con una escala de tiempo inadecuada y 7) la insuficiencia de conocimientos científicos y errores en la aplicación de los mismos.

La crisis de la biodiversidad constituye por lo tanto un desafío a la Biología, que es una de las disciplinas científicas con mayor grado de participación en la búsqueda de soluciones a este problema (Crisci 2006a). Dentro de la Biología, dos disciplinas estrechamente vinculadas entre sí, la Sistemática y la Biogeografía, tienen un papel fundamental en la conservación de la biodiversidad. Ambas disciplinas forman el núcleo básico de la Biología Comparada: la primera con énfasis en la variación de la forma de los seres vivos (entendiéndose por forma todo tipo de carácter incluyendo los moleculares) y la segunda, la Biogeografía, con énfasis en la distribución de la vida en el espacio. La combinación de forma y espacio a la que se agrega el tiempo da un contenido histórico a las hipótesis generadas por la Biología Comparada.

Desde el punto de vista de la conservación, la Sistemática es la disciplina que nos acerca al conocimiento de los objetos fundamentales de la diversidad biológica (*i.e.* los taxones) mientras que la Biogeografía nos permite ubicar estos objetos en el espacio. Por ejemplo, para evitar la extinción de una especie, el primer paso es conocerla científicamente, incluyendo en ese conocimiento: ubicación sistemática, vulnerabilidad a los cambios de su ambiente, ecología y distribución geográfica (Crisci, 2006a). La Biogeografía también provee las herramientas para el reconocimiento de las homologías espaciales, la determinación de las relaciones entre distintas áreas, y los métodos para determinar áreas prioritarias para su conservación (*e.g.* Panbiogeografía, Análisis de Parsimonia de Endemismos, Filogeografía). En este contexto, los objetivos de este capítulo son presentar brevemente el papel que juegan la Sistemática y la Biogeografía en la conservación de la biodiversidad e ilustrar esta utilidad con ejemplos de América del Sur austral.

América del Sur austral es definida aquí como el área de la región Andina (*sensu* Morrone 2001) que se extiende desde las alturas de la Puna de los Andes Centrales hacia el sur por la cordillera de los Andes, ocupando todo el territorio chileno, y se ensancha hacia el este, hasta la costa atlántica, siguiendo el área correspondiente a la estepa patagónica y ocupando todo el sur de Argentina. Desde el punto de vista biogeográfico, se trata de un área de gran complejidad, hecho que ha llevado a que diversos autores ubiquen sus provincias y distritos en distintas regiones biogeográficas (*e.g.* Cabrera y Willink 1973, Morrone 2001). Por las características de la biodiversidad que contienen, las diferentes eco-regiones que se presentan en esta área han sido consideradas como sobresalientes a nivel global (*e.g.* bosques templados de Valdivia, matorral mediterráneo de Chile) o regional (*e.g.* estepa patagónica, puna de los Andes Centrales) y su estado de conservación ha sido definido como en peligro o vulnerable (Dinerstein *et al.* 1995), lo que demuestra la

importancia de la biodiversidad de América del Sur austral y la necesidad de establecer estrategias para su conservación.

1. La Sistemática y la conservación de la biodiversidad

La Sistemática es la disciplina biológica que clasifica, describe y nombra a los organismos. Como tal, constituye una herramienta básica en la búsqueda de soluciones a esta crisis, pues es necesario conocer la biodiversidad para poder tomar decisiones acerca de su conservación (Crisci 2001). Por lo tanto, el papel de la Sistemática en la conservación de la biodiversidad está centrado en los objetos (*i.e.* los taxones).

La importancia de la Sistemática en la conservación se hace evidente cuando consideramos nuestro estado de conocimiento sobre la biodiversidad del planeta. Las estimaciones globales del número de especies varían desde 3.600.000 como límite inferior a 111.700.000 como límite superior (Wilson 2000). Las especies que se han descrito hasta el presente son aproximadamente 1.700.000. Gran parte de la diversidad que conocemos debe aún ser formalmente descrita y catalogada. Este problema se denomina “impedimento linneano” (Brown y Lomolino 1998) y es más severo para determinados grupos de organismos (*e.g.*, hongos, nematodos, bacterias). Muchas de las estimaciones globales del número de especies se han realizado sobre la base de grupos de insectos (*e.g.* Erwin 1982, Stork 1993, Gaston 1991), grupo que representa cerca del 80% de las especies actualmente descritas y que podría representar hasta el 97% de las especies que habitan el planeta (ver Lucky *et al.* 2002 y bibliografía allí citada). Las consecuencias del “impedimento linneano” son claras en este grupo taxonómico y en especial en la región Neotropical. Por ejemplo, Brown (2005) destaca la falta de conocimiento de los dípteros neotropicales y remarca el hecho de que para la familia Phoridae las especies descritas para el Neotrópico representarían alrededor del 10% de las que realmente existen en esta área. Por su parte, Amat y Escobar (2000) destacan que sólo se dispone de información para el 10% de las familias del orden Coleoptera representadas en Colombia, mientras que Fernández (2000) estima que el conocimiento de los himenópteros neotropicales es inferior al 50% de las especies que habitan esta área.

La Convención para la Diversidad Biológica (CBD por sus siglas en inglés) ha sido pionera en generar una conciencia global sobre el “impedimento taxonómico”. El impedimento taxonómico es un concepto más amplio que el de “impedimento linneano”, ya que se refiere no sólo a nuestra limitación en el conocimiento de la biodiversidad sino también a la falta de taxónomos y al impacto que estas deficiencias causan en nuestra habilidad para conservar. Este fenómeno ha sido investigado, por ejemplo, en Chile, donde con el tiempo se ha ido reduciendo la comunidad de taxónomos. La situación chilena se agrava pues aún existen numerosos taxones (vegetales, invertebrados) de los que se desconoce toda información y no hay taxónomos que trabajen en estos grupos (Simonetti 1997). El impedimento taxonómico tiene sus raíces en la visión de la taxonomía como una ciencia meramente descriptiva que ha generado el menosprecio de la misma tildándola de disciplina pre-científica (Crisci 2006b, c). Sin embargo, estas críticas demuestran la falta de conocimiento sobre la disciplina ya que cada descripción de un taxón es en sí la formulación de una hipótesis contrastable. Wheeler *et al.* (2004) advocan la necesidad urgente

de un renacimiento de la Sistemática frente a la crisis de la biodiversidad y resaltan la importancia de la taxonomía a nivel morfológico. Carvalho *et al.* (2007) destacan que, más allá de algunas iniciativas actualmente en funcionamiento para resolver el impedimento taxonómico, el crecimiento genuino de la disciplina dependerá de la disponibilidad de cargos profesionales para taxónomos y requerirá de una reversión de la marginalización institucional que afecta a la biología organísmica en general.

Si un objetivo de la conservación biológica es comprender y controlar el impacto humano en el mundo natural, previniendo la destrucción de hábitats y la subsecuente pérdida de especies (Giangrande 2003), entonces resulta fundamental contar con una adecuada documentación de los elementos que constituyen los sistemas naturales. La Sistemática debería generar el sistema central de referencia para cualquier discusión sobre la biodiversidad. Giangrande (2003) destaca el hecho que la mayoría de los países tienen inventarios pobres de su flora y de su fauna y que el patrón de crecimiento de nuestro conocimiento taxonómico suele no reflejar la distribución de la biodiversidad. Un ejemplo interesante de ello en nuestro continente es el que nos brinda el estudio de la flora de la Reserva Adolfo Ducke en el Amazonas, Brasil. Esta reserva forestal de aproximadamente 100 km² ubicada cerca de Manaus, era considerada como una de las áreas mejor colectadas de la Amazonía. Sin embargo, cinco años más de colectas en el marco de la preparación de una flora de la región arrojaron la asombrosa cifra de 2.175 nuevas citas de especies (Prance *et al.* 2000).

A pesar de su importante papel como la disciplina científica encargada de generar las hipótesis que permiten describir la biodiversidad, la Sistemática no se limita a la documentación de la misma en relación con su conservación. En muchos casos la biodiversidad ha sido interpretada sólo en términos del número de especies (u otras jerarquías taxonómicas), ignorando los factores históricos. Sin embargo, la biodiversidad es producto del proceso evolutivo que se inició hace aproximadamente 4.000 millones de años. De hecho, comprender la biodiversidad requiere conocer su historia. Cada vez que una especie se extingue, las características evolutivas únicas de ese linaje se pierden para siempre (Heard y Mooers 2000). Por lo tanto, la conservación de la biodiversidad requiere inevitablemente tener en cuenta la información histórica de los taxones (filogenia) (Posadas *et al.* 2001). Desafortunadamente, la mayoría de los esfuerzos de conservación no utilizan esta dimensión histórica en todo su potencial.

En las últimas décadas se han desarrollado varios índices que permiten medir la información filogenética de los taxones (Vane-Wright *et al.* 1991, Croizer 1992, 1997, Faith 1992a, b, 1993, 1994a, b, c) utilizando cladogramas, que son herramientas poderosas para sintetizar la historia de la vida. Estos índices miden básicamente la "peculiaridad taxonómica" de las especies dentro de un determinado linaje. Los índices de diversidad filogenética propuestos por Vane-Wright *et al.* (1991) toman en cuenta fundamentalmente la posición ocupada por cada taxón en el cladograma del grupo al que pertenecen, es decir, se fundamentan en la topología de los cladogramas. Por su parte, Croizer (1992, 1997) y Faith (1992a, b, 1993, 1994a, b, c) proponen tener en cuenta la cantidad de divergencia genética que se acumula en cada rama del cladograma (es decir, la longitud relativa de la rama). Tanto unos como otros índices permiten asignar a los taxones un valor de conservación relacionado con su peculiaridad taxonómica, es decir, con su historia. A su vez, estos índices pueden ser asignados a las áreas que los taxones habitan permitiendo establecer

una jerarquía de prioridades de conservación (más detalles de esta metodología se presentan en el ejemplo correspondiente). Subyaciendo estos índices está la idea expuesta por Heard y Mooers (2000) de que la información filogenética es uno de los factores más importantes involucrados en cualquier nivel de extinción. Esto significa que las pérdidas en la historia evolutiva dependerán de los tipos de procesos de diferenciación que hayan originado el clado considerado. Por ejemplo, Purvis *et al.* (2000) postulan que la naturaleza jerárquica de las filogenias implicaría que si la extinción de especies fuese un proceso aleatorio, este proceso afectaría sólo a una pequeña fracción de los taxones de rango superior, resultando en una escasa pérdida del total de la información evolutiva; sin embargo, estos autores demuestran que las extinciones actuales no son aleatorias filogenéticamente, implicando un gran riesgo de pérdida de la biodiversidad.

2. La Biogeografía y la conservación de la biodiversidad

La Biogeografía es el estudio de la distribución de la vida en el espacio a todas las posibles escalas de análisis, y cómo esta distribución se modifica a través del tiempo (Whittaker *et al.* 2005). Como tal, la Biogeografía es la disciplina que tiene el potencial para permitirnos comprender e interpretar los patrones espaciales de la diversidad y saber dónde, cómo y por qué se distribuye la biodiversidad. Del mismo modo que la Sistemática enfatiza los objetos en el estudio de la biodiversidad, la Biogeografía enfatiza el espacio, enfocándose en las distribuciones de los taxones y en las causas que las gobiernan. Debemos destacar aquí que el conocimiento sistemático es un paso previo indispensable para el análisis biogeográfico. Bortolus (2008) explora la cascada de errores que se producen en los estudios ecológicos cuando los mismos están basados sobre una errónea identificación taxonómica. Estas consecuencias indeseables de una “mala taxonomía” son aplicables también a la Biogeografía. Los errores en la identificación taxonómica pueden afectar las mismas bases de un estudio biogeográfico al resultar en la determinación de áreas de distribución erróneas para los taxones en estudio, generando a partir de ello una secuencia de errores. Actualmente la información sobre la localización geográfica de los taxones en bases de datos permite modelar las áreas de distribución de numerosas especies relacionando los registros de cada especie en estudio con un conjunto de variables a través de funciones matemáticas (Guisan *et al.* 2007). Es evidente que el uso de registros erróneos debido a malas identificaciones taxonómicas generará modelos de distribución incorrectos para la especie en estudio. Recientemente, Lozier *et al.* (2009) comentan que han encontrado posibles casos de identificaciones incorrectas de taxones en bases de datos de acceso público al intentar modelar distribuciones de algunas especies. Para llamar la atención sobre esta situación estos autores modelan la distribución de Sasquatch (también conocido como Pie Grande), una criatura mítica que habitaría el noroeste de Estados Unidos de Norte América, a partir de bases de datos disponibles de supuestos avistamientos y demuestran la gran similitud de la distribución obtenida para esta criatura y el área de distribución del oso negro americano (*Ursus americanus*), uno de los grandes mamíferos cuyo avistamiento ha sido citado numerosas veces como el disparador de presuntos avistajes de Sasquatch. Lozier *et al.* (2009) enfatizan que su objetivo no es desacreditar o menospreciar el valor

de las bases de datos de acceso público o el uso de modelos de distribución potencial, sino llamar la atención sobre la necesidad de examinar cuidadosamente los registros de los especímenes que serán utilizados para modelar las áreas de distribución. Este problema de una “mala taxonomía” es aplicable a cualquier tipo de estudio biogeográfico.

El primer paso de un estudio biogeográfico es determinar la distribución espacial de los organismos a estudiar (determinar el área de distribución), paso al que podríamos denominar Biogeografía Básica. Así como la Sistemática debe generar el sistema central de referencia para cualquier discusión sobre la biodiversidad, la Biogeografía Básica debe generar el marco de referencia espacial indispensable en cualquier consideración sobre la conservación de la misma. Análogamente al mencionado “impedimento linneano” en el plano sistemático (*i.e.* nuestra falta de conocimiento taxonómico), en la Biogeografía Básica enfrentamos una situación similar, ya que aun para aquellos taxones que han sido adecuadamente descritos, tenemos un conocimiento inadecuado de sus distribuciones a escala tanto global como regional y aun local. Este problema ha sido definido como el “impedimento wallaceano” (Lomolino 2004).

La Biogeografía Analítica, por su parte, es aquella que investiga los factores causales de la distribución de los organismos. En ella distinguimos dos tradiciones de investigación que se han desarrollado en forma independiente: la Biogeografía Histórica y la Biogeografía Ecológica. La Biogeografía Histórica se enfoca en los procesos que afectaron la distribución de los organismos en grandes periodos temporales (*e.g.* evolución, tectónica de placas). La Biogeografía Ecológica se enfoca en los procesos que afectan la distribución de los organismos que ocurren en una escala temporal corta (Crisci *et al.* 2006). Ambas disciplinas se apoyan en la Biogeografía Básica, ya que inicialmente estudian las distribuciones geográficas de los taxones, es decir, su área de distribución. Desde la perspectiva de la Biogeografía Histórica, la congruencia distribucional de dos o más taxones es considerada como no aleatoria y define la unidad de estudio: el área de endemismo (Crisci *et al.* 2003). La superposición y estructuración jerárquica de áreas de endemismo permite definir unidades mayores: las regiones biogeográficas. Estas tres categorías de áreas o arreglos espaciales son moldeadas y/o modificadas por procesos espacio-temporales tales como la dispersión, la vicariancia y la extinción (ver Crisci *et al.* 2003) que, en definitiva, son el resultado de la historia misma de la Tierra. La interacción de estos procesos, junto con los arreglos espaciales, permite la visualización de procesos históricos que podrían explicar los patrones de distribución de los taxones actuales. La Biogeografía Ecológica también intenta explicar los patrones de distribución de los organismos, pero se basa principalmente en la influencia que en estos patrones tienen los factores abióticos, bióticos y otras limitantes ecológicas (Crisci *et al.* 2006). Sin embargo, los patrones de distribución de los organismos son el resultado de la interacción entre la ecología y la historia, y la comprensión de dichos patrones representa el objetivo común y final de ambas subdisciplinas (Crisci *et al.* 2003, Wiens y Donoghue 2004). Los patrones de distribución de los organismos no pueden ser completamente comprendidos sin una integración de ambas visiones (ver Crisci *et al.* 2006 para una discusión de cómo esta separación epistemológica afecta el uso de la Biogeografía en la conservación y otros temas ambientales).

El vínculo entre Biogeografía Analítica (histórica y ecológica) y conservación es tan profundo que se ha hecho referencia a la “Biogeografía de la Conservación”. Whittaker *et*

al. (2005) formalizan la definición de la Biogeografía de la Conservación como la aplicación de los principios, teorías y análisis de la Biogeografía a los problemas de conservación de la biodiversidad. Ellos destacan que elementos biogeográficos como las regionalizaciones, las áreas de endemismo, los patrones geográficos de riqueza y la estructura filogeográfica han sido utilizados para establecer áreas prioritarias de conservación y son identificables como parte de la Biogeografía de la Conservación.

Dentro de la Biogeografía de la Conservación, la Biogeografía Histórica no sólo provee la información necesaria para la conservación (*e.g.* reconocimiento de homologías espaciales, determinación de relaciones entre las áreas), sino que también aporta desarrollos metodológicos que pueden ser directamente utilizados para establecer áreas prioritarias de conservación. La variación geográfica de la biodiversidad está íntimamente ligada a su historia. El tiempo y el espacio son dos factores que no pueden dejarse de lado cuando se evalúa la biodiversidad (Brown y Lomolino 1998). Algunos de los métodos biogeográficos históricos que se aplican a la conservación son la Panbiogeografía, el Análisis de Parsimonia de Endemismos basado en cuadrículas y la Filogeografía (Crisci *et al.* 2003).

Craw *et al.* (1998) plantean que los conceptos y métodos de la Panbiogeografía son aplicables tanto a problemas de biodiversidad local como regional. La Panbiogeografía provee criterios útiles para el mapeo, la documentación y el reconocimiento de las características espaciales naturales de la biodiversidad (Craw *et al.* 1998). El concepto de homología biogeográfica sostenido por los panbiogeógrafos introduce una nueva perspectiva en los estudios de biodiversidad, en la cual el contexto espacio-temporal es representado por los trazos (individuales y generalizados) y nodos que identifican diferentes centros y sectores biogeográficos (Craw *et al.* 1998). En Panbiogeografía, un trazo individual es la representación de las coordenadas de un taxón en el espacio, gráficamente está representado por una línea que une los puntos (localidades) en las que el taxón se encuentra presente utilizando la mínima distancia posible. La superposición de trazos individuales representa un trazo generalizado que indicaría la existencia de una biota ancestral (*i.e.* representa la existencia de homología biogeográfica). La convergencia de dos o más trazos generalizados se denomina nodo y representa el punto de encuentro de distintas biotas ancestrales, razón por la cual el nodo representa un área compuesta desde el punto de vista panbiogeográfico. El concepto de nodo panbiogeográfico es de extrema importancia en conservación porque un nodo representa un área donde los organismos exhiben una presencia local (endemismo), una ausencia local (*e.g.* ausencia de grupos ampliamente distribuidos en otras áreas) y diversas relaciones filogenéticas o geográficas con otras áreas (Heads 1990). Estas áreas geográficas con historias "híbridas" deberían ser consideradas áreas prioritarias para la conservación. Aún más, Miller (1994) identificó los trazos y nodos panbiogeográficos como una aproximación para mapear la biodiversidad, la cual proveería de un marco evolutivo para la interpretación de la Biosfera y ayudaría en la identificación de centros de diversidad biótica. La importancia de la perspectiva biogeográfica histórica consiste en que no se aísla el componente de la biodiversidad de su escenario espacio-temporal. Morrone (2000) propuso el uso de la Biogeografía Cladística combinada con la Panbiogeografía como una herramienta para la conservación de la biodiversidad. Un cladograma general de áreas nos ayudaría a distinguir el clado basal de un área amenazada, lo que podría ayudar a restaurar la biota de dicha área.

El Análisis de Parsimonia de Endemismos (PAE por sus siglas en inglés, Parsimony Analysis of Endemicity) basado en cuadrículas (Morrone 1994, Crisci *et al.* 2003) resulta en un cladograma de unidades de área jerárquicamente agrupadas (anidadas), el cual puede ser utilizado como un indicador de áreas prioritarias para conservación (la metodología se describe en detalle en el ejemplo de su aplicación, ver más adelante). En este tipo de patrón las áreas menores están incluidas dentro de áreas progresivamente mayores. De modo que las áreas más pequeñas contienen no sólo las especies únicas para las cuadrículas que las conforman, sino también aquellas que están presentes en las áreas mayores que las contienen (Posadas 1996).

La filogeografía y sus métodos son relevantes para la conservación de la biodiversidad a escala genética (Walker y Avise 1998). El conocimiento acerca de la estructura filogenética y geográfica de una población es fundamental para el manejo y conservación de especies en peligro. Varios autores han expresado que las poblaciones, y no las especies, son las unidades de la biodiversidad (Croizer 1992, Mallet 1995, 1996). De esta idea deriva el concepto de “unidades evolutivas significativas” (ESUs por sus siglas en inglés, Evolutionary Significant Units). Una ESU se define como una población o conjunto de poblaciones conespecíficas con una historia evolutiva distintiva de largo plazo, es decir, que ha evolucionado mayormente separada de otras unidades similares (Ryder 1986). Como tales, las ESUs son la fuente primaria de diversidad genética dentro de una especie (Moritz 1995). El concepto de ESU provee un marco filogenético para decidir cuáles unidades de población son más distintivas dentro del rango de distribución de una especie. Avise (2000) sostuvo que la filogeografía permite identificar las ESUs dentro de una especie. El reconocimiento filogeográfico de las ESUs es relevante para la conservación, no sólo a nivel de una especie en particular sino también a nivel regional de biotas. A nivel de especie, la filogeografía permite identificar las poblaciones locales genéticamente distintas permitiendo planificar la conservación de la especie de modo de preservar la mayor cantidad de diversidad genética posible. A nivel de biotas regionales, aquellas áreas que alberguen poblaciones distintivas (ESUs) de diversas especies deberían considerarse prioritarias para conservación.

3. Sistemática y Biogeografía: integración para la conservación

Más allá de su función básica como ordenadoras y organizadoras de nuestro conocimiento sobre la biodiversidad, la Taxonomía y la Biogeografía Básica han sido utilizadas en forma directa para el establecimiento de áreas prioritarias para conservación. En las últimas décadas muchos esfuerzos se han enfocado en la selección de “puntos calientes” como áreas clave para la conservación (Myers 1990, Pressey *et al.* 1993, Myers *et al.* 2000). Los “puntos calientes” se definen como áreas con una concentración excepcional de especies endémicas que experimentan una excepcional pérdida de hábitats naturales (Myers *et al.* 2000). El conocimiento taxonómico y biogeográfico constituye el primer componente para que un área pueda ser clasificada como un “punto caliente”.

Asimismo, el conocimiento biogeográfico, y no sólo el taxonómico, es absolutamente crítico para determinar dónde deben establecerse áreas de conservación (Humphries *et al.* 1995), especialmente cuando la limitación de los recursos humanos y económicos nos

obliga a establecer prioridades. La riqueza de especies es el criterio que más a menudo se ha utilizado para establecer áreas prioritarias de conservación, pero este criterio por sí mismo es insuficiente, ya que, por ejemplo, la complementariedad entre biotas debe ser también tenida en cuenta. Platnick (1992) presenta un ejemplo sencillo que ilustra el concepto de complementariedad. Supongamos que existen tres posibles áreas de conservación y que cada una de ellas aloja 5.000, 4.000 y 1.000 especies, respectivamente, y que los recursos económicos disponibles permiten la conservación de sólo dos de ellas. *A priori*, parecería que la solución más adecuada sería seleccionar las dos primeras áreas. Sin embargo, podría resultar que las 4.000 especies presentes en la segunda área lo estén también en la primera, mientras que de las 1.000 especies presentes en la tercera área sólo 100 estén representadas en la primera área (y por lo tanto también en la segunda). De este modo, la selección de las dos primeras áreas permitiría la conservación de 5.000 especies, en tanto que la selección de la primera y tercera áreas permitiría la conservación de 5.900 especies. Así, utilizando criterios sistemáticos y biogeográficos sería posible maximizar el número de especies conservadas minimizando el número de áreas a conservar simplemente comparando las biotas.

La planificación de la conservación requiere de índices que midan características de la biodiversidad y que puedan ser asignados a áreas específicas. ¿Podemos integrar en un índice la información histórica de los taxones y la información biogeográfica (como endemismo y complementariedad) de modo de poder establecer una jerarquía de áreas en relación con la conservación? Las medidas de información filogenéticas antes mencionadas (ver La Sistemática y la Conservación de la Biodiversidad) son calculadas para cada taxón en un cladograma, teniendo en cuenta la historia de dichos taxones en particular. Así, los valores de estos índices pueden utilizarse para asignar un puntaje a las áreas que será equivalente a la suma de los puntajes de los taxones que habitan en cada una de ellas. Posadas *et al.* (2001) han agregado información biogeográfica a estos índices. En primer lugar, ellos consideraron como unidades de área unidades biogeográficas definidas (por ejemplo regiones, provincias, distritos). En segundo lugar modificaron los índices para medir el grado de “endemidad” de los taxones (definida en este caso como el número de unidades biogeográficas en las que está presente un taxón determinado, así la endemidad es máxima cuando el taxón habita un área única, y mínima cuando habita todas las áreas consideradas). En tercer lugar incluyeron la complementariedad para establecer una jerarquía de las áreas en relación con su prioridad de conservación (esta metodología se presenta en más detalle en el ejemplo correspondiente).

4. Un ejemplo de Antofagasta, norte de Chile

La región de Antofagasta está en el norte de Chile y corresponde a una zona árida del sudoeste de América del Sur, extendiéndose desde los 21°20' O a los 25°40' S, cubriendo una distancia de 500 km de norte a sur con un área total de 126.121 km². Antofagasta comprende tres unidades fisiográficas: (1) la Cordillera de la Costa, una franja costera de unos pocos kilómetros de ancho que termina en acantilados de cerca de 2.000 m de altura; (2) la depresión intermedia, una planicie de cerca de 200 km de ancho que incluye al

desierto de Atacama; y (3) la Cordillera de los Andes, que comprende al Altiplano o Puna (una planicie elevada de 4.000 m de altura) y los Andes con máximas alturas de 6.000 m. En las tres unidades se combinan distintos tipos de vegetación herbácea y arbustiva, que incluye cardonales. Algunas zonas de estas unidades poseen un alto número de taxones endémicos debido, entre otros factores, a la neblina costera o camanchaca y a las lluvias esporádicas resultantes del ENSO (El Niño Southern Oscillation).

Cavieres *et al.* (2002) determinaron áreas prioritarias para la conservación de la biodiversidad en la región de Antofagasta aplicando el Análisis de Parsimonia de Endemismos (PAE). La aplicación del PAE consiste en la construcción de una matriz de datos de Unidades Geográficas Operativas (UGOs) por caracteres (especies) la cual se analiza aplicando el principio de parsimonia. Las UGOs son definidas como las celdas de una grilla que se establece sobre el área de estudio y cada especie considerada constituye un carácter. En la matriz de datos la presencia de una especie en una celda es codificada como 1 y su ausencia como 0. Para enraizar el cladograma se agrega una UGO hipotética con todas las especies ausentes (*i.e.*, 0 para todos los caracteres). Si el análisis de la matriz de datos utilizando un algoritmo de máxima parsimonia resulta en más de un cladograma, se construye un cladograma de consenso estricto (*i.e.*, que sólo muestra los grupos de cuadrículas que están presentes en todos los cladogramas resultantes). Sobre este cladograma de consenso se seleccionan como áreas de endemismo aquellos grupos monofiléticos de celdas que estén definidos por la presencia de dos o más especies. A su vez, se consideran como áreas prioritarias para la conservación aquellos clados anidados que maximicen la representación de especies endémicas (para ver más detalles sobre el PAE y su aplicación en conservación ver Posadas y Miranda-Esquivel 1999).

Cavieres *et al.* (2002) dividieron la región de Antofagasta en 42 celdas de 0,5° de longitud por 0,5° de latitud con el fin de aplicar el PAE para determinar áreas prioritarias para la conservación. Cada celda de la grilla establecida representó una unidad geográfica operativa (UGO) en el estudio. La matriz de datos para el análisis fue construida utilizando las 42 celdas como UGOs y la distribución de 862 especies de plantas vasculares presentes en la zona como caracteres. Los datos de distribución se tomaron del catálogo de la flora vascular de la región de Antofagasta (Marticorena *et al.* 1998). El análisis de la matriz de datos aplicando un algoritmo de máxima parsimonia resultó en 78 cladogramas igualmente simples sintetizados en un cladograma de consenso estricto (Figura 1 A). El cladograma de consenso estricto reveló la existencia de dos áreas de endemismo mayores en la región de Antofagasta (A y B en Figura 1 A), que son parte del área Andina y del área costera, respectivamente. Dentro de ellas, las subáreas formadas por las celdas 11 y 16 en los Andes, y 33 y 37 en la costa, están definidas por el mayor número de especies exclusivas (Figura 1 B), conteniendo a su vez las especies presentes en los clados mayores a los que ambos pares de celdas pertenecen. Así, estos dos pares de cuadrículas son sugeridas como prioritarias para su conservación, minimizando las áreas a conservar y maximizando al mismo tiempo la mayor cantidad de especies endémicas. El sistema actual de Parques Nacionales y Reservas de Chile está poco representado en los desiertos y ecosistemas áridos, tales como la región de Antofagasta (Cavieres *et al.* 2002), razón por la cual los autores sugirieron la posible inclusión en este sistema de las subáreas halladas en este estudio, ricas en numerosos taxones endémicos.

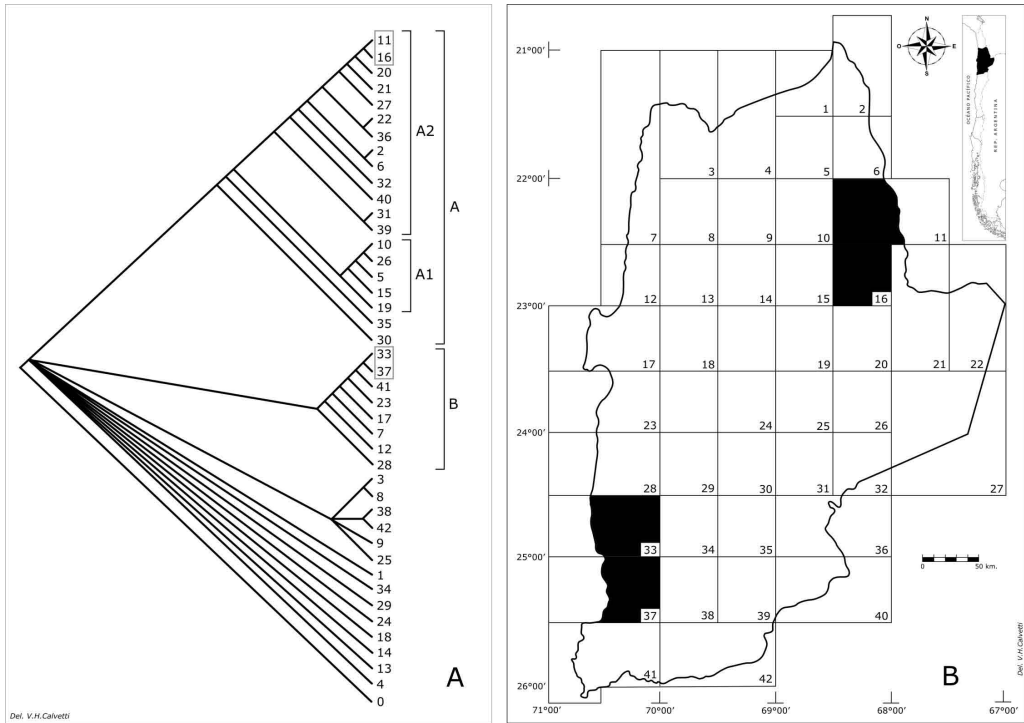


Figura 1. Resultados del trabajo de Cavieres et al. (2002) aplicando el método biogeográfico histórico de Análisis de Parsimonia de Endemismos (PAE), en el norte de Chile para identificar áreas prioritarias de conservación. A. Cladograma de consenso estricto; las letras A y B señalan los dos grupos monofiléticos mayores; A1 y A2 son grupos menores dentro de A. Los recuadros (celdas 11 y 16, y 33 y 37) corresponden a las áreas prioritarias seleccionadas para conservación. B. Mapa de la región de Antofagasta con las celdas numeradas; las celdas de color negro indican las áreas prioritarias para conservar en la zona andina y en el área costera. Las dos celdas sin número corresponden al área más seca del desierto y fueron excluidas del análisis porque no contenían ninguna de las especies consideradas (modificado de Cavieres et al. 2002).

5. Un ejemplo de América del Sur austral

América del Sur austral es un área compleja desde el punto de vista ambiental y biogeográfico. Esta área comprende distintos tipos vegetacionales, incluyendo pastizales de altura, matorral mediterráneo; bosque templado de hoja ancha, bosque subpolar, estepa y tundra de *Sphagnum*. De acuerdo con los esquemas biogeográficos propuestos por distintos autores (e.g. Cabrera y Willink 1973, Morrone 2001) pueden reconocerse diversas unidades biogeográficas en esta área. Posadas *et al.* (2001) analizan las prioridades de conservación de la biodiversidad de doce unidades biogeográficas de América del Sur austral: Provincia de la Puna (subregión Páramo Puneña); provincias de Coquimbo, Santiago, Curicó y Ñuble (subregión Chilena Central); provincias del Maule, Bosque Valdiviano, Bosque Magallánico (al que estos autores dividen en su porción continental e insular), Páramo Magallánico e Islas Malvinas (subregión Subantártica; Figura 2).

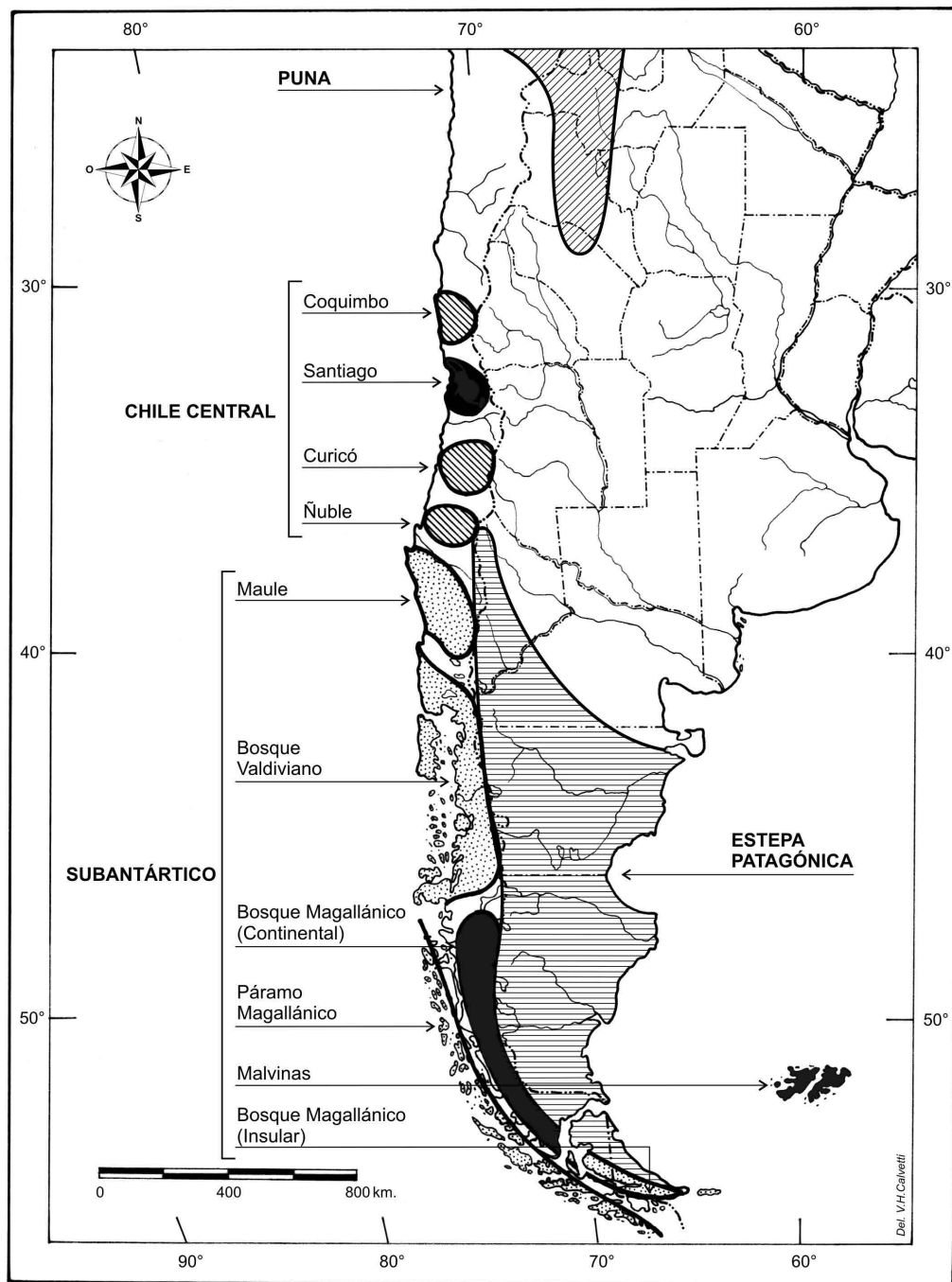


Figura 2. Áreas de América del Sur austral analizadas en el trabajo de Posadas et al. (2001). Sobre la base de información sistemática filogenética y biogeográfica de 115 especies estos autores establecieron un ranking de prioridades de conservación. Las tres áreas de mayor prioridad se destacan en negro. La provincia biogeográfica de Santiago recibió la mayor prioridad, seguida por las Islas Malvinas y en tercer lugar el Bosque Magallánico continental (modificado de Posadas et al. 2001).

Estos autores establecen una jerarquía de áreas de acuerdo con su prioridad de conservación combinando información sistemática y biogeográfica y desarrollando un protocolo que permite sintetizar en un método único información relativa a la historia evolutiva de los taxones así como a su contexto espacial.

El protocolo propuesto por Posadas *et al.* (2001) incluye el cálculo de un índice de peculiaridad taxonómica para 115 especies de taxones animales y vegetales que habitan América del Sur austral y para las cuales se dispone de información filogenética. La medida de peculiaridad taxonómica preferida por los autores corresponde al índice W estandarizado propuesto por Vane-Wright *et al.* (1991) y modificado por Posadas *et al.* (2001). Este índice se basa en la topología de los cladogramas y tiene en cuenta la cantidad de grupos (*i.e.*, nodos del cladograma) al que cada especie pertenece (para más detalle del cálculo de este índice ver Vane-Wright *et al.* 1991). La estandarización del índice W permite minimizar las diferencias entre las especies pertenecientes a distintos taxones generadas por la cantidad de terminales en cada cladograma. La aplicación del índice W estandarizado permite asignar a cada especie considerada un valor relativo a su peculiaridad filogenética. A su vez, este valor puede ser extrapolado a las áreas como la suma de los valores de W de todas las especies consideradas que habitan una unidad de área en particular.

Con el objetivo de incluir la información biogeográfica a su protocolo, Posadas *et al.* (2001) proponen: 1) utilizar como áreas a las unidades biogeográficas definidas previamente, considerando en este ejemplo 11 unidades geográficas de estudio; 2) dividir el valor del índice W estandarizado de cada especie particular por el número total de áreas que ésta habita, de modo que los taxones ampliamente distribuidos disminuirán su valor en relación con aquellos que son endémicos; 3) incluir la complementariedad de biotas en la evaluación, seleccionando el área de más alta prioridad de acuerdo con la información filogenética y endemismo de los taxones que la habitan, pero considerando complementariedad biótica con respecto a la primera área seleccionada para establecer la segunda área en prioridad. La complementariedad mide el número de especies no compartidas entre dos áreas. Numéricamente corresponde a la inversa del índice de Jaccard (Colwell y Coddington 1994). Los índices de complementariedad permiten minimizar el número de áreas protegidas maximizando al mismo tiempo el total de especies preservadas en dichas áreas. En caso de existir dos o más áreas con igual complementariedad con respecto a la primera, los autores recurrieron nuevamente a los índices filogenéticos para seleccionar entre ellas. Una vez seleccionada la segunda área, recalcularon la complementariedad entre las dos primeras áreas, consideradas ahora como una unidad, y las restantes y así sucesivamente. De este modo, el procedimiento de Posadas *et al.* (2001) permite establecer un orden de áreas de conservación considerando información filogenética y espacial de los taxones considerados.

Los resultados obtenidos por Posadas *et al.* (2001) establecieron que la máxima prioridad de conservación en América del Sur austral debería asignarse a la provincia biogeográfica de Santiago, seguida por las Islas Malvinas y en tercer lugar el Bosque Magallánico continental (Figura 2). La importancia para la conservación de la provincia de Santiago se ve reforzada por el hecho de que la misma ha sido considerada como un “hotspot” para la conservación de la biodiversidad (Myers *et al.* 2000), debido a que constituye un área con una concentración excepcional de especies endémicas que está experimentando una pérdida o fragmentación importante de hábitats. Esta área de clima mediterráneo presenta una

importante riqueza de especies, ya que si bien su área representa sólo un 6% del territorio chileno, alberga más de 3.000 especies de plantas vasculares (50% de las registradas para Chile). Las Islas Malvinas, por su parte, muestran una alta complementariedad con respecto a Santiago y poseen una fauna particular debido a su aislamiento geográfico con un gran porcentaje de endemismos a nivel específico en varios grupos de invertebrados (Posadas 2008).

Comentarios finales

La conservación de la biodiversidad será uno de los más difíciles desafíos que enfrentará la biología en las próximas décadas, y es fundamental para que la biodiversidad siga aportando a la humanidad los bienes y servicios esenciales que ha provisto a lo largo de la historia de nuestra especie. Por esta razón la evaluación de la biodiversidad debe realizarse teniendo en cuenta tantos factores como sea posible. Cualquier estrategia de conservación para ser exitosa debe fundamentarse en un adecuado conocimiento de la composición y distribución de la biodiversidad. La falta de apoyo al desarrollo de la Taxonomía y la Biogeografía Básica resulta en el agravamiento de los impedimentos linneano y wallaceano, resultando en una base endeble sobre la cual sustentar la conservación de la biodiversidad. En este contexto, el desarrollo de inventarios locales y regionales de flora y fauna debería ser un tema central en las agendas científicas de los países de América Latina.

Asimismo, los índices de diversidad filogenética combinados con información biogeográfica, la Panbiogeografía, el PAE basado en cuadrículas y la Filogeografía generan evaluaciones de la biodiversidad que reflejan la historia filogenética de los taxones y la historia de las áreas que habitan (Crisci *et al.* 2003). Estos métodos tienen en cuenta la recuperación de la riqueza contenida en los taxones como resultado del largo proceso de evolución histórica y espacial. La extinción de especies culmina no sólo con los taxones como unidades esenciales de una cadena ecológica, sino también con millones de años de evolución necesarios para dar origen a esos taxones, a las interacciones entre ellos y a todos sus cambios adaptativos para habitar áreas únicas.

No existe un criterio único que pueda ser utilizado en forma excluyente para evaluar adecuadamente la conservación de la biodiversidad (Crisci *et al.* 2003). La Biología de la Conservación es una disciplina multifacética, como lo es su objeto de estudio: los cambios en la biodiversidad. Las estrategias de conservación requieren de la evaluación de la biodiversidad desde la mayor cantidad de perspectivas posibles. Una de estas perspectivas implica dos disciplinas estrechamente relacionadas entre sí: la Sistemática y la Biogeografía.

Agradecimientos

A Javier A. Simonetti y Rodolfo Dirzo la invitación para participar en este libro. Los autores pertenecen al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET, Argentina) y la Universidad Nacional de La Plata (UNLP, Argentina), cuyo continuo apoyo agradecen. Este trabajo ha sido financiado a través de los proyectos PICT26298, PICT01977 (ANPCyT, Argentina) y PIP2009-2011 0729 (CONICET, Argentina).

Referencias

- AMAT G y F ESCOBAR (2000) Capacidad nacional de investigación en sistemática biológica en Colombia y breve reseña del estado actual del conocimiento taxonómico del orden Coleoptera. En: Martín-Piera F, JJ Morrone y A. Melic (eds) Hacia un proyecto CYTED para el inventario y estimación de la diversidad de entomológica en Iberoamérica: PrIBES-2000. vol 1. Monografías Tercer Milenio, SEA, Zaragoza: 137-144.
- AVISE JC (2000) Phylogeography: the history and formation of species. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts.
- BORTOLUS A (2008) Error cascades in the Biological Sciences: the unwanted consequences of using bad taxonomy in Ecology. *Ambio* 37: 114-118.
- BROWN BV (2005) Malaise trap catches and the crisis in Neotropical dipterology. *American Entomologist* 51: 180-183.
- BROWN JH y MV LOMOLINO (1998) Biogeography. Segunda edición, Sinauer Press, Sunderland.
- CABRERA A y A WILLINK (1973) Biogeografía de América Latina. Monografía N° 13. Organización de Estados Americanos, Washington.
- CARVALHO MR DE, FA BOCKMANN, DS AMORIM, CRF BRANDAO, M DE VIVO, JL DE FIGUEIREDO, HA BRITSKI, MCC DE PINNA, NA MENEZES, FPL MARQUES, N PAPAVERO, EM CANCELLO, JV CRISCI, JD MCEACHRAN, RC SCHELLY, JG LUNBERG, AC GILL, R BRITZ, QD WHEELER, MLJ STIASSNY, LR PARENTI, LM PAGE, WC WHELLER, J FAIVOVICH, RP VARI, L GRANDE, CJ HUMPHRIES, R DESALLE, MC EBACH y GJ NELSON (2007) Taxonomic impediment or impediment to taxonomy? A commentary on Systematic and the Cybertaxonomic-Automation Paradigm. *Evolutionary Biology* 34: 140-143.
- CAVIERES LA, MTK ARROYO, P POSADAS, C MARTICORENA, O MATTHEI, R RODRÍGUEZ, F SQUEO y G ARANCIO (2002) Identification of priority areas for conservation in an arid zone: application of parsimony analysis of endemism in the vascular flora of the Antofagasta region, northern Chile. *Biodiversity and Conservation* 11: 1.301-1.311.
- COLWELL RK y JA CODDINGTON (1994) Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B*. 345: 101-118.
- CRAW RC, JR GREHAN y MJ HEADS (1998) Panbiogeography: tracking the history of Life. Oxford University Press, New York.
- CRISCI JV (2001) La biodiversidad como recurso vital de la Humanidad. *Revista de la Academia Nacional de Agronomía y Veterinaria* 55: 256-268.
- CRISCI JV (2006a) Espejos de nuestra época: Biodiversidad, Sistemática y Educación. *Gayana Botánica* 63: 106-114.
- CRISCI JV (2006b) One dimensional systematist: perils in a time of steady progress. *Systematic Botany* 31: 217-221.
- CRISCI JV (2006c) Making taxonomy visible. *Systematic Botany* 31: 439-440.
- CRISCI JV, L KATINAS y P Posadas (2003) Historical biogeography: an introduction. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts.
- CRISCI JV, OE SALA, L KATINAS y P POSADAS (2006) Bridging historical and ecological approaches in biogeography. *Australian Systematic Botany* 19: 1-10.
- CROIZER RH (1992) Genetic diversity and the agony of choice. *Biological Conservation* 61: 11-15.
- CROIZER RH (1997) Preserving the information content of species: genetic diversity, phylogeny, and conservation worth. *Annual Review of Ecology and Systematics* 28: 243-268.
- DINERSTEIN E, DM OLSON, DJ GRAHAM, AL WEBSTER, SA PRIMM, MP BOOKBINDER y G LEDEC (1995) Una evaluación del estado de conservación de las ecoregiones terrestres de América Latina y el Caribe. WWF y World Bank, Washington DC.
- ERWIN TL (1982) Tropical forests: their richness in Coleoptera and other arthropod species. *Coleopterist Bulletin* 36: 74-75.
- FAITH DP (1992a) Conservation evaluation and phylogenetic diversity. *Biological Conservation* 61: 1-10.

- FAITH DP (1992b) Systematics and conservation: on predicting the feature diversity of subsets of taxones. *Cladistics* 8: 361-373.
- FAITH DP (1993) Biodiversity and systematics: the use and misuse of divergence information in assessing taxonomic diversity. *Pacific Conservation Biology* 1: 53-57.
- FAITH DP (1994a) Genetic diversity and taxonomic priorities for conservation. *Biological Conservation* 68: 69-74.
- FAITH DP (1994b) Phylogenetic pattern and the quantification of organismal diversity. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B* 345: 45-58.
- FAITH DP (1994c) Phylogenetic diversity: a general framework for the prediction of feature diversity. En: Forey PL, CJ Humphries y RI Vane-Wright (eds) *Systematics and conservation evaluation*. Clarendon Press, Oxford: 251-268.
- FERNÁNDEZ F (2000) Sistemática y filogenia de los himenópteros de la región Neotropical: Estado del conocimiento y perspectivas. En: Martín-Piera F, JJ Morrone y A. Melic (eds) *Hacia un proyecto CYTED para el inventario y estimación de la diversidad entomológica en Iberoamérica: PRIBES-2000*. vol 1. Monografías Tercer Milenio, SEA, Zaragoza: 211-231.
- GASTON KJ (1991) The magnitude of global insect species richness. *Conservation Biology* 5: 283-296.
- GIANGRANDE A (2003) Biodiversity, conservation, and the "taxonomic impediment". *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 13: 451-459.
- GUISAN A, CH GRAHAM, J ELITH, F HUETTMANN y The NCEAS Species Distribution Modelling Group (2007) Sensitivity of predictive species distribution models to change in grain size. *Diversity and Distributions* 13: 332-340.
- HEADS MJ (1990) Integrated Earth and Life Sciences in New Zealand natural history: the parallel arcs model. *New Zealand Journal of Zoology* 16: 549-585.
- HEARD SB y AØ MOOERS (2000) Phylogenetically patterned speciation rates and extinction risks change the loss of evolutionary history during extinctions. *Proceedings of the Royal Society of London, Series B* 267: 613-620.
- HUMPHRIES CJ, PH WILLIAMS y RI VANE-WRIGHT (1995) Measuring biodiversity value for conservation. *Annual Review of Ecology and Systematics* 26: 93-111.
- LOMOLINO MV (2004) Conservation Biogeography. En: Lomolino MV y LR Heany (eds) *Frontiers of Biogeography: new directions in the geography of nature*. Sinauer Associates, Sunderland: 239-296.
- LOZIER JD, P ANIELLO y MJ HICKERSON (2009) Predicting the distribution of Sasquatch in western North America: anything goes with ecological niche modelling. *Journal of Biogeography* 36: 1.623-1.627.
- LUCKY A, TL ERWIN y WITMAN JD (2002) Temporal and spatial diversity and distribution of arboreal carabidae (Coleoptera) in a Western Amazonian rain forest. *Biotropica* 34: 376-386.
- MALLET J (1995) A species definition for a modern synthesis. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 294-299.
- MALLET J (1996) The genetics of biological diversity: from varieties to species. En: Gaston KJ (ed) *Biodiversity: a biology of numbers and differences*. Blackwell, Oxford: 13-53.
- MARTICORENA C, O MATTHEI, R RODRÍGUEZ, MTK ARROYO, M MUÑOZ y F SQUEO (1998) Catálogo de la flora vascular de la II Región (Región de Antofagasta), Chile. *Gayana, Botánica* 55: 23-83.
- MILLER RL (1994) Setting the scene. En: Miller RI (ed) *Mapping the diversity of Nature*. Chapman y Hall, New York: 1-17.
- MORITZ C (1995) Uses of molecular phylogenies for conservation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B* 349: 113-118.
- MORRONE JJ (1994) On the identification of areas of endemism. *Systematic Biology* 43: 438-441.
- MORRONE JJ (2000) La importancia de los atlas biogeográficos para la conservación de la biodiversidad. En: Piera FM, JJ Morrone y A Melic (eds) *Hacia un Proyecto CYTED para el inventario y estimación de la diversidad entomológica en Iberoamérica: PRIBES 2000*, vol. 1. S.E.A., Monografías Tercer Milenio, Zaragoza: 69-78.

- MORRONE JJ (2001) Biogeografía de América Latina y el Caribe. M y T - Manuales y Tesis vol. 3, Sociedad Entomológica Aragonesa, Zaragoza.
- MYERS N (1990) The biodiversity challenge: expanded hotspots analysis. *Environmentalists* 10: 243-256.
- MYERS N, RA MITTERMEIER, CG MITTERMEIER, GAB DA FONSECA y J KENT (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- PLATNICK NI (1992) Patterns of biodiversity. En: Eldredge N (ed) *Systematics, ecology, and the biodiversity crisis*. Columbia University Press, Nueva York: 15-25.
- POSADAS P (1996) Distributional patterns of vascular plants in Tierra del Fuego: a study applying parsimony analysis of endemism (PAE). *Biogeographica* 72: 161-177.
- POSADAS P (2008) A preliminar overview of species composition and geographical distribution of Malvinian weevils (Insecta: Coleoptera: Curculionidae). *Zootaxones* 1704: 1-26.
- POSADAS P y DR MIRANDA-ESQUIVEL (1999) El PAE (Parsimony Analysis of Endemism) como una herramienta en la evaluación de la biodiversidad. *Revista Chilena de Historia Natural* 72: 539-546.
- POSADAS P, DR MIRANDA-ESQUIVEL y JV CRISCI (2001) Using phylogenetic diversity measures to set priorities in conservation: an example from southern South America. *Conservation Biology* 15: 1.325-1.334.
- PRANCE GT, H BEENTJE, J DRANSFIELD y R JOHNS (2000) The tropical flora remains undercollected. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 87: 67-71.
- PRESSEY RL, CJ HUMPHRIES, CR MARGULES, RI VANE-WRIGHT y PH WILLIAMS. 1993. Beyond opportunism: key principles for systematic reserve selection. *Trends in Ecology and Evolution* 8: 124-128.
- PURVIS A, PM AGAPOW, J GITTLEMAN y GM MACE (2000) Nonrandom extinction and the loss of evolutionary history. *Science* 288: 328-330.
- RAVEN PH (2002) Science, sustainability and the human prospect. *Science* 297: 954-958.
- RYDER OA (1986) Species conservation and the dilemma of subspecies. *Trends in Ecology and Evolution* 1: 9-10.
- SALA OE, FS CHAPIN III, JJ ARMESTO, E BERLOW, J BLOOMFIELD, R DIRZO, E HUBER-SANWALD, LF HUENNEKE, RB JACKSON, A KINZIG, R LEEMANS, DM LODGE, HA MOONEY, M OESTERHELD, N LEROY POFF, MT SYKES, BH WALKER, M WALKER y DH WALL (2000) Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287: 1.770-1.774.
- SIMONETTI J (1997) Biodiversity and a taxonomy of Chilean taxonomists. *Biodiversity and Conservation* 6: 633-637.
- STORK NE (1993) How many species are there? *Biodiversity and Conservation* 2: 215-232.
- VANE-WRIGHT RI, CJ HUMPHRIES y PH WILLIAMS (1991) What to protect? – Systematics and the agony of choice. *Biological Conservation* 55: 235-254.
- WALKER DE y JC AVISE (1998) Principles of phylogeography as illustrated by freshwater and terrestrial turtles in the southeastern United States. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29: 23-58.
- WHEELER QD, PH RAVEN y EO WILSON (2004) Taxonomy: impediment or expedient? *Science* 303: 285.
- WIENS JJ y MJ DONOGHUE (2004) Historical biogeography, ecology and species richness. *Trends in Ecology and Evolution* 19: 639-644.
- WITTHAKER RJ, MB ARAUJO, P JEPSON, RJ LADLE, JEM WATSON y KJ WILLIS (2005) Conservation biogeography: assessment and prospect. *Diversity and Distributions* 11: 3-23.
- WILSON EO (2000) On the future of Conservation Biology. *Conservation Biology* 14: 1-3.

