

Biodiversidad y conservación

Jesús Izco

Introducción

El término

Biodiversidad es un neologismo del lenguaje científico, de procedencia anglosajona (*biodiversity*), aunque con origen latino, como resultado de la contracción de la expresión diversidad biológica (*biological diversity*). La contracción podría ir más lejos y reducirse a «bd» (be-de, en español). El concepto de biodiversidad ya fue empleado por T.E. Lovejoy en 1980 con el sentido amplio que le damos ahora; el término biodiversidad, como contracción de diversidad biológica, fue introducido por Walter G. Rosen, en 1985, en un documento preparatorio para el que acabó por denominarse Foro Nacional de Biodiversidad, que tuvo lugar en Washington DC en septiembre de 1986.

¿Qué es la biodiversidad?

Se entiende por diversidad el rango de variación o variedad que existe en un conjunto de atributos; por otro lado, la Biología es la ciencia que estudia los seres vivos. La diversidad biológica sería, en consecuencia, la variedad que existe en el mundo vivo, es decir, en el seno de los individuos y entre ellos; este sentido amplio identifica la biodiversidad con la vida en el mundo. A partir de esta definición genérica se han propuesto muchas definiciones concretas, en las que se destacan distintos aspectos o procesos, o se hace hincapié en determinados niveles de organización biológica. La aparente sencillez de la diversidad

alcanza una enorme dispersión de contenidos según los objetos que se observan, sus características, sus propiedades, la escala de observación, etc.

La definición de biodiversidad difiere según los autores, por ejemplo: es el conjunto de plantas, animales, hongos y microorganismos del mundo, incluida su diversidad genética y la forma en la que se integran conjuntamente en comunidades y ecosistemas (P. Raven).

Diversidad Biológica es la variación de organismos vivos considerados desde todos los puntos de vista, incluidos, entre otros, los ecosistemas terrestres, marinos o de otros medios acuáticos, y los complejos ecológicos de los cuales forman parte; esto incluye la diversidad intraespecífica, interespecífica y de los ecosistemas. (Reunión sobre la Diversidad Biológica, art. 2.)

En el caso de que exista vida en otros planetas o se puedan recuperar organismos vivos distintos de los actuales a partir de registros fósiles, habría que incluirlos igualmente en el concepto de biodiversidad. Las nuevas formas de vida producidas por el hombre a partir de mutaciones, selección, reproducción artificial, o por biotecnología también se incluyen en el concepto de biodiversidad.

En la monografía del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), la biodiversidad se define como el total de la diversidad y variación de los seres vivos y de los sistemas de los cuales forman parte. Ello abarca la variación de los sistemas y de los organismos y la variación entre ellos, en niveles que van desde las biorregiones a los hábitats particulares, en cualquier rango de organización, incluidos los rangos por debajo de especie.

La biodiversidad abarca también el conjunto de complejas relaciones estructurales y funcionales dentro de esos niveles de organización y entre ellos, incluida la acción del hombre. La biodiversidad incluye esas variaciones desde sus orígenes y en sus procesos evolutivos, tanto en el espacio como en el tiempo.

El concepto de biodiversidad no es estrictamente asimilable al de diversidad biológica, usado por los ecólogos desde hace tiempo. El concepto ecológico está relacionado con la noción de incertidumbre, con el número de especies de las comunidades y con sus abundancias relativas ligadas a las condiciones ambientales y su variación en el tiempo o en el espacio. Forman parte de esta diversidad biológica conceptos tales como resiliencia, equitabilidad, dinámica de poblaciones, competencia intra-específica, depredación, etc. En este sentido, la diversidad biológica forma parte de la Ecología cuantitativa

A pesar de sus distintos enfoques, no se pueden separar los conceptos de biodiversidad y diversidad biológica; forman parte de un todo, que se analiza de forma fragmentaria por necesidades ligadas a las prácticas de estudio. Desde esta perspectiva, R. Margalef considera que la biodiversidad equivale al diccionario de la naturaleza viva, al conjunto de palabras disponibles, y que la diversidad biológica es el lenguaje utilizado por la naturaleza en cada momento y en cada lugar, de acuerdo con las condiciones locales. La naturaleza compondría así un texto particular, articulado y con sentido, para cada circunstancia, a partir del vocabulario general. Lo que resulta evidente es que sin vocabulario no hay literatura.

En resumen, la biodiversidad representa una perspectiva particular en el estudio de la Biología, considerada globalmente, con una filosofía diferente de la que supone el estudio unitario de los procesos que relacionan a los seres vivos, una visión plural frente a una visión monista.

Caracterización de la biodiversidad

Introducción

La biodiversidad se puede considerar desde tres puntos de vista principales: composición, estructura y función. Desde el punto de vista de la composición la biodiversidad se considera en tres planos de integración, aunque no son absolutamente conexos porque en todos los casos se parte de una realidad común. Las poblaciones representan el elemento común de los tres planos de la biodiversidad (Fig. 15-1). Esos planos corresponden respectivamente a las ciencias que llamamos Genética, Sistemática y Ecología. El hombre aporta a este modelo su biodiversidad cultural y constituye, a su vez, un factor modificador de las otras expresiones de la biodiversidad.

Biodiversidad genética

La biodiversidad genética representa la variación hereditaria dentro de las poblaciones y entre ellas, como expresión de la variación de las secuencias de los cuatro nucleótidos (adenina, timina, citosina y guanina), que constituyen el código genético expresado en el ADN. En su forma más evidente las variaciones se manifiestan en el cariotipo, en el número, tamaño y forma de los cromosomas (véase cap. 5), o en niveles moleculares: variación de alelos a través del polimorfismo proteico, diversidad del ADN mitocondrial, etc. La cantidad de ADN presente en cada célula de las especies de eucariotas varía enormemente, aproximadamente en cuatro órdenes de magnitud (Fig. 15-2). Es muy escasa la información sobre el genoma de las plantas, *Arabidopsis thaliana* (Crucíferas), con 10 cromoso-

Diversidad organísmica	Diversidad genética	Diversidad ecológica
Reinos Filos Familias Géneros Especies Subespecies Poblaciones Individuos	Poblaciones Individuos Cromosomas Genes Nucleótidos	Biomás Biorregiones Paisajes Ecosistemas Hábitats Nichos Poblaciones
Diversidad cultural Interacciones del hombre en todos los niveles		

Figura 15-1. Niveles de integración de la biodiversidad. (De V.H. Heywood e I. Baste, 1995.)

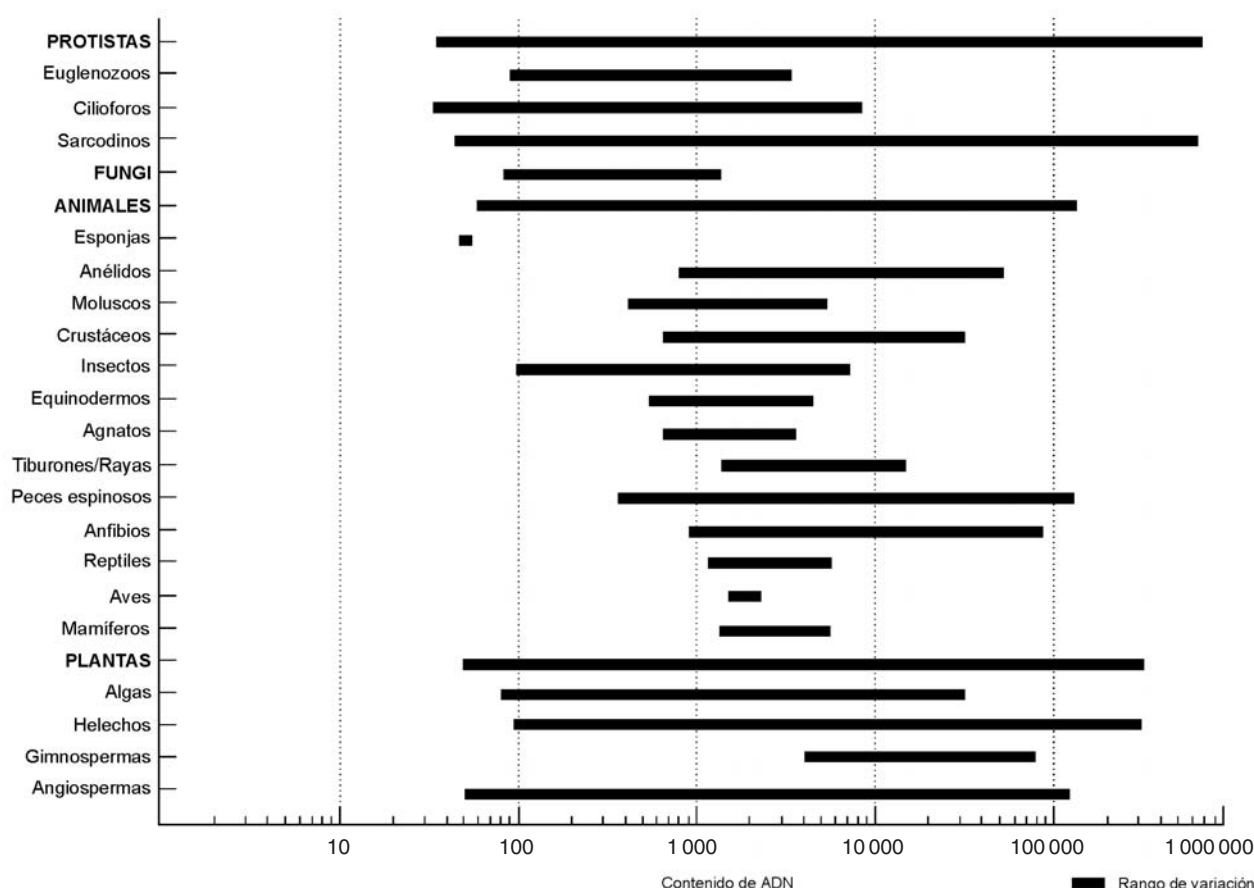


Figura 15-2. Rangos de variación de los contenidos de ADN en grupos de organismos eucariotas. (De R. Thomas, en B. Groombridge (ed.) 1992.)

mas, ha sido objeto de numerosos estudios genéticos y se ha convertido en la especie de experimentación en la genética de plantas vasculares, al igual que la mosca del vinagre o *Escherichia coli* lo son en otros campos. *Arabidopsis thaliana* es la primera planta de la que se ha secuenciado el genoma, que contiene 25 000 genes aproximadamente; el conocimiento sobre los cromosomas 2 y 4 es preciso, con 4 036 y 3 823 genes respectivamente, y aproximado en el resto. Además, los cromosomas de los cloroplastos contienen 87 genes y los mitocondriales 117 genes más. El conocimiento del número de genes no es, por otro lado, nada más que un primer paso, el conocimiento de interés radica en la función que cumplen esos genes, y aparentemente la mayor parte de este material genético son genes silenciosos (no codificantes de proteínas), por lo que es necesario profundizar en el estudio para determinar su significado y función.

Los aspectos más interesantes que han aportado los estudios genéticos a la biodiversidad y su conservación están relacionados con la rotura de las vías de dispersión y de migración, así como con la fragmentación de las poblaciones y la reducción de

su tamaño. La fragmentación afecta a la biodiversidad por la interrupción en los flujos genéticos entre las sub-poblaciones fragmentadas, con el consiguiente empobrecimiento genético debido a la endogamia. A esos procesos se une el riesgo de otras alteraciones del medio biótico y abiótico, entre los primeros la pérdida de seres esenciales en la biología de la reproducción, en la configuración del hábitat adecuado, etcétera, entre los segundos la alteración de las condiciones climáticas, la ruptura de los ciclos biogeoquímicos, etc.

Esas condiciones llevan a situaciones de deriva genética, depresión endogámica, etc., que pueden conducir a lo que se ha llamado vórtice de extinción o círculo vicioso de extinción, del que es prácticamente imposible salir.

Biodiversidad taxonómica

La diversidad de organismos integrados en diferentes niveles de clasificación, o diversidad taxonómica (idiotaxonómica), comprende la variación pasada y presente de los seres vivos cualquiera que sea

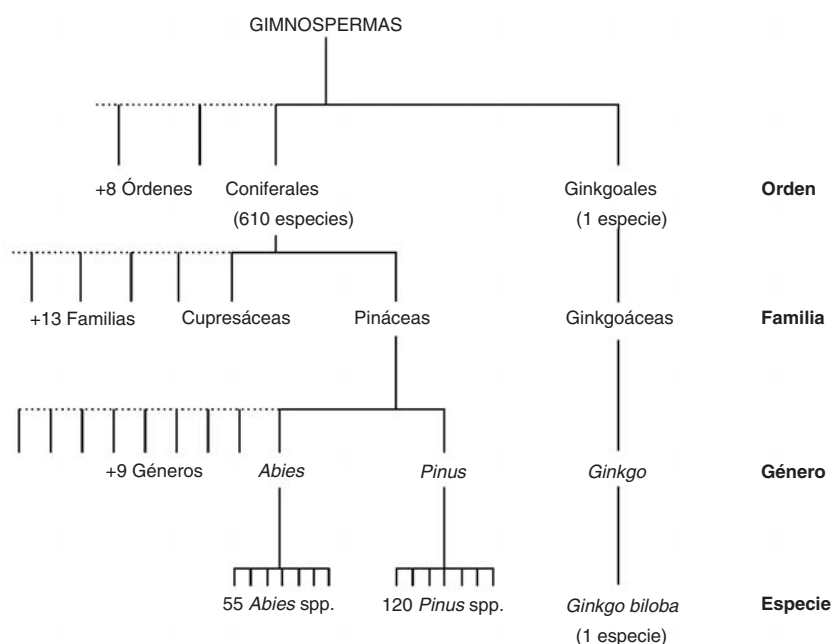


Figura 15-3. Clasificación de los géneros *Pinus* y *Ginkgo*. Resulta evidente el mayor aislamiento taxonómico de *Ginkgo*, sin taxones emparentados en distintos rangos (género, familia).

el rango de clasificación. La biodiversidad taxonómica parte de los niveles individual y poblacional, pero tiene su máxima expresión en los rangos sistemáticos, principalmente en el rango especie, sin excluir otros rangos superiores. La taxonomía de los organismos, tal como la conocemos hoy, inició su desarrollo a partir de los trabajos de Linneo.

Los rangos taxonómicos expresan o pretenden expresar el grado de caracteres compartidos y no compartidos de los organismos, caracteres expresados por sus genes. El grado de información genética condiciona el rango taxonómico porque es la causa de una mayor o menor semejanza, lo que se traduce en una mayor o menor proximidad taxonómica. De esta forma, una especie comparte una proporción importante de su información genética con otras especies del mismo género, mientras que una especie única en un género no comparte esa información con ninguna otra. El modelo se repite sucesivamente en los otros rangos de la escala taxonómica. La jerarquía taxonómica es, por tanto, una posible vía inversa para determinar la diversidad genética de los grupos. La regla sólo es válida dentro de cada gran grupo sistemático debido a las diferencias sustanciales existentes entre los distintos filos, e incluso entre distintos grupos dentro de un mismo filum, pero es aplicable dentro de grupos emparentados. La especie *Ginkgo biloba* reúne la información correspondiente al género *Ginkgo*, a la familia Ginkgoáceas, al orden Ginkgoales y a la clase Ginkgopsida; por el contrario, al menos una parte de la información genética de *Pinus sylvestris* está representada en otras especies del género *Pinus*, la del género *Pinus* en otros géneros de la familia, y así sucesivamente, con expresión

de los 11 géneros de Pináceas y una mayor diversidad en los rangos superiores (Fig. 15-3).

La cladística (véase cap. 1) ha abierto nuevos horizontes a la interpretación de la biodiversidad. Desde ésta se han propuesto distintas aproximaciones: las más utilizadas son las cercanía a la raíz del cladograma, la riqueza de los rangos superiores y la dispersión taxonómica. La primera da mayor valor individual a los taxones cuya divergencia se produce más cerca de la raíz del cladograma y comprende una o unas pocas especies, lo que significa que da un gran valor a los grupos relictos. El criterio basado en la riqueza de taxones de rango más elevado da más valor a los taxones de mayor rango con un mayor número de especies. La tercera aproximación contempla como criterio la dispersión, sin duda la más compleja de todas las formas de medida propuestas porque separa los taxones de forma equitativa en el conjunto de los rangos taxonómicos, seleccionando una mezcla de taxones de rangos altos, medios y bajos. Esos criterios se han explicado de forma idealizada en numerosas ocasiones, habitualmente con animales de distintos grupos, pero se pueden aplicar a las plantas de forma análoga.

El criterio de dispersión taxonómica es el que más se ajusta a la idea intuitiva de diversidad. Así, dos áreas que poseen igual número de especies son equivalentes desde el punto de vista de la riqueza específica. Sin embargo, la consideración de las relaciones filogenéticas de esas especies, según el criterio de dispersión taxonómica, indica que una de esas áreas posee mayor número de clados, lo que significa una mayor biodiversidad, y selecciona una de ellas frente a la otra (Fig. 15-4).

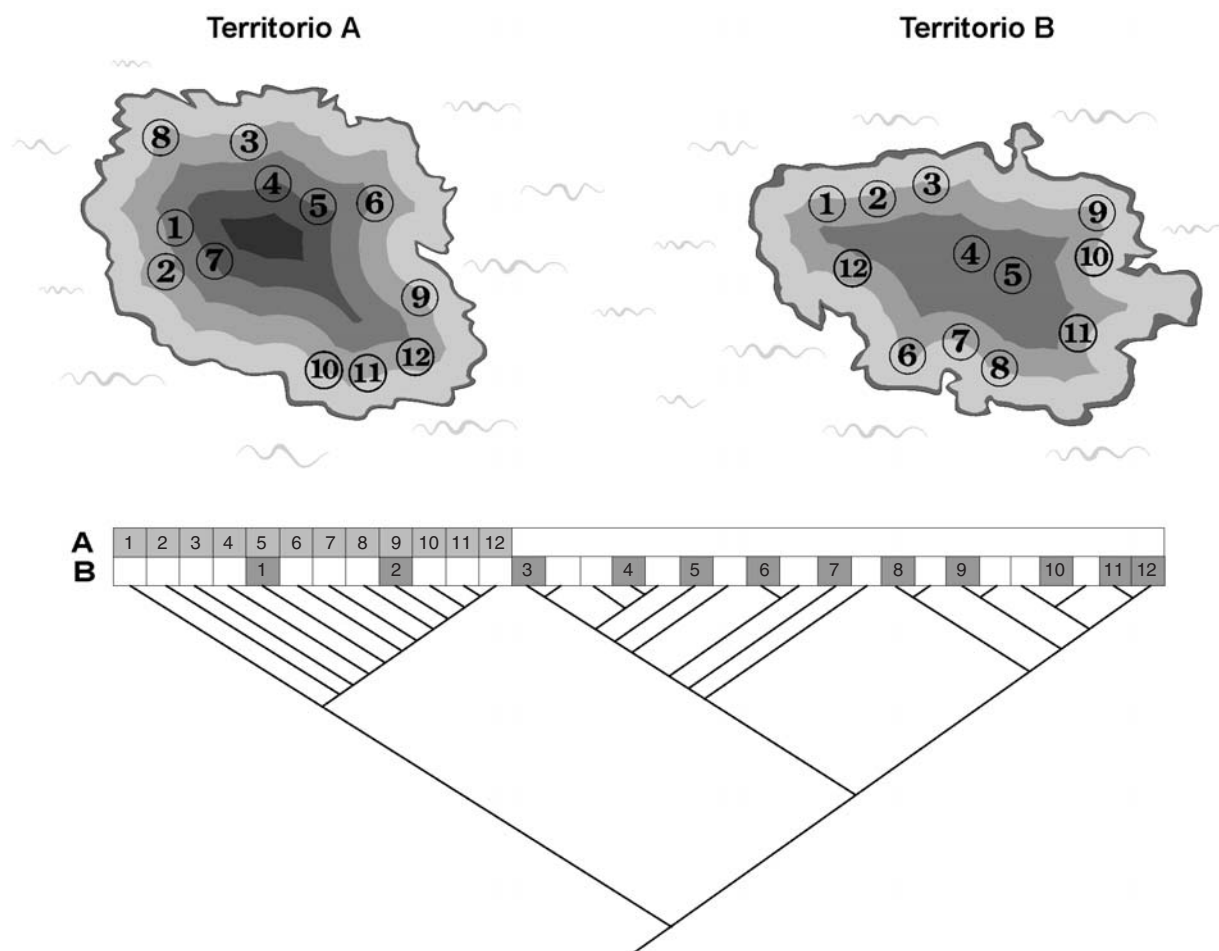


Figura 15-4. Igualdad de riqueza específica (12 especies) y desigualdad en la diversidad taxonómica de dos territorios semejantes. Las especies de cada uno de los territorios pertenecen a distintos clados, que se manifiesta en una mayor diversidad del territorio B. (Modificado de Q.D. Wheeler, 1995.)

Por estas razones, dado que la diversidad genética no es lineal en cada grupo taxonómico, que se puede dar mayor diversidad dentro de una especie que entre especies vecinas, y que hay especies que representan un papel más importante que otras en el mantenimiento del conjunto de la diversidad, es preferible hablar de riqueza taxonómica, o de riqueza específica, y no de diversidad específica cuando se hace referencia al número de especies de un territorio.

El conjunto de los organismos domesticados también forma parte de la biodiversidad taxonómica. El proceso de domesticación supone la inclusión de un organismo silvestre, en su conjunto o algunas de sus poblaciones, como parte de los sistemas de explotación o de gestión de la naturaleza por parte del hombre. El proceso de domesticación es gradual pero acaba por incidir en los procesos de selección de manera artificial, en contraposición a los procesos de selección natural. La selección de cultivares a lo largo de la historia de la agricultura y jardinería es parte del enriqueci-

miento de la diversidad taxonómica. La producción de nuevos cultivares ha sido práctica habitual en todos los sistemas agrícolas mediante técnicas de cruzamiento y selección. Hoy los cultivares se producen por manipulación genética directa, con técnicas de ingeniería genética, por las que se incorporan genes al genoma de la planta por intermedio de bacterias.

Biodiversidad de comunidades y paisajes

La diversidad de factores ambientales y de sus diferentes combinaciones, más la historia particular de cada uno de los territorios, es causa de una enorme diversidad de comunidades y de paisajes. El estudio de este tipo de diversidad se ha planteado en distintos niveles: comunidad, hábitat, ecosistema, bioma, ecorregión, etc., que representan distintos intentos de compartimentación, para reducir su extensión o su ámbito y hacer más fácil su análisis.

Muchas de las aproximaciones sistemáticas basadas en criterios estructurales o climáticos están lejos de conseguir la precisión y el valor inequívoco y universal alcanzado por las clasificaciones taxonómicas de plantas y de animales. Tiene mayor equivalencia la Fitosociología, que ha desarrollado el estudio tipológico de las comunidades vegetales, consideradas como unidades discretas, basadas en su composición característica de flora, en su estructura y en sus condiciones ambientales, así como en sus relaciones de sucesión. La propuesta es análoga a la taxonomía de plantas y animales en lo que se refiere a la concepción de las unidades (syntaxones) y a su ordenación en un sistema jerárquico de rangos, con un rango básico, la asociación. Los syntaxones sí responden a la necesidad de un sistema preciso y unívoco, y los distintos rangos permiten su aplicación en diversas escalas. En un grado de integración mayor, la Fitosociología ofrece la posibilidad de estudiar de la diversidad de los modelos de paisaje mediante modelos dinámico-catenales o el uso de syntaxones de alto rango.

Con los ecosistemas o los biomas ocurre algo similar a lo que sucede con las clasificaciones eco-fisionómicas: responden a definiciones imprecisas y muy poco sistematizadas. Por esta razón, los estudios de diversidad en este aspecto se han orientado de forma principal al estudio de los organismos que los componen, y mucho menos al estudio de ecosistemas y de biomas, de su propia diversidad como unidades de integración superior de la vida en la Tierra.

Biodiversidad cultural

La biodiversidad cultural expresa la variedad existente en los diversos grupos humanos respecto a sus creencias, características biológicas, formas de vida, vestimenta, expresiones musicales, lenguas, sistemas de explotación de los recursos, formas de organización y de comportamiento, etc. La diversidad de los grupos humanos, de lo que se llama grupos indígenas, es enorme, por encima de 6 400, de acuerdo con una serie de condiciones, entre otras:

- son descendientes de los habitantes originarios,
- están inmersos en el ecosistema natural,
- producen pocos excedentes,
- comparten valores y creencias,
- y se consideran a sí mismos como pertenecientes a ese grupo indígena.

La diversidad cultural muestra estrechas relaciones con la diversidad genética, taxonómica y paisajística, a causa de la relación del hombre con su entorno. Naturaleza y cultura son parte de un todo inseparable. De este modo, la diversidad antropológica, la diversidad cultural, tiene además implicaciones en las otras manifestaciones de la biodiversi-

dad, en los paisajes culturales, por ejemplo. Muchas de las culturas indígenas se ajustan al concepto «pueblos integrados en el ecosistema», que subsisten con escasos recursos y con bajo coste energético, frente a las economías de mercado, que viven ajenas al ecosistema en el que se integran y requieren una cantidad de energía mucho más alta. Por esta razón, los pueblos indígenas representan la fracción de población que causa menor impacto sobre la naturaleza; además, viven en lo que se ha llamado «territorios fronterizos» o «regiones refugio», donde los ecosistemas permanecen en condiciones poco alteradas. Esa coincidencia vincula los aspectos específicos de la biodiversidad cultural con la biodiversidad en general y con su conservación.

Las relaciones entre biodiversidad cultural, en sentido amplio, y biodiversidad botánica y zoológica son mucho más estrechas de lo que parece. De los 12 centros de mayor diversidad cultural, expresada por el número de lenguas habladas, 9 forman parte de la lista de países megadiversos; inversamente, 9 de los países con mayor número de especies y de endemismos están en la lista de los 25 países con mayor número de lenguas endémicas. Estas coincidencias entre pueblos indígenas y diversidad de flora y fauna se producen, sobre todo, en áreas tropicales, donde la diversidad cultural y la diversidad biológica son más altas. Cerca del 60 % de las áreas prioritarias seleccionadas por la Comisión Nacional para el Estudio y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), de México, se localizan en el centro y sur del país, más otro núcleo noroccidental, en coincidencia con la mayor diversidad de pueblos. En sentido inverso, la mitad de las 30 000 comunidades rurales mexicanas están localizadas en los 10 estados biológicamente más ricos, sobre un total de 31 estados y 1 distrito federal.

Por estas razones, la incorporación de las comunidades indígenas a los procesos de conservación representa la manera más inteligente y eficaz de proteger la naturaleza. La integración se justifica porque sus gentes no pueden quedar al margen, no pueden ser desarraigadas del medio que conocen y que les da sustento, y además porque es la única vía para el mantenimiento de la diversidad cultural. Asimismo, hay que tener en cuenta que los procesos de conservación pasan necesariamente por el conocimiento del medio que poseen los componentes de los pueblos indígenas.

Diversidad funcional

La diversidad funcional no puede separarse del concepto de biodiversidad, cualquiera que sea su naturaleza. La diferencia está en la atención que se presta a los procesos que se dan entre los componentes, más que a los componentes en sí mismos. Es

el concepto de diversidad aplicado a los flujos de materia y energía, o a las relaciones entre los componentes vivos y de éstos con los factores abióticos de un ecosistema. El concepto de ecosistema es precisamente eso, la comunidad de organismos, sus interacciones mutuas y las del conjunto con el entorno en que se desenvuelve. El funcionamiento de un ecosistema implica procesos de estabilidad, producción primaria, flujos de energía a través de los distintos niveles tróficos, ciclos de nutrientes, etc.

La estabilidad funcional de los ecosistemas se contempla desde dos puntos de vista: la resistencia y la resiliencia, dos respuestas a las perturbaciones ambientales. La resistencia de los ecosistemas expresa su capacidad para superar los cambios de los factores ambientales (temperaturas inusuales, modificaciones en la trofia, precipitaciones fuera de lo normal, etc.) y permanecer en su estado actual. A mayor resistencia, mayor capacidad para hacer frente a la perturbación. La resiliencia es la capacidad del ecosistema para retornar a su estado primitivo tras haber sido modificado por una perturbación. A mayor resiliencia, mayor capacidad de retorno. Cada ecosistema muestra una distinta resistencia para cada una de las perturbaciones ambientales, y otro tanto ocurre con la resiliencia; además, cada ecosistema presenta respuestas que le son propias.

Las hipótesis ligadas a los fenómenos de perturbación predicen que el máximo nivel de biodiversidad debería coincidir con perturbaciones de grado medio y no muy frecuentes, porque pocas especies son capaces de tolerar regímenes de perturbación muy intensos y frecuentes, y pocas especies son capaces de competir con éxito en hábitats sujetos a perturbaciones pequeñas y esporádicas o no perturbados. Si las perturbaciones tienen lugar con una frecuencia suficientemente alta acaban por operar selectivamente sobre la morfología, la fisiología o el comportamiento de las especies; por tanto, sobre la composición de la comunidad. J.P. Grime propuso, hace 30 años, que las plantas se podían clasificar con arreglo a tres criterios principales: tolerancia al estrés, capacidad de competición y capacidad de resistencia a condiciones cambiantes, de forma análoga a la que rige la clasificación de las especies ani-

males en especialistas de estrategias *r* o de estrategias *k*.

En el aspecto funcional es evidente que uno de los factores más determinantes, la disponibilidad de energía, está relacionado con la biodiversidad cuando se considera en ámbitos suficientemente amplios. Los ecosistemas que disponen de cantidades suficientes de recursos y de condiciones climáticas adecuadas poseen elevadas tasas de producción primaria, y estos sistemas tienden también a mostrar una alta diversidad (Tabla 15-1). La evapotranspiración anual, como expresión de la energía disponible, explica estadísticamente hasta el 76 % de la variación de la diversidad de especies arbóreas de Estados Unidos a través del continente. Este tipo de gradientes de diversidad de árboles está más estrechamente relacionado con la productividad climática que con otras variables geográficas, incluida la latitud. El efecto es claro en los bosques tropicales, donde una hectárea puede ser más rica en especies arbóreas que todo el continente europeo.

Estimaciones y cuantificación de la biodiversidad

La magnitud de la biodiversidad es un interrogante que todavía no ha encontrado respuesta. De las distintas formas de expresión de la diversidad que se han sistematizado, en ninguna se puede cuantificar de forma precisa el número de entidades que la componen, en muchos casos ni siquiera el orden de magnitud. La primera conclusión a la que se llega, por tanto, es que las magnitudes de la biodiversidad no se conocen. Ello no excluye la existencia de aproximaciones y estimaciones para los diversos niveles y grupos con base en los distintos sistemas de medición. La cuantificación tropieza también con problemas derivados de la dispersión de la información.

Estimaciones de los grupos taxonómicos

La riqueza se expresa en cualquiera de los rangos taxonómicos (especie, género, familia, orden), pero es

Tabla 15-1. VALORES TÍPICOS DE PRODUCTIVIDAD PRIMARIA NETA Y RIQUEZA RELATIVA DE ESPECIES.
(De R. A. VIRGINIA y D. H. WALL, 2001.)

TIPO DE ECOSISTEMA	PRODUCTIVIDAD PRIMARIA NETA (g C/m ² /AÑO)	RIQUEZA RELATIVA DE ESPECIES
Bosque tropical lluvioso	900	Muy alta
Bosque templado	540	Intermedia
Pradera	315	Intermedia
Desierto	12	Baja
Hiperdesierto	1,5	Muy baja

habitual el uso del rango especie. La riqueza específica muestra el número de especies presentes en un área o en una muestra determinadas, como expresión de la diversidad.

La medida de la diversidad es la base de los estudios orientados a localizar las áreas con tasas de riqueza especialmente altas, las llamadas áreas de alta biodiversidad, y los países con mayor número de especies o países megadiversos. Se trata de enfoques en distintas escalas: / -diversidad en el caso de las comunidades y Σ y \odot diversidad en el estudio de los grandes territorios.

El procedimiento más seguro y directo de medida de la biodiversidad es el inventario. Desgraciadamente no se conoce toda la diversidad existente y no toda la diversidad conocida está sistematizada en inventarios por grupos biológicos. Incluso en grupos bien conocidos, como las plantas vasculares, las previsiones para la redacción de algunas floras generales son a medio y a largo plazo. Muchas de las floras ya iniciadas tienen previsto su remate dentro de decenios y otras están previstas para fechas más lejanas: la *Flora Malesiana* dentro de 100 años y la *Flora Neotropica* dentro de cuatro siglos.

La simple relación de las especies descritas es una base para medir la diversidad. El clásico *Index Kewensis*, hoy con el nombre de *Kew Index*, por ejemplo, recoge unos 830 000 nombres de plantas con semillas descritas entre 1753 y 1965, más 140 000 publicados desde 1965 a 1990, con un total aproximado de un millón al día de hoy. De ese millón de nombres muchas propuestas se refieren a conceptos

específicos previamente descritos, son sinónimos taxonómicos posteriores, por lo que el número de especies aceptadas es mucho menor. De forma análoga existen índices de otros grupos: helechos, algas, briofitas, etc. Tales índices, de indudables ventajas, no permiten sin embargo una cuantificación exacta de las especies descritas por razones diversas:

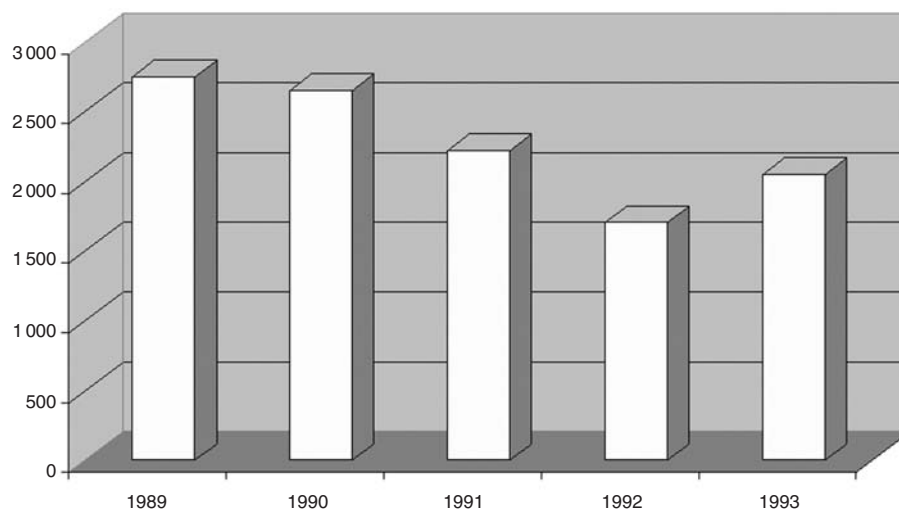
- En ciertos grupos el concepto de especie es muy laxo, lo cual dificulta el propio listado y su comparación con otros grupos sistemáticos.
- No se conoce con exactitud si existe identidad con otros organismos, como en hongos liquenizados frente a no liquenizados.
- La propuesta taxonómica es considerada por otros especialistas del grupo un sinónimo de otra especie ya descrita.
- El rango de especie no basta para recoger toda la diversidad conocida.

Si existen dificultades en la cuantificación de las especies descritas, los problemas son mucho mayores cuando se trata de estimar el número de especies existentes, las descritas más las no descritas. Las estimaciones son siempre por métodos indirectos, por extrapolaciones de carácter estadístico, aunque sean simples relaciones. Los cálculos proporcionales han sido frecuentes en la cuantificación de grupos y territorios diversos a partir de grupos y territorios con diversidad conocida. Tales estimaciones no permiten cuantificar de manera precisa, pero dan una idea de la magnitud de la diversidad de un grupo y

Tabla 15-2. NUEVAS ESPECIES Y SUBESPECIES DESCRITAS DESDE 1970 HASTA 1997 EN LA FLORA IBÉRICA (ESPAÑA Y PORTUGAL CONTINENTALES MÁS ISLAS BALEARES) CONSIDERADAS EN *FLORA IBERICA* (TOMOS 1-6, 8). SE INDICA EL NÚMERO DE GÉNEROS A LOS QUE AFECTAN LAS NUEVAS PROPUESTAS DENTRO DE CADA FAMILIA CON NOVEDADES. NO SE HAN CONSIDERADO LAS PROPUESTAS BASADAS EN PROPUESTAS PREVIAS CON RANGO SUPERIOR A VARIEDAD (Modificado de J. Izco, 1998.)

FAMILIA	N.º GÉNEROS	N.º SP.	N.º SUBSP.
Ranunculáceas	4	8	7
Papaveráceas	2	2	1
Fagáceas	1	1	—
Cariofiláceas	9	16	17
Portulacáceas	1	—	4
Plumbagináceas	2	72	17
Hipericáceas	1	—	—
Cistáceas	4	4	7
Crucíferas	13	13	11
Resedáceas	2	2	2
Ericáceas	1	1	—
Primuláceas	3	2	4
Saxifragáceas	1	3	2
Timeleáceas	1	—	1
Santaláceas	1	1	—
Euforbiáceas	1	2	5
Rosáceas	4	62	2
Total		188	80

Figura 15-5. Número de nuevas especies incorporadas al *Index Kewensis* en el quinquenio 1989-1993. Los datos corresponden a taxones nuevos y no incluye nuevas combinaciones ni nuevos nombres. (De G. T. Prance, 1995.)



se emplean tanto para evaluaciones generales como para territorios concretos.

Los ritmos de nuevas descripciones permiten también la previsión del montante final del grupo. Las series de descripciones a lo largo del tiempo, en grupos bien conocidos, muestran curvas de tipo sigmoideo, de manera que ritmos más lentos se interpretan como estadios finales, en los que apenas quedan especies por describir. De nuevo, el procedimiento está limitado por causas que han influido en la cuantía de las descripciones a lo largo del tiempo: modas que han cambiado el grado de interés por el grupo, incorporación de nuevos criterios de clasificación o de nuevas técnicas que permiten acceder a caracteres inaccesibles previamente, etc. El uso de microcaracteres, de caracteres químicos, de análisis de ADN, de técnicas de cladística, etc., ha cambiado y está cambiando los ritmos de descripción de especies respecto a los ritmos anteriores, con descripciones basadas fundamentalmente en caracteres morfológicos e histológicos. Incluso el número de nuevas propuestas (especies y subespecies) en la flora de un área bastante bien conocida, como es la flora de la Península Ibérica (España y Portugal continentales) y del archipiélago de las Baleares, es muy alta (Tabla 15-2). Sin embargo, las tasas de incremento con respecto al número de especies ya descritas no se pueden generalizar; los números de especies y subespecies nuevas esconden incrementos muy diferentes: de las 188 nuevas especies descritas desde 1970, incluidas en los 8 primeros volúmenes de *Flora Iberica*, 54 pertenecen al género *Alchemilla* y 53 a *Limonium*, mientras que los restantes géneros se han incrementado en muchas menos especies.

Las tasas de nuevas descripciones de plantas con flores son todavía altas; el ritmo de nuevas descripciones en el mundo crece en la actualidad a razón de 2 000 especies por año (Fig. 15-5). En grupos amplios

y poco conocidos las tendencias son erráticas y la predicción más difícil.

Cuando no hay otras referencias aplicables es posible la estimación mediante el análisis del número de especies por superficie, que permite extrapolaciones de acuerdo con fórmulas contrastadas experimentalmente. Es regla general que el número de especies crece cuando aumenta el tamaño del área (Fig. 15-6); por otro lado, ese crecimiento tiende a ajustarse a la ecuación que formalizó el botánico Olaf Arrhenius, para la relación especies/área, en 1921:

$$S = cA^z,$$

que tras la transformación logarítmica se convierte en

$$\log S = \log c + z \log A$$

ecuación que corresponde a una recta, en la que S = número de especies, A = área en la que vive la especie y c y z son constantes.

El análisis de las relaciones especies/área ha puesto de manifiesto que la mayoría de los valores de z caen dentro del rango 0,20-0,35, o lo que es lo mismo, la cantidad de especies es proporcional a la raíz

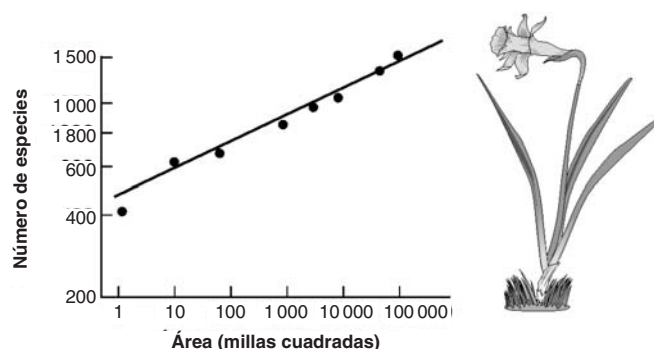


Figura 15-6. Relación entre riqueza específica y área. (De A. Magurran, 1988.)

quinta a raíz cúbica del área. El método tiene importantes limitaciones: parece que en la variación están implicados otros fenómenos no ligados al tamaño del área; por ejemplo, los valores de z obtenidos en áreas grandes continentales son menores que en islas de tamaño semejante, lo que representa, para áreas del mismo tamaño, una riqueza de especies menor en los continentes. A pesar de todo, el método permite predicciones imposibles de alcanzar a partir de otros criterios.

Otros métodos se han usado menos. Los métodos basados en el número de simbioses se han aplicado en el cálculo de hongos micorrizógenos, por ejemplo.

Biodiversidad taxonómica

La riqueza específica es el aspecto mejor conocido de la diversidad biológica como fruto de la labor de clasificación de los taxónomos durante 250 años. Las cifras estimadas, tanto del número de especies descritas como presumiblemente existentes, tienen un

amplio rango de variación. Las cifras extremas de especies existentes varían enormemente según los cálculos empleados, con mínimos en torno a los 3 millones y máximos de 15 millones en las previsiones más conservadoras, que se elevan hasta 30 e incluso 100 millones en las previsiones más inflacionistas. Sin duda, los mínimos son más fiables que los máximos al contar con el punto de partida de las especies ya descritas.

La diversidad está repartida de forma desigual entre los distintos grupos sistemáticos, y puede expresarse de forma gráfica proporcional (Figura 15-7). La desigualdad es evidente, sobre todo si se consideran las bacterias, el grupo más numeroso desde el Cámbrico y apenas conocido. Las diferencias son también manifiestas entre los hongos y las plantas, y también dentro de éstas. Las plantas vasculares son el grupo mejor estudiado, por lo que se esperan incrementos más modestos que en otros grupos de seres vivos; de todos modos todavía es habitual de descripción de plantas nuevas (Fig. 15-5). En efecto, aparte de numerosas especies y géneros, durante la pasada

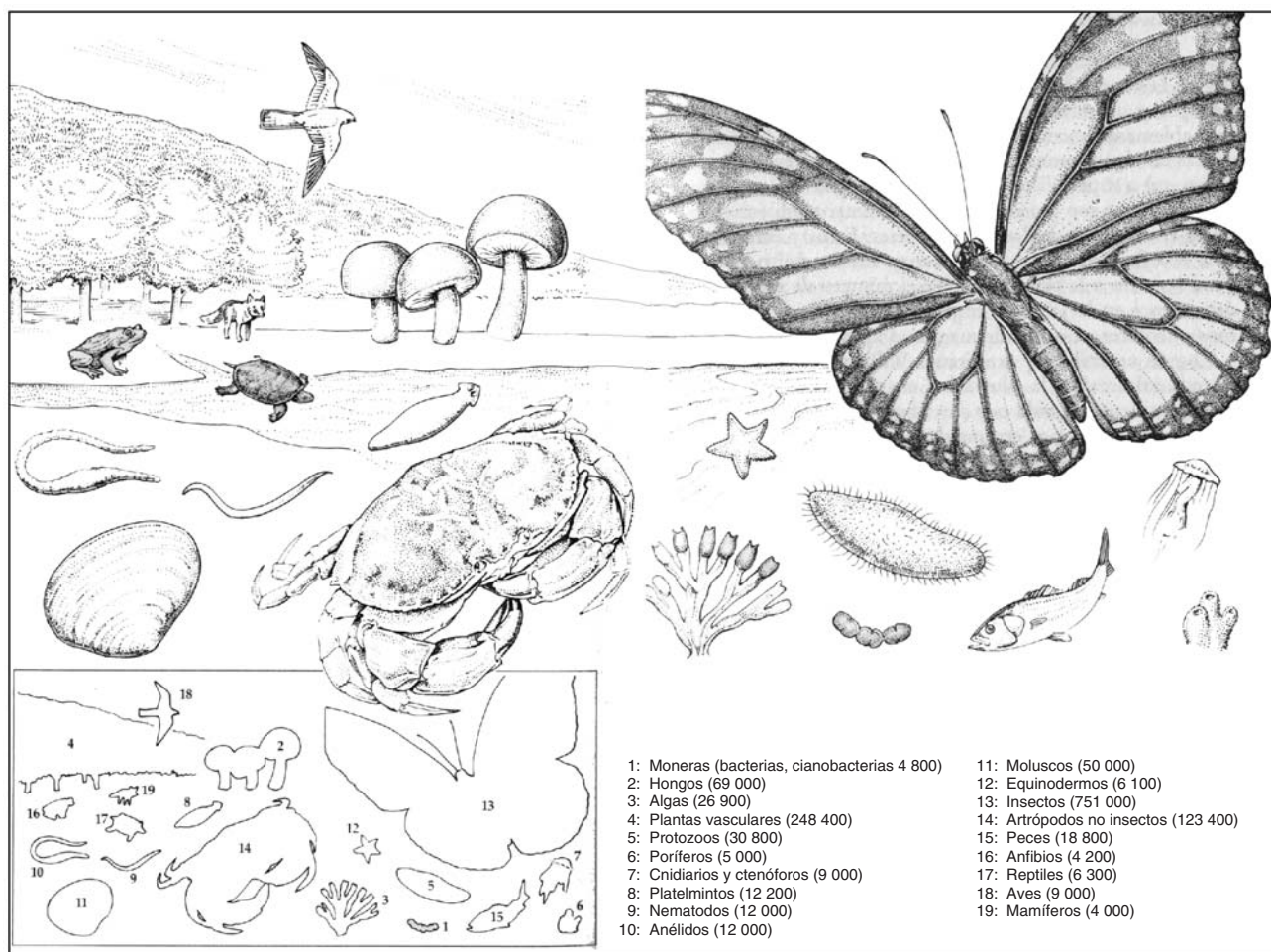


Figura 15-7. Representación idealizada de la biodiversidad, en la que el tamaño de cada grupo biológico se ha representado a escala proporcional con el número de especies que contiene respecto al total de especies conocidas. (De E. O. Wilson, 1992.)

década, por ejemplo, se han descrito tres nuevas familias de plantas con flores en América Central y México.

Los hongos son uno de los grupos en los que hay mayor diferencia entre el número de especies descritas y las previstas, que pueden llegar al millón y medio en total. Entre ellos los grupos mejor conocidos son los Ascomicetos y Basidiomicetos, con un total de 7 500 géneros. En contra de la tendencia habitual, las áreas más ricas se localizan en climas templados, principalmente en los bosques lluviosos de Sudamérica, Nueva Zelanda y Tasmania, sudeste de Australia y las altas montañas de las islas tropicales del Pacífico.

El conjunto de algas, desde las unicelulares a las pluricelulares más complejas, se diversifica en grupos (clases) muy diferentes en cuanto al número de géneros y especies que contienen. Las cifras de especies descritas son pobres respecto a las estimadas, en torno a las 150 000 de acuerdo con estimaciones conservadoras. Las algas verdes comprenden unos 170 géneros y poco más de 71 000 especies. Entre las verdes pluricelulares la diversidad taxonómica es baja en géneros y familias; las familias más amplias son las Cladoforáceas (300 spp) y Codiáceas (100 spp). El grupo de grandes algas pardas (Feofíceas) está diversificado en unos 265 géneros y más de 1 500 especies. Las algas rojas constituyen el grupo más diverso entre las grandes algas, con unos 15 órdenes y 555 géneros y 5 000 especies aproximadamente.

Los patrones de localización de la diversidad de los grupos de algas no son idénticos para los distintos grupos, pero se aprecian algunas tendencias comunes. Las costas pacíficas del Japón se sitúan en los puestos de cabeza entre todos los grupos de grandes algas, con un total de más de 1 500 especies; a las costas japonesas les siguen las costas del Atlántico Norte y las atlánticas de América de Norte, que sobrepasan las mil especies; vienen luego los mares de Chile, California, África oriental y Noroeste de América del Norte, todos ellos con más de 600 especies. La flora mediterránea es bastante rica, con 430 especies en el Egeo, a las que hay que añadir las del Mediterráneo Central y el Occidental, en conjunto con tasas de endemismos relativamente altas y una buena proporción de especies mediterráneo-atlánticas. Las áreas más pobres en algas se localizan en las costas donde los afloramientos de aguas profundas frías son más intensos: las costas occidentales de África y América del Sur, las islas oceánicas, a miles de kilómetros de tierra firme, y los mares antárticos.

Las briofitas comprenden unas 14 000 especies, 8 000 musgos y 6 000 hepáticas, aproximadamente, más unas pocas antocerotas. Otras estimaciones elevan la cifra a 25 000. En relación con su organización y estructura, las áreas con climas húmedos y oceánicos son las más ricas en briofitas, riqueza que se incrementa si esas condiciones se han mantenido

estables durante mucho tiempo. Las grandes islas del sudeste asiático (Nueva Guinea, Célebes y Borneo) junto con las áreas de alta montaña y las de clima templado de Sudamérica son las más ricas, con 3 000 especies cada una aproximadamente.

Entre las plantas vasculares destaca la pobreza actual de helechos, unas 40 familias, algo más de 130 géneros y unas 12 000 especies, 22 000 según otras aproximaciones, frente a la diversidad existente en las plantas con flores. Las familias más ricas son las Polipodiáceas y Telipteridáceas, con mil especies cada una. Desde un punto de vista geográfico, la diversidad se concentra en los trópicos: un 12,5 % de la riqueza específica se concentra en el Sudeste Asiático y Papúa-Nueva Guinea y un 10 % en India y en áreas especialmente ricas de Madagascar y de los Andes tropicales (véase Fig. 12-2).

Las Gimnospermas constituyen un grupo reducido. Bien diversificadas en rangos superiores por su larga historia evolutiva, pero pobres en los rangos inferiores, contienen unas 20 familias, y 65-75 géneros, con un total de 800-850 especies. Pináceas, Cupresáceas y Podocarpáceas son las más ricas en especies; *Pinus*, con 120 especies, es el género más diversificado.

La mayor diversidad de plantas se da entre las Angiospermas. Hace 25 años se estimaba la existencia de 230 000 especies, pero el número ha ido creciendo a medida que aumentaba el conocimiento de las floras locales hasta superar las 320 000 según estudios realizados en el año 2000. Sin embargo, R. Govaerts ha analizado recientemente, con detalle, las especies descritas en distintos territorios y ha comparado el resultado con las especies recogidas en el *Index Kewensis*, lo que le lleva a estimar un total aproximado de 400 000 especies de plantas con semillas. El número de géneros se sitúa entre los 13 500, como cifra más baja, y los 17 000 como más alta, de acuerdo con los criterios empleados en el análisis y las fuentes de información. La diversidad en el rango familia se ha evaluado entre 200 y 600 según criterios más o menos conservadores. Entre ambos extremos, se considera que existen aproximadamente 500 familias bien diferenciadas y caracterizadas.

Una veintena de familias supera la barrera de 3 000 especies (Tabla 15-3). Entre ellas reúnen un tercio de los géneros y un cuarto de las especies; son las familias llamadas naturales, porque la constancia y evidencia de sus caracteres las identifican con facilidad: Orquidáceas, Compuestas, Leguminosas y Gramíneas, a las que, en conjunto, pertenecen 1 de cada 4-5 especies conocidas. Las cifras indicadas de estas cuatro familias difieren algo de otras estimaciones; en concreto, son más elevadas las de las Compuestas y más bajas las de las Orquidáceas, de las que se ha llegado a considerar la existencia de 35 000 especies.

Tabla 15-3. RIQUEZA TAXONÓMICA DE LAS FAMILIAS MÁS RICAS EN ESPECIES (> 3 000) ENTRE LAS PLANTAS CON FLORES. LAS CIFRAS TRANSCRITAS SON LAS MÁXIMAS INDICADAS EN EL TEXTO. (Datos base de V. H. Heywood, 1985.)

FAMILIA	N.º DE GÉNEROS	N.º DE ESPECIES
Dicotiledóneas		
Compuestas	1 000	25 000
Leguminosas	700	17 000
Rubiáceas	500	7 000
Euforbiáceas	300	5 000
Rosáceas	122	3 500
Escrofulariáceas	220	3 000
Melastomatáceas	240	3 000
Ericáceas	100	3 000
Labiadas	200	3 000
Crucíferas	380	3 000
Mirtáceas	100	3 000
Solanáceas	85	3 000
Umbelíferas	300	3 000
Verbenáceas	75	3 000
Monocotiledóneas		
Orquidáceas	750	18 000
Gramíneas	650	9 000
Ciperáceas	70	4 000
Liliáceas	250	3 500
Total	6 042	119 000

Una forma particular de biodiversidad se manifiesta en las plantas domesticadas por el hombre, proceso que inició hace 10 000 años, al pasar de sistemas de explotación basados en la recolección a sistemas basados en el cultivo. Desde entonces el número de especies cultivadas ha crecido sin interrupción, con un máximo probable a finales del siglo XIX. En ese tiempo coincidió la máxima expansión de la agricultura, antes del comienzo del empleo de técnicas agrícolas contrarias al mantenimiento de la diversidad. Se estima que existen entre 10 000 y 80 000 especies vegetales que son potencialmente comestibles, muchas de ellas multiplicadas en un sinnúmero de cultivares. Aunque no se dispone de un censo detallado de las plantas comestibles del mundo, el listado más completo, debido a G. Kunkel, contiene unas 12 500 especies, pertenecientes a unos 3 100 géneros, distribuidos en 400 familias.

Las familias con mayor número de especies domesticadas no coinciden de forma ajustada con las más ricas; destaca sobre todo la ausencia de las Orquidáceas, que salvo su cultivo como ornamentales no aportan más que una especie de interés agrícola, la vainilla (*Vanilla planifolia*) y algunas más que aportan unos tubérculos de poco interés. Las cifras absolutas son poco explicativas, porque del conjunto de plantas cultivadas apenas una veintena de especies soportan la mayor parte de la producción agrícola.

El número de cultivares de las especies comestibles más comunes es enorme. Es posible hacer una estimación de su magnitud, pero muy difícil cuantificar

con precisión los cultivares existentes en cada una de ellas. A los problemas que se plantean en la cuantificación de las especies se añade la imprecisión en la definición de la mayoría de los cultivares y razas de cultivo existentes. Simples diferencias en la morfología, en la ordenación o en el tamaño de órganos vegetativos o reproductores dan pie a la consideración de un tipo particular. Los números sobre cultivares hay que tomarlos con cautela por razones de imprecisión, o por la inflación derivada del uso de nombres distintos para las mismas entidades biológicas.

Los recursos vegetales cultivados de plantas alimenticias se complementan con las plantas utilizadas en medicina tradicional. No hay datos precisos, pero se puede calcular que unas 25 000 especies se utilizan con fines curativos en uno u otro grado. En el capítulo de las ornamentales tampoco es posible precisar el número de especies empleadas; el proyecto de flora ornamental cultivada en Europa, todavía no finalizado, prevé la existencia de 12 000 especies ornamentales en el continente europeo. Otro proyecto, también iniciado, sobre la Flora Ornamental Española (continente, Baleares y Canarias), parcialmente publicado, estima la existencia de 8 000 especies cultivadas en el país, entre las que se incluyen algunas autóctonas también cultivadas. Las cifras se incrementan enormemente si se desciende del rango específico, pues al igual que los agricultores, los jardineros han conseguido un gran número de cultivares de especies ornamentales a partir de técnicas de cruzamiento, injerto, etc. Por ejemplo, son miles los cultivares de *Rosa* exis-

Tabla 15-4. RIQUEZA SINTAXONÓMICA DE LA VEGETACIÓN DE ESPAÑA Y PORTUGAL (INCLUIDOS LOS ARCHIPIÉLAGOS DE BALEARES, CANARIAS Y MADEIRA) POR GRUPOS SUCESIONALES Y ECOLÓGICOS. (Datos de S. Rivas-Martínez *et al.*, 2001.)

TIPOS DE VEGETACIÓN	CLASES	ÓRDENES	ALIANZAS	ASOCIACIONES
Vegetación acuática flotante, sumergida o emergida	7	9	21	73
Vegetación dulceacuícola fontinal, anfibia y turfófila	8	13	34	190
Vegetación litoral halófila	8	14	39	194
Vegetación casmofítica, glerícola y epífita	8	16	58	350
Vegetación antropógena de lindero de bosque y megafórbica	10	25	68	438
Vegetación climatófila supraforestal criófila de suelos crioturbados	5	5	11	43
Vegetación pratense y pascícola	10	23	53	481
Vegetación serial sufruticosa, fruticosa y arbustiva	5	11	40	363
Vegetación potencial forestal, preforestal, semidesértica y desértica	9	16	56	364
Vegetación potencial y natural canaria y madeirense	5	8	19	69
Total	75	140	399	2 565

tentes en el jardín de Bagatelle, de París, o de la proyectada colección del Jardín Botánico Juan Carlos I, de Alcalá de Henares (Madrid); hay que contar también por miles los cultivares de *Camellia*, etc.

Biodiversidad sintaxonómica

El estudio de la vegetación se ha desarrollado a partir de la identificación de tipos discretos particulares definidos por su composición florística y las condiciones ambientales que justifican su existencia. Estos tipos se ordenan en rangos jerárquicos, que van desde la asociación, en la base del sistema, hasta la clase, como rango de más alta categoría. El número de asociaciones vegetales y de rangos fitosociológicos superiores descritos es muy alto, fruto de casi cien años de trabajo en este campo en todo el mundo. El trabajo analítico no ha ido acompañado en igual medida de trabajos de síntesis; sólo en los últimos

años se han iniciado los catálogos regionales o nacionales de territorios bien conocidos y con suficiente rigor para ser representativos. Es el caso de la Unión Europea, a instancias de lo prescrito en la Directiva Hábitat (Directiva 42/92), en EE.UU. existe también un esquema global de su vegetación basado en criterios florístico-ecológicos pero con orientación algo distinta de la europea.

Se han descrito cerca de 300 clases fitosociológicas en el mundo, muchas de ellas de forma somera y otras asimiladas a clases descritas con anterioridad. El número de clases de vegetación reconocidas en Europa es de 75-85, según los criterios que se apliquen. En los rangos inferiores, el número de sintaxones aumenta, naturalmente, a medida que se desciende en la escala jerárquica. El reciente catálogo sistemático conjunto de España y Portugal, incluidos los archipiélagos de Baleares, Canarias, Azores y Madeira, muestra una gran diversidad, probablemente la más alta de Europa en todos los rangos sistemáticos. El catálogo, basado en comunidades de cormofitas, contiene 75 clases y más de 2 500 asociaciones (Tabla 15-4). De las clases presentes, cinco son exclusivas de las islas Canarias, Azores y Madeira, y un centenar de asociaciones son también exclusivas de estos archipiélagos. Los grupos más diversificados, con más de 400 asociaciones, son los prados y pastos, y las comunidades nitrófilas antropógenas o naturales; si se reúnen los grupos que contienen comunidades potenciales, el conjunto supera también las 400 asociaciones. En el análisis por clases, cinco superan las 100 asociaciones: vegetación anual antrópica y nitrófila (*Stellarietea mediae*), matorrales mediterráneos de suelos básicos (*Rosmarinetea officinalis*), bosques y arbustales esclerófilos mediterráneos (*Quercetea ilicis*), prados vivaces húmedos (*Molinio-Arrhenatheretea*) y hábitats rupestres no nitrófilos (*Asplenieta trichomanis*) (Fig. 15-8). Los bosques caducifolios, incluidos en la clase *Quercus-Fagetea*, casi llegan a ese límite, con 91 asociaciones.

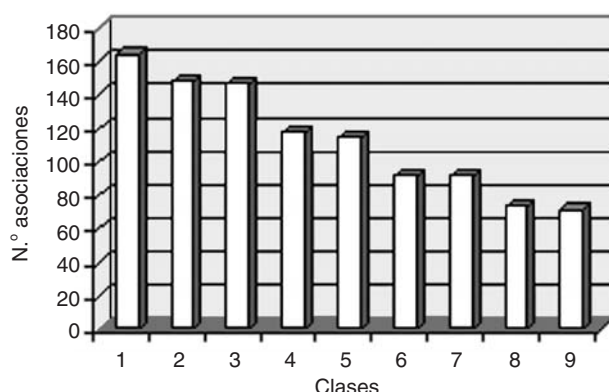


Figura 15-8. Diversidad fitosociológica. Clases más ricas en asociaciones de la vegetación de España y Portugal, incluidas las islas Baleares, Canarias y Madeira. (Datos base de S. Rivas-Martínez *et al.* 2001). Clases, 1: *Stellarietea mediae*, 2: *Rosmarinetea officinalis*, 3: *Quercetea ilicis*, 4: *Molinio-Arrhenatheretea*, 5: *Asplenieta trichomanis*, 6: *Helianthemetea guttati*, 7: *Quercus-Fagetea*, 8: *Calluno-Ulicetea*, 9: *Thlaspietea rotundifolii*.

Las nueve clases más ricas en asociaciones (12 %), sobre un total de 75, agrupan el 40 % del total de asociaciones descritas. Las clases más pobres corresponden a algunos tipos de vegetación acuática de alta montaña y medios con condiciones extremas.

En otras áreas geográficas, en Japón, por ejemplo, o algunos tipos de vegetación bien conocidos en el continente americano septentrional, muestran igualmente una gran riqueza sintaxonómica. Una reciente monografía sobre la vegetación forestal de las regiones templada y boreal de América del Norte, recoge la gran diversidad de este tipo de comunidades, hasta casi 70 asociaciones subordinadas, a la clase *Linnaeo americanae-Piceetea marianae*, por ejemplo.

Distribución en el espacio

Biodiversidad y escala

La distribución espacial de los organismos es desigual y cada uno tiene su propia historia, que incluye distintas condiciones ambientales pasadas y presentes. Las razones históricas pueden explicarse por circunstancias ocurridas hace millones de años, grandes cambios climáticos, deriva continental, o por hechos biológicamente muy recientes, la última glaciación o la acción del hombre, por ejemplo. Todo ello

es causa de que los organismos, las poblaciones y los taxones tengan áreas propias, diferenciadas de las demás (ver cap. 17). Esa distribución desigual es, a su vez, causa de diversidad entre distintas áreas, unas con mayor diversidad que otras.

Aunque cada vez hay más datos locales y generales, son pocos los estudios que abordan la riqueza de la flora por grandes territorios. R. Govaerts da una visión de conjunto, muy bien documentada, con gran precisión, que permite apreciar la riqueza de la flora en escala planetaria de las plantas con semillas, con relación a su exclusiva distribución nativa. Las cifras que se indican en la Figura 15-9 son muy dispares, tanto por las diferencias intrínsecas como por el diferente tamaño de las áreas representadas, pero suponen la cuantificación más detallada de las existentes.

La diversidad, sea cual sea su naturaleza y la forma de medirla, cambia en relación con la superficie analizada. La diversidad va ligada al concepto de escala y como regla general aumenta con la superficie. En general el criterio es válido, aunque hay serias desviaciones sobre la recta de regresión, dependiendo de las magnitudes del área y de la localización de los territorios.

El análisis de la diversidad taxonómica en relación con la escala fue inicialmente abordado por R. H. Whittaker en 1960, como un inventario de la diversidad taxonómica dentro de las comunidades o en relación con los gradientes que existen en la naturaleza.

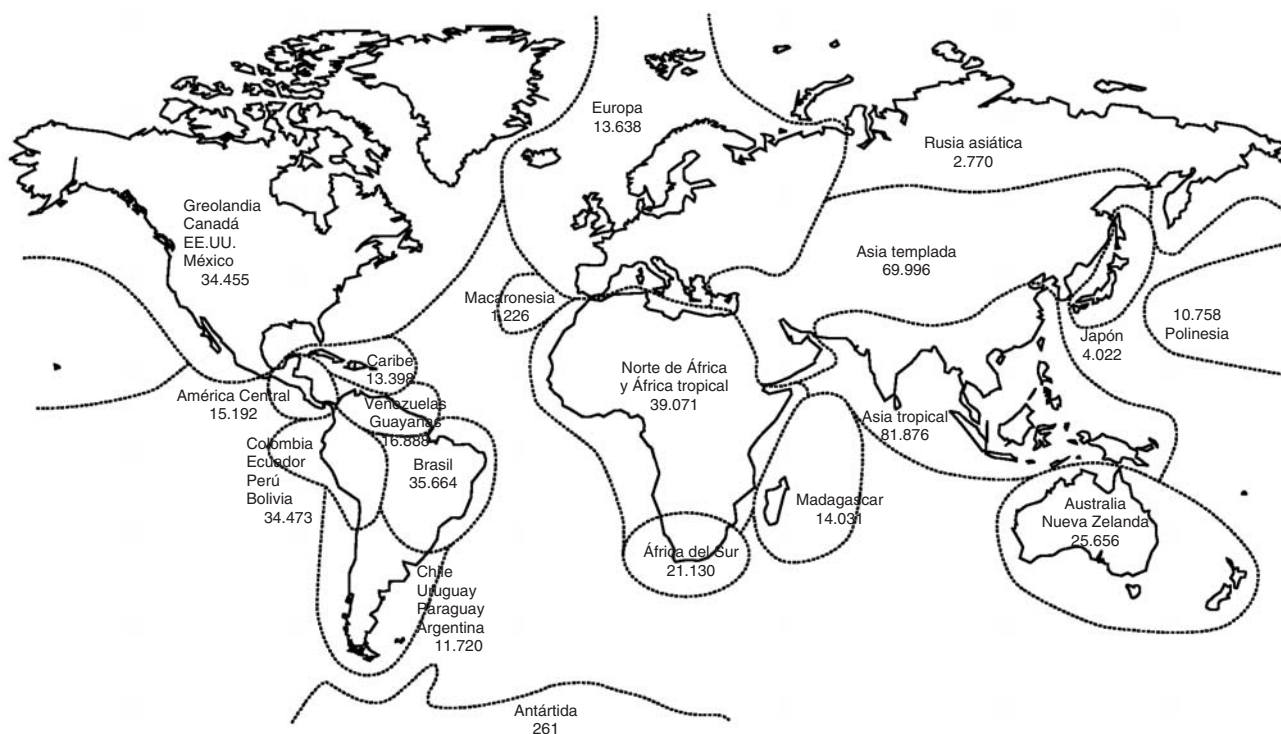


Figura 15-9. Riqueza de plantas con semillas por grandes territorios. Sólo se han considerado las presencias como plantas nativas. (Datos de R. Govaerts, 2002.)

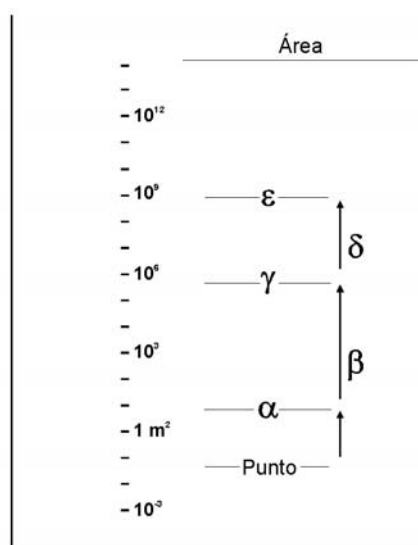


Figura 15-10. Tipos de diversidad en relación con la escala espacial, de acuerdo con R. H. Whittaker (1997). (De M. H. Schiwe y P. Kareiva. 2001.)

Desde entonces se han definido distintos conceptos de diversidad en relación con el espacio (Fig. 15-10).

De forma análoga a los taxones es posible analizar la diversidad sintaxonómica. La diversidad de las comunidades vegetales (sintaxones) se puede estudiar en cualquiera de los rangos sistemáticos, en comunidades potenciales o seriales, en tipos de vegetación particulares, etc. Por el momento no hay datos de síntesis que permitan una comparación en distintas áreas mundiales. En Europa, el territorio más conocido y con datos mejor sistematizados, la mayor diversidad se localiza en las tres grandes penínsulas mediterráneas, sin duda debido a su diversidad florística, ecológica y a su historia biológica particular. Un reciente análisis de la vegetación potencial en el norte de España, realizado por J. Izco sobre superficies regulares de 20 × 20 km, revela que su diversidad está ligada a la topografía, con mayor diversidad para las superficies con mayor altura máxima. Las áreas de mayor diversidad contienen 10-12 tipos de vegetación clímax repartidas en 25-30 teselas particulares.

Es más complejo estimar la diversidad del paisaje, en parte por la propia complejidad del paisaje y de los criterios empleados para su definición. En los últimos años, sin embargo, se ha ido desarrollando una forma de definición del paisaje, al menos del paisaje vegetal, a partir de la integración de las comunidades vegetales existentes agrupadas desde una perspectiva doble, sucesional y espacial (catenal), de acuerdo con el concepto de Fitosociología integrada. Ello permite definir modelos de ordenación de las comunidades vegetales a lo largo de gradientes climáticos, altitudinales, etc., de forma objetiva y pautada. Este nuevo sistema es

una herramienta todavía poco explorada en la caracterización de la diversidad paisajística, el cual supone una forma original de expresar su diversidad.

Centros de biodiversidad

La diversidad no tiene una distribución homogénea debido a las condiciones ambientales pasadas y presentes. Unos territorios son extremadamente ricos y otros muy pobres, y algunos presentan tasas intermedias. Como definición más simple, un centro de diversidad es aquella área que posee un gran número de especies o la mayor diversidad de un grupo taxonómico concreto. Los centros de diversidad pueden contemplarse desde una escala general, regional o inferior, por ejemplo, local. La definición y localización de los centros de diversidad están relacionadas con los objetivos que se persiguen: la conservación de grandes conjuntos de flora, de un hábitat o de una especie particular.

Las áreas con mayor diversidad de plantas vasculares coinciden, *grosso modo*, con la franja intertropical (Fig. 15-11). Ello no quiere decir que fuera de esos límites no existan áreas de riqueza comparable a las de mayor diversidad tropical, como la región de El Cabo, en el extremo sur de África, algunos territorios australianos, la Mata Atlántica y los Himalayas y a la inversa, en extensas áreas tropicales de condiciones ambientales homogéneas, como la Amazonia, la riqueza no es tan grande como en otros territorios. Las áreas americanas de mayor riqueza se localizan en la gran cadena montañosa centroamericana y sudamericana, con inicio en el sur de México hasta la frontera chilena, la Mata Atlántica y territorios adyacentes, la costa brasileña y las Guayanas. En África, se localizan en la depresión del río Congo, la región de los Grandes Lagos y la región de El Cabo y Madagascar; las áreas de máxima riqueza más extensas son asiáticas –los Himalayas más la región de Burna, el sudeste y las grandes islas del Pacífico– y pequeñas áreas de Australia. En todas ellas se cuentan más de 3 000 especies de plantas vasculares por 10 000 km².

La UICN ha definido los centros o núcleos de diversidad de plantas en tres niveles geográficos:

- Sitios de pequeña superficie botánicamente ricos.
- Regiones con una alta diversidad de especies o ricas en endemismos (la cordillera Bética en España, las islas Canarias, la mata atlántica brasileña, ciertas áreas de Ecuador, etc.).
- Grandes tipos de vegetación o provincias florísticas que son excepcionalmente ricas (bosque amazónico, provincia botánica Sud-occidental de Australia, por ejemplo).

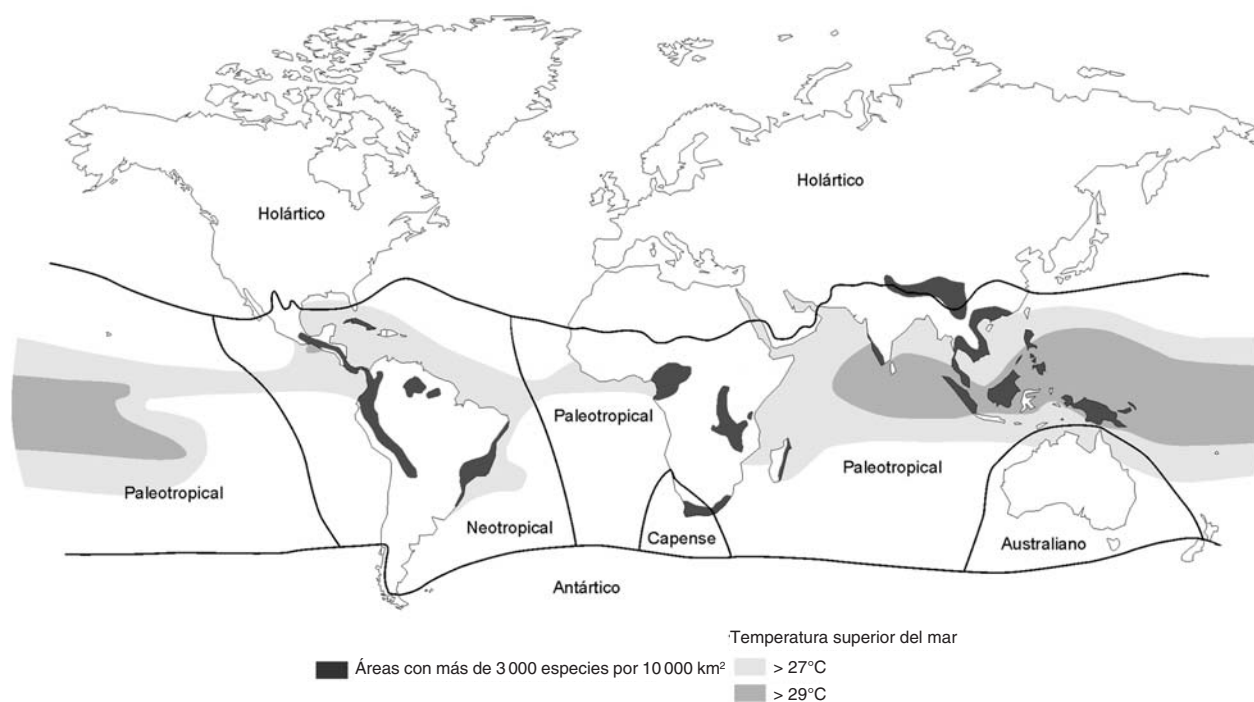


Figura 15-11. Número de especies de flora vascular en relación con la superficie (10 000 km²). Áreas con más de 4 000 especies. (De W. Barthlott *et al.*, 1997) (Véase además el anexo en color).

La UICN también ha normalizado los mecanismos de selección de centros de diversidad de plantas silvestres, basándose en uno o en los dos siguientes criterios principales (*) y en otros adicionales:

- El área es claramente rica en especies, aun cuando ese número no haya sido determinado con precisión (*).
- El área contiene un gran número de endemismos (*).
- El área es rica en recursos fitogenéticos de interés para el hombre o potencialmente útiles.
- Existe una gran diversidad de tipos de hábitats.
- El área contiene una significativa proporción de especies adaptadas a condiciones edáficas locales.
- El área está sometida a riesgos inminentes de degradación severa.

La aplicación de estos criterios ha llevado a la identificación de cerca de 250 áreas en todo el mundo con alta diversidad de flora, áreas de interés, los llamados *hot spots* en inglés, que se concentran en el noroeste de Sudamérica, Centroamérica, África tropical, Región Mediterránea oriental, Sudeste asiático y Melanesia. La mayoría de los centros se localizan en la franja tropical, pero no es fácil establecer gradientes para todos los grupos ni para todos los hábitats, ni en todos los continentes. Las tendencias

más generales indican que la diversidad está relacionada con la latitud y la altitud. En América Central y América del Sur existen numerosos centros de diversidad, la mayoría en la franja tropical, en algunos casos con más de un millar de especies en menos de 25 km². Cifras análogas pueden darse en otros centros tropicales de superficie semejante.

En Europa la mayor diversidad de flora se da en el Mediterráneo: de acuerdo con estimaciones ya antiguas, los países europeos y norteafricanos ribereños suman alrededor de 13 000 especies, pero la cifra real es probablemente mayor. En consonancia con esa riqueza, la cifra de endemismos de la cuenca mediterránea es también muy elevada. El conjunto de los países ribereños del Mediterráneo posee 4 800 especies exclusivas del área, y los territorios más ricos en endemismos son Anatolia (1 552), España peninsular (643) y Marruecos (525). En general la endemidad es más alta en las zonas montañosas. Los grandes macizos montañosos del sur de Europa y del norte de África alcanzan tasas de endemidad superiores al 10 %, y superan el 35 % en Sierra Nevada (España), Córcega (Francia) y montañas de Grecia. Esa coincidencia de endemidad y complejidad de los macizos montañosos se aprecia bien en la distribución de los endemismos en la parte continental de España y Portugal (Fig. 15-12). El número de endemismos locales es claramente mayor en las áreas montañosas, con más de 50 endemismos

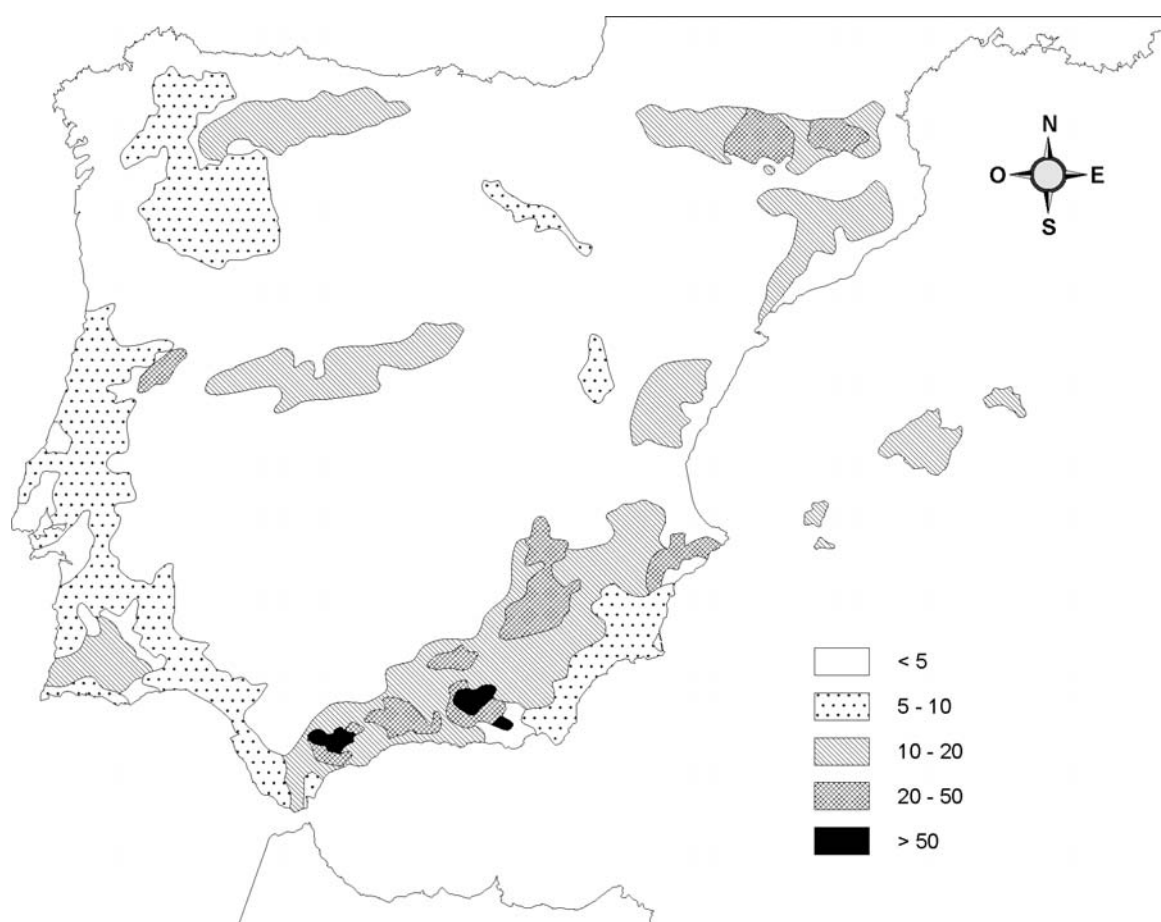


Figura 15-12. Áreas con mayor riqueza de endemismos locales por 1 000 km² en España y Portugal continentales y en las islas Baleares. (De C. Gómez Campo (ed.))

locales por cada 1 000 km² en Sierra Nevada y en la Sierra de Ronda. La habitual alta endemividad de las islas se ve reflejada en el archipiélago de las Baleares, con 10-20 endemismos locales por cada 1 000 km².

La localización de los centros de diversidad de las plantas cultivadas se basa en los mismos criterios que los de las plantas silvestres, aunque la domesticación misma y su dispersión posterior dificultan fijarlos con precisión. La primera aproximación a los centros de origen de las plantas cultivadas se debe a N. I. Vavilov, hace medio siglo. Sus criterios indicativos han cambiado parcialmente, pero se mantiene la idea de que existen gradientes geográficos de diversidad de plantas cultivadas, y que ciertas áreas son más ricas que otras, por lo que poseen una enorme importancia en la conservación. La mayor diversidad en ciertas áreas se vincula a varias razones:

- La antigüedad de la agricultura en esas áreas.
- El amplio rango de condiciones ecológicas.
- La diversidad de prácticas y técnicas de cultivo que se aplican.

- Los procesos de selección natural causados por la diversidad de condiciones ambientales.
- La presión selectiva de patógenos diversos.

N. I. Vavilov reconoció ocho centros de diversidad de plantas cultivadas, prácticamente los mismos que se aceptan hoy, situados en el centro y sur de Asia pacífica, subcontinente indostánico, Asia centro-meridional, Oriente Próximo, cuenca mediterránea, región etiópica, Mesoamérica y Andes centrales (Fig. 15-13).

Pérdidas de diversidad

El proceso de formación y extinción de los taxones es continuo y, por tanto, es un proceso actual aunque no sea evidente para el hombre por falta de perspectiva espacial y temporal. A lo largo de la historia de la vida se han formado nuevas estirpes y otras han desaparecido por causas diversas, incluida la evolución natural. Debido a este proceso de

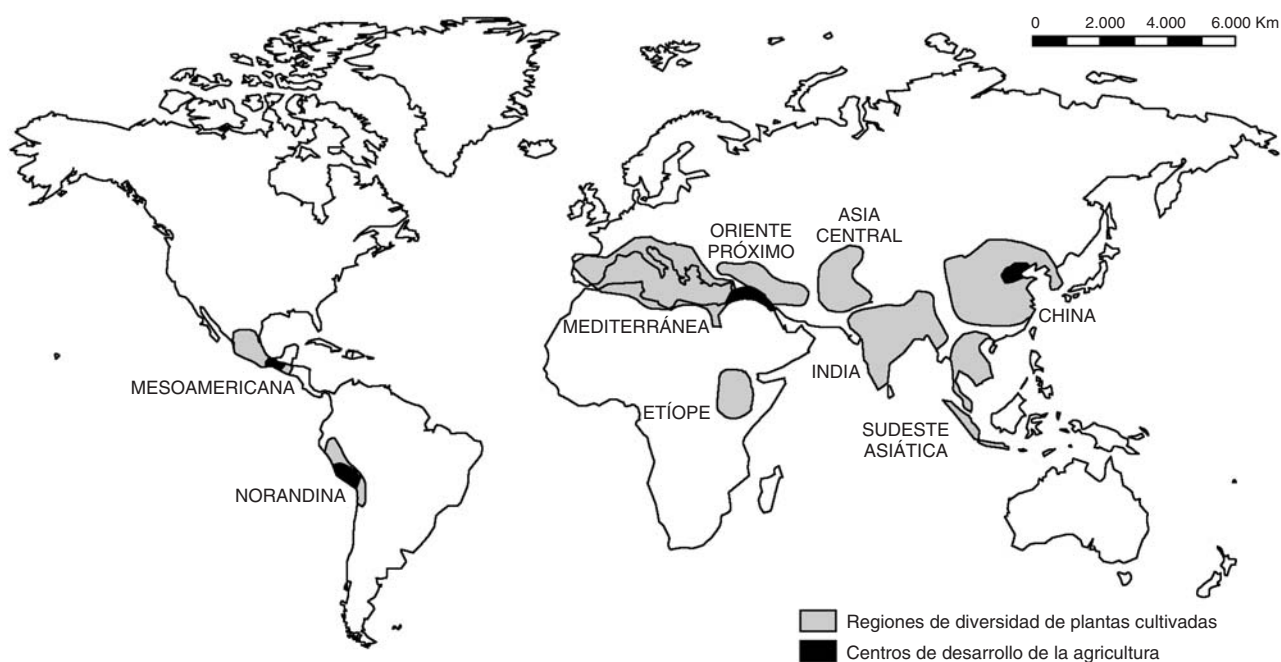


Figura 15-13. Áreas con mayor diversidad de plantas cultivadas. En negro, los centros de desarrollo agrícola. (De S. Oldfield, 1992, en B. Groombridge (ed.), 1992.)

cambio, la vida ha estado formada por seres vivos distintos y en el futuro no existirán las mismas especies que existen hoy. Se calcula que ha habido 30 mil millones de especies durante la larga existencia de vida sobre la tierra, de las cuales han desaparecido el 99,9 %, y que la vida actual representa el 0,01 % restante, unos 3 millones; según otros cálculos, los números absolutos anteriores y presentes son mayores.

No se puede hacer un cálculo preciso de la vida media de cada especie, aunque es posible obtener información a partir de los registros fósiles y de las estimaciones proporcionadas por la genética evolutiva. La pérdida de especies por causas ligadas a su propia evolución, no condicionada por circunstancias especialmente adversas, se define como extinción basal o extinción de fondo. La extinción de fondo es la causa de la pérdida del 95 % de la diversidad biológica a lo largo de la historia de la vida, pero el resto ha sucumbido en períodos relativamente cortos en los que se han concentrado las pérdidas de grupos diversos. De acuerdo con el registro fósil la vida de las especies varía entre 1 y 10 millones de años, lo que significa que la probabilidad de que una especie se extinga de forma natural en este año es de 10^{-6} a 10^{-7} . Si partimos de la existencia de 300 000 especies de plantas con flores, se llega a la extinción aproximada de una especie entre 3 y 30 años por causas naturales. Todo lo que supere esas tasas se debe a circunstancias extraordinarias, entre las que cabe incluir al hombre.

Pérdidas en el pasado remoto

En la historia de la Tierra se conocen entre 14 y 18 períodos en los que la biodiversidad ha sufrido caídas significativas. Las razones esgrimidas para explicar esas pérdidas son de naturaleza muy variada, entre ellas la debida al impacto de meteoritos, con una periodicidad aproximada de 26 millones de años, pero con toda seguridad ha habido otras. En concreto, se han identificado cinco períodos geológicos en los que las extinciones de fauna marina han sido masivas, a veces asociadas a fenómenos de extinción en otros grupos: Ordovícico superior, Devónico superior, Pérmico superior, Triásico superior y Cretácico.

La curva de diversidad florística a escala geológica no es regular, y muestra mesetas en las que no hay incrementos de diversidad y se aprecian senos en los que ésta ha disminuido (Fig. 15-14). Sin embargo, las pérdidas de flora no son del todo coincidentes con las de fauna, lo que sugiere procesos y razones diferentes. Sí hay coincidencia en la extinción de fauna del final del Triásico y la disminución de esporas de helechos. En esta fase se perdieron hasta un 60 % de las especies de helechos en los registros del este de América del Norte, durante un período de 500 000 años; pérdidas semejantes se produjeron en localidades del Ártico canadiense, pero no en otros sitios. La famosa extinción del final del Cretácico e inicio del Terciario, conocida como extinción K-T, en la que desaparecieron los dinosaurios, provocó la pérdida del 80 % de las plantas

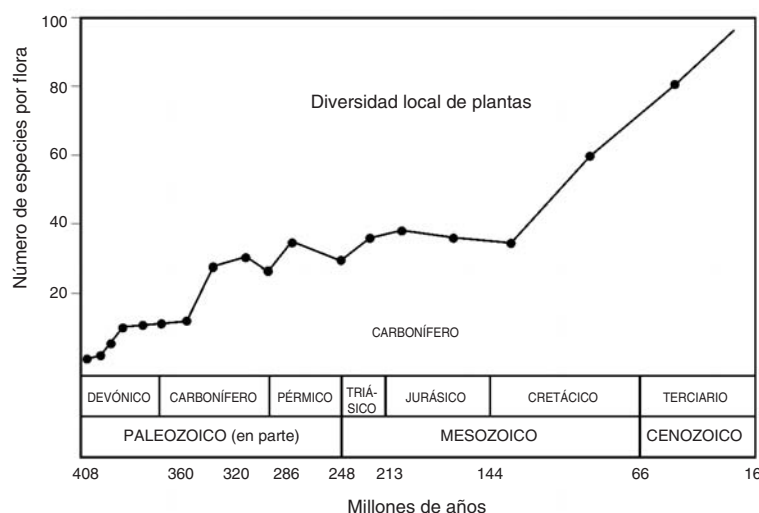


Figura 15-14. Representación de la diversidad de plantas terrestres a lo largo de la historia de la Tierra. (De E. O. Wilson, 1992.)

en el oeste de Norteamérica, pero no se han encontrado pérdidas semejantes en otras localidades. De forma sorprendente, se han documentado incrementos de esporas de helechos en niveles de acumulación de iridio, elemento asociado al choque de un gran meteorito contra la Tierra y supuestas causa de la extinción zoológica del final del Cretácico.

Los mecanismos implicados en las extinciones masivas anteriores son producto de las propias fuerzas de la naturaleza, debidas a profundos cambios en las condiciones ambientales. Los vaivenes climáticos del último millón de años, incluidas las grandes glaciaciones, con efectos en todo el mundo, han llevado a la desaparición de una proporción importante de la flora precedente, una flora que prosperaba bajo climas más cálidos. Las tasas de desaparición de flora y fauna a partir de esa fecha hacen pensar que se ha iniciado una nueva gran extinción, la sexta.

El impacto humano

La pérdida creciente de biodiversidad tiene mucho que ver con el crecimiento de la población y con la actitud del hombre hacia la naturaleza, en parte por un inadecuado manejo de la información disponible. El *World Resources Institute* (WRI), la UICN y el PNUMA han resumido, en 1992, las seis causas fundamentales de pérdida de biodiversidad.

1. El insostenible ritmo de crecimiento de la población humana y el consumo de los recursos naturales.
2. La reducción constante del espectro de plantas comercializadas para la agricultura y la silvicultura, y la introducción de especies exóticas asociadas a la agricultura, silvicultura y pesquería.

3. Los sistemas económicos y las políticas que devalúan el medio natural y sus recursos.
4. La falta de equidad en la propiedad y el acceso a los recursos naturales, incluidos los beneficios derivados del uso y la conservación de la biodiversidad.
5. El inadecuado conocimiento y el uso ineficiente de la información.
6. Los sistemas legales e institucionales que promueven la explotación insostenible de la naturaleza.

Los estudios del PNUMA sobre la situación del medio ambiente y sus tendencias revelan la seriedad de los problemas ambientales en las grandes regiones del mundo en relación con la degradación de los suelos, el declive de los bosques tropicales, la fragmentación de los hábitats, la contaminación de las aguas marinas y continentales, la contaminación de la atmósfera y la producción de residuos. En muchos casos la situación se considera crítica, y con tendencia a empeorar, particularmente en el Pacífico asiático (Tabla 15-5).

Tasas actuales de extinción

Si las extinciones en masa anteriores son accidentales, la posible sexta extinción está potenciada en los últimos 15 000 años por el hombre. Ya se han establecido tres escalones de extinción reciente: de 8 000 a 2 000 años atrás el primero, de 2 000 a 200 años atrás el segundo, coincidente con la revolución agrícola, especialmente durante los últimos 500 años del período, y el último escalón durante los dos últimos siglos. La tasa estimada de pérdida de especies era de una especie cada 10 años en el período que va de 1600 a 1950; la tasa actual es significativamente mayor. Hoy hay territorios con tasas de extinción

Tabla 15-5. IMPORTANCIA Y TENDENCIA DE LOS PROBLEMAS AMBIENTALES POR CONTINENTES O POR GRANDES TERRITORIOS. (De PNUMA, 1998.)

Problemas	África	Asia-Pacífico	Europa y antigua URSS	Iberoamérica y Caribe	Norteamérica	Asia occidental	Región polar
Erosión del suelo	*** ↗	*** ↗	** →	*** ↗	** ↘	*** ↗	* →
Degradación y pérdida de los bosques	*** ↗	*** ↗	** →	*** ↗	* →	* ↗	0 -
Pérdida de biodiversidad y fragmentación de los hábitats	** ↗	*** ↗	*** ↗	** ↗	** →	** ↗	** →
Contaminación y acceso al agua potable	*** ↗	*** ↗	*** →	** ↗	*** →	*** ↗	* →
Degradación de aguas del mar y de las zonas costeras	** →	*** ↗	*** ↗	** ↗	** →	*** ↗	* →
Contaminación atmosférica	** →	*** ↗	*** →	*** ↗	*** →	** →	** →
Contaminación industrial y urbana y producción de residuos	**	*** ↗	*** →	*** ↗	*** →	*** ↗	* -

Importancia: *** Crítico ** Importante * Leve 0 Despreciable
Tendencia: ↗ Creciente → Relativamente estable ↘ Decreciente - No aplicable

mayores que las padecidas durante extinciones masivas anteriores, con cálculos de pérdidas posibles de cinco plantas y un animal al día, más cerca de 300 especies de microorganismos. Los cálculos para el final del siglo xx sitúan la tasa de extinción entre 40 y 400 veces la tasa de extinción basal, y en algunos grupos se calcula que la tasa de extinción puede ser 100 veces superior a la media de los últimos 50 millones de años. Los cálculos más pesimistas en relación con la destrucción prevista del bosque tropical, en los próximos 25 años, estiman que la pérdida de especies estará entre el 2 y el 25 % en algunos de los grupos analizados (principalmente plantas y pájaros). Esto equivale a tasas de extinción entre 1 000 y 10 000 veces superiores a la extinción de fondo prevista, la no condicionada por efecto humano.

Las cifras de plantas extintas o en peligro de extinción difieren por grupos y por hábitats y según los criterios de estimación. Desde hace 10-15 años se vienen haciendo estimaciones del número de especies que desaparecerán o estarán en peligro de extinción en un futuro próximo. Con frecuencia se ha manejado la cifra de 40 000 para referirse de las plantas en peligro de extinción —lo que no significa extintas—

para el año 2025. Parece que estas cifras globales, igual que otras análogas, no se harán realidad al ritmo actual de desaparición, aunque las tasas previamente calculadas pueden ser acertadas en algunos territorios. Los cálculos recientes más conservadores estiman que unas 25 000 especies de plantas con flores están hoy amenazadas o en peligro de extinción, un 8,5-10 % del grupo si se considera un total de 300 000 ó 250 000 especies, respectivamente. Con mayor precisión, la UICN ha calculado en 1998 que hay en el mundo un total de 33 798 especies amenazadas, un 12,5 % de la flora vascular total, y que 6 522 especies están en peligro, un 2,4 % de la flora mundial.

Son pocas las especies descritas como vivas y desaparecidas posteriormente; entre ellas es bien conocido el ejemplo del toromiro (*Sophora toromiro*), única especie leñosa de la isla de Pascua (Chile), de la que Thor Heyerdahl, patrón de la «Kon-Tiki», recolectó en 1955 las últimas muestras del único ejemplar existente. La especie sobrevive cultivada en distintos jardines pero todos los ejemplares descienden de aquel último individuo. A pesar de todas las dificultades derivadas de los problemas de iden-

Tabla 15-6. NÚMERO DE PLANTAS VASCULARES (ESPECIES Y ALGUNAS SUBESPECIES) EXTINTAS O PRESUMIBLEMENTE EXTINTAS EN ESTADO SILVESTRE, Y NÚMERO DE GÉNEROS Y FAMILIAS A LOS QUE PERTENECEN, DISTRIBUIDAS POR GRANDES GRUPOS SISTEMÁTICOS. ALGUNAS DE LAS ESPECIES SE MANTIENEN EN JARDINES BOTÁNICOS O HAN SIDO REINTRODUCIDAS EN MEDIOS NATURALES. (De M. Jenkins, en B. Groombridge (ed.), 1992.)

GRUPO	ESPECIES	GÉNEROS	FAMILIAS
Helechos (s.a.)	15	12	9
Gimnospermas	2	2	1
Dicotiledóneas	429	257	76
Monocotiledóneas	117	79	20

tificación taxonómica, de localización de los individuos, las pérdidas confirmadas de plantas son 563 especies, pertenecientes a 350 géneros y 106 familias (Tabla 15-6).

En distintas fuentes se indica el número de especies que están en peligro, son vulnerables o poseen otra categoría de riesgo. Las cifras son muy dispares: en algunos casos por discrepancia en el rango taxonómico considerado, en otros, por la diferencia de criterios de estimación o por otras causas. El Centro de Seguimiento de la Conservación Mundial (WCMC) ha publicado en 1997 un resumen de las plantas amenazadas en el mundo, distribuidas por categorías de la UICN. Hay más de 15 000 especies amenazadas incluidas en las categorías de más riesgo (Ex: extintas, extintas/en peligro de extinción, E: en peligro de extinción, V: vulnerables) y más de 18 000 en otras categorías (raras e indeterminadas). Ello representa un 11-12 % de la flora mundial. A partir de los últimos datos de la flora española, incluidas las islas Baleares y Canarias, se contabilizan 21 especies extintas, y un importante número en peligro crítico y en peligro (Tabla 15-7 y Fig. 15-23).

Las bases genéticas

Los estudios teóricos sobre genética de poblaciones han proporcionado modelos que pueden aplicarse a la extinción de poblaciones y de especies, y en última instancia a la pérdida de diversidad. Tales estudios revelan la existencia de umbrales a partir de los cuales una población no es viable y está condenada a desaparecer. Estos umbrales no son idénticos para todas las plantas, pero responden al criterio constante de que las posibilidades de supervivencia disminuyen cuando disminuye el tamaño de la población. Hay especies basadas en pequeñas poblaciones que pueden sobrevivir sin riesgo de extinción por largo tiempo, quizá cientos de años, otras necesitan poblaciones extraordinariamente

extensas y numerosas para sobrevivir, pero la tendencia general es una relación directa entre tamaño y posibilidades de supervivencia.

El problema se reduce a la pérdida de diversidad genética como resultado de la disminución del tamaño de la población, lo que significa pérdida de capacidad de respuesta a los cambios de las condiciones ambientales. Llegados a un nivel de reducción de la diversidad genética, se produce un cuello de botella y la población se hace inviable. Hay poblaciones que permanecen cerca de la situación de cuello de botella, lo que simplemente significa que no es de esperar que se produzca inmediatamente su extinción, sino a más largo plazo.

Hay dos clases de procesos que conducen a la extinción: deterministas y estocásticos o probabilísticos en un tiempo dado. Las causas deterministas están vinculadas a la supresión de algún factor esencial o a la incorporación de un factor letal. Es el caso de extinciones en pequeñas islas o ambientes reducidos, con una alta densidad específica, donde se rompe el equilibrio de forma brusca. A otra escala son deterministas las glaciaciones o la deforestación masiva. Los fenómenos estocásticos se relacionan con circunstancias aleatorias que provocan pequeñas alteraciones en las poblaciones, cada una de las cuales no implica la extinción, al menos no de forma inmediata, pero sí la pérdida de variación, de efectivos o de densidad de individuos. Una vez que el tamaño de la población se ha reducido, los riesgos ante una nueva perturbación aumentan. El proceso, repetido, es causa de extinción en último término. En realidad, los procesos estocásticos y deterministas son complementarios en la naturaleza; al final un cambio actúa como determinista, de forma tan intensa que provoca la extinción.

Los procesos estocásticos son de naturaleza distinta y se relacionan con diferentes circunstancias. La primera, la incertidumbre demográfica, se vincula al balance de nacimientos y muertes, que puede ser cru-

Tabla 15-7. PLANTAS INCLUIDAS EN LAS CATEGORÍAS DE RIESGO MÁS ALTAS. (A. Datos del Centro para el Seguimiento de la Conservación, 1997. B. Datos de VV.AA. Lista Roja 2000.)

A: FLORA VASCULAR MUNDIAL (ESPECIES)				
	EX	EX/E	E	V
N.º especies	380	371	6522	7951

B: FLORA VASCULAR ESPAÑOLA* (ESPECIES Y SUBESPECIES)				
	EX	EX/E	E	V
N.º especies	21	164	244	720

* Incluidas las islas Baleares y Canarias.

cial en poblaciones pequeñas (hasta de unos cientos de individuos), porque la extinción puede sobrevenir por un incremento de las muertes o por un descenso en los nacimientos. Es el riesgo de las especies con pocas poblaciones y pequeñas, sobre todo si dependen de la fecundación cruzada. Un segundo grupo tiene bases estrictamente genéticas, por ejemplo, la depresión endogámica, los genes letales, la pérdida de diversidad genética y la heterosis. El tercer tipo de procesos estocásticos es de naturaleza ambiental.

Las extinciones sobrevienen tras la pérdida progresiva de efectivos seguida del colapso absoluto, o directamente por pérdida de todas sus poblaciones. Los fenómenos estocásticos son poco aparentes y no se les da la importancia que tienen, mientras que existe una preocupación por los fenómenos deterministas, siempre más llamativos. La extinción de especies llama más la atención y los esfuerzos se encaminan a su identificación y salvación, pero es necesario ocuparse más de la erosión paulatina y frenar

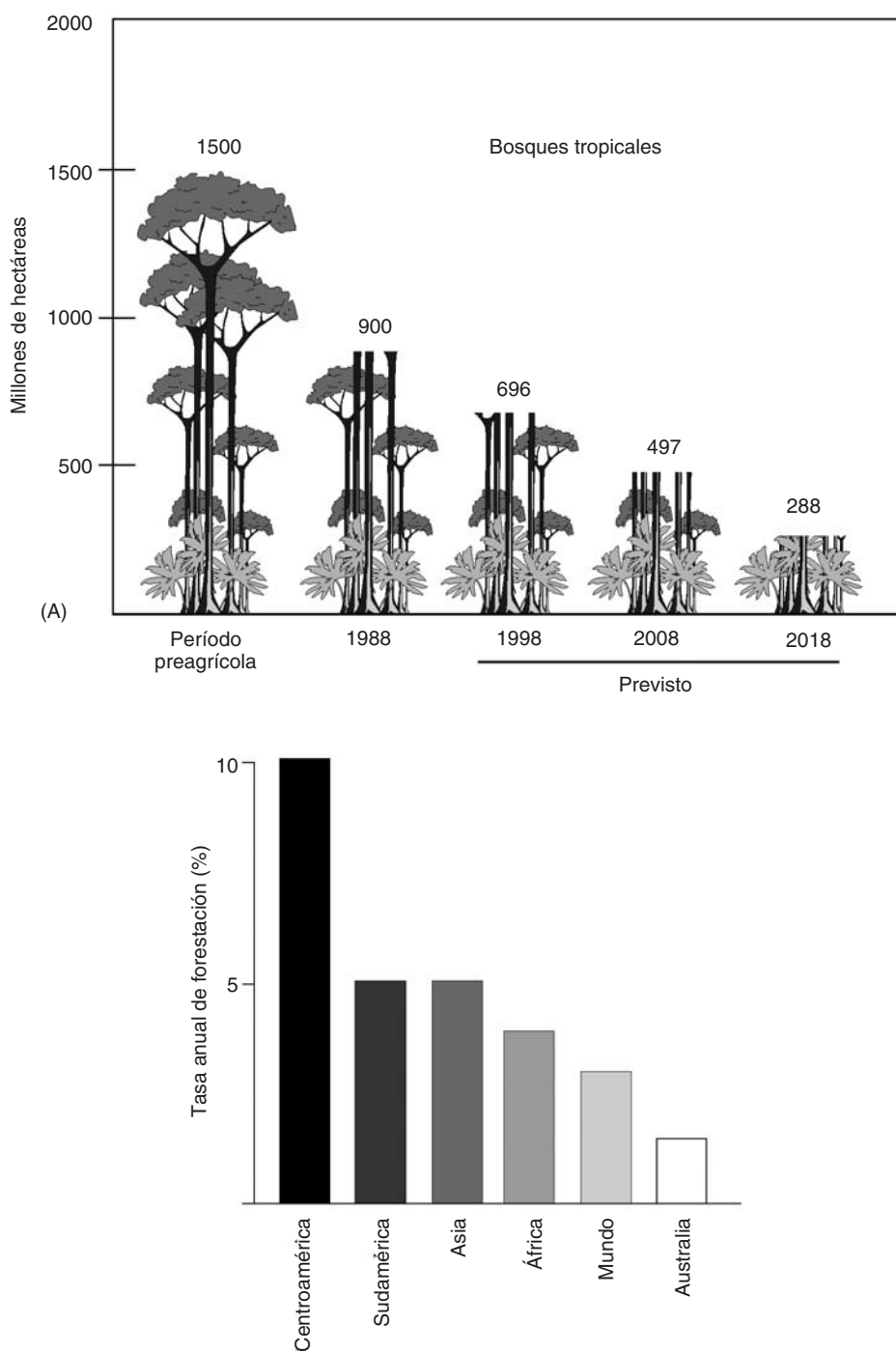


Figura 15-15. A: Tasas de deforestación en los trópicos. Las previsiones se basan en ritmos de pérdidas de 20,4 millones de hectáreas por año. B: Tasas anuales estimadas de deforestación (% de área forestal perdida) en diferentes territorios y en el mundo en general. (A) de Q.D. Wheeler, 1995. (B) de R. Dirzo, 2001.)

el proceso antes de que sea irremediable. La forma más eficaz de conservación es mantener muchas y grandes poblaciones ampliamente distribuidas en el espacio.

La explotación abusiva

La explotación abusiva está estrechamente ligada al incremento de la población y al desarrollo humano; de hecho, apenas quedan tierras vírgenes, sin su influencia. Dos de los hábitats que más han sufrido la explotación humana son los bosques y los medios húmedos o humedales. En ambos casos las pérdidas afectan tanto al conjunto de las especies como de las comunidades.

La explotación de los bosques se inició con la expansión del hombre, pero la alteración y sustitución acelerada de los mismos se produjo a partir del siglo XVI. Esta reducción reciente es más notable en las áreas tropicales que en Europa, donde la deforestación es más antigua; en los trópicos el uso intensivo se ha producido tras la expansión europea, y el crecimiento de la población y del comercio. Estos incrementos han supuesto una mayor demanda de recursos forestales, una expansión de la agricultura y la ganadería, un incremento de la minería, etc., y

una disminución de los bosques naturales. La mayor parte de estas pérdidas se deben a la agricultura; así, tienen este origen un 70 % de la deforestación de África, un 50 % de la de Asia y el 35 % de la producida en América, según datos de hace 20 años. Las estimaciones para dentro de 15 años indican la pérdida del 80 % de la superficie ocupada por los bosques tropicales al comienzo de la agricultura intensiva. El proceso es general, con tasas mundiales anuales alrededor del 3 %, que alcanzan el 10 % en América Central (Fig. 15-15). La pérdida de los bosques tropicales conlleva la pérdida de sus componentes, ambas de enorme magnitud, pues se estima que contienen entre 5 y 9 millones de especies de todo tipo. La destrucción de los bosques tropicales supone además la pérdida de esas comunidades, que funcionan en un régimen casi cerrado y cuya recuperación es muy difícil tras la degradación.

La importancia que se da a la pérdida de bosques tropicales esconde, con frecuencia, la pérdida de otros tipos de bosque que poseen también un alto interés. Dentro del conjunto de bosques caducifolios templados, tan sólo en Estados Unidos se perdieron 1,6 millones de hectáreas entre 1977 y 1987, y los bosques de la cuenca mediterránea cubrieron probablemente una superficie diez veces mayor que la actual.

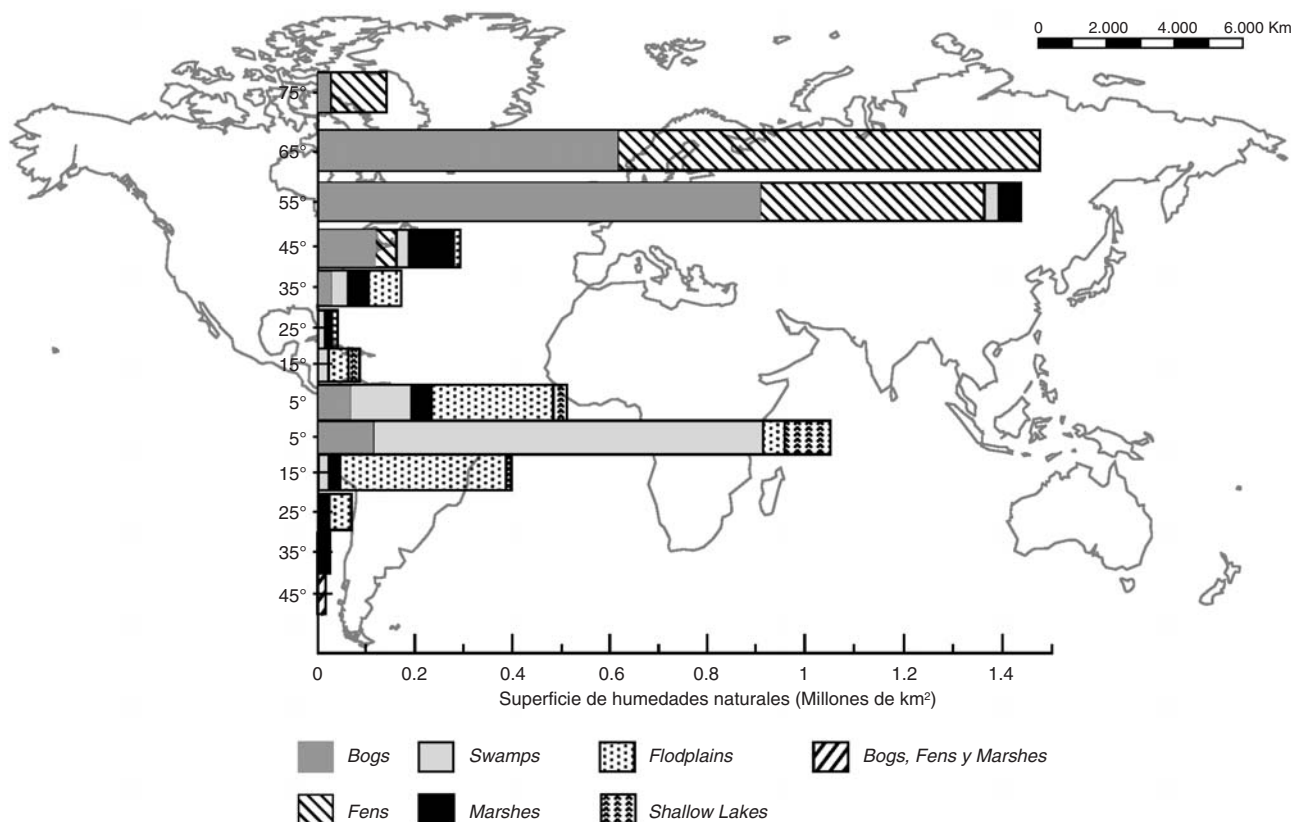


Figura 15-16. Distribución latitudinal de los distintos tipos de humedales. (De C. Harcourt, en B. Groombridge (ed.), 1992). (*bog*, ciénaga; *fen*, pantano; *floodplain*, terreno aluvial; *marsh*, marisma; *shallow lake*, lago poco profundo; *swamp*, fangal.)

Los humedales costeros o interiores son extraordinariamente diversos en sus regímenes de inundación y salinidad. De acuerdo con sus características físicas y biológicas se reconocen 30 tipos de humedales diferentes, definidos en el Convenio de Ramsar, ciudad de Irán donde se celebró la primera reunión internacional sobre humedales, en 1971.

Los humedales ocupan 5,5 millones de km², repartidos de forma desigual en el gradiente latitudinal. Las diferencias afectan tanto a la superficie ocupada como al tipo de humedal. Las mayores superficies se alcanzan en el Hemisferio Norte, entre 50 y 67°, e incluyen amplias áreas de taiga y de tundra, encharcadas durante el verano. En el Hemisferio Norte dominan las ciénagas marismas, mientras que en el Hemisferio Sur dominan los lagos poco profundos y los pantanales sudamericanos (Fig. 15-16). En América del Sur hay tres grandes grupos de humedales: los fiordos chilenos (55 000 km²), los lagos andinos, y los pantanales atlánticos y caribeños. Los mejor conservados son los chilenos y los más amplios los del interior del continente, incluido el Gran Pantanal (Brasil y Paraguay), que se extiende por 200 000 km², y los amazónicos, con 35 000 km².

De un total que supera los 300 humedales europeos de importancia internacional según el Convenio

de Ramsar, el 80 % están amenazados por una u otra razón y en distinto grado. Esa situación es especialmente grave en el área mediterránea. Concretamente en España más del 60 % de los humedales de agua dulce han desaparecido en los últimos 25 años. La destrucción de estos hábitats se debe a la explotación abusiva de las aguas freáticas por la industria, y a la transformación de los humedales en prados, para servir a las necesidades ganaderas, y en regadíos agrícolas.

Los manglares son otro tipo de humedales gravemente afectados. Se trata de formaciones arbóreas y arbustivas, tropicales y costeras inundadas periódicamente por las mareas. Los manglares son florísticamente pobres (aproximadamente 500 especies de plantas vasculares), pero su importancia se acrecienta enormemente si se consideran las especies animales que viven en ellos, aves, peces y crustáceos sobre todo. Sin embargo, los manglares son uno de los ecosistemas más productivos del mundo, lo que ha provocado su transformación en factorías de pescado y de crustáceos y su degradación y destrucción.

El cambio climático global

Con la expresión cambio climático global, o cambio climático mundial (véase cap. 16), se hace refe-

Tabla 15-8. CARACTERÍSTICAS DE LOS ORGANISMOS Y COMUNIDADES PERJUDICADOS Y BENEFICIADOS POR LOS CAMBIOS CLIMÁTICOS. (Basado en J. A. Dune y J. Harte, 2001.)

ORGANISMOS Y COMUNIDADES GRAVEMENTE PERJUDICADOS	ORGANISMOS Y COMUNIDADES BENEFICIADOS O NO PERJUDICADOS
Localización en latitudes altas y en pisos de alta montaña.	Localización en zonas no extremas
Localización en niveles costeros bajos susceptibles de ser inundados por el incremento del nivel del mar.	Lejanía de los niveles afectados por el incremento del nivel del mar.
Sensibilidad a perturbaciones frecuentes, particularmente las necesitadas de plazos mayores de recuperación.	Alta resistencia a las perturbaciones y alta capacidad de recuperación.
Dificultades de migración: tasas de migración inferiores a la velocidad de cambio, dificultades de adaptación a las nuevas condiciones, dificultades para salvar barreras, dependencia de otros organismos con diferente grado de migración, condición relicta.	Facilidad para la migración a través de medios diversos, independencia en su migración y tasas de migración rápidas.
Dependencia de intervalos de valores muy estrechos para numerosos factores climáticos.	Amplia valencia ecológica para los factores climáticos.
Vinculación a umbrales ecológicos y fisiológicos propios de comunidades estables, sin posibilidades de intercambio entre ellas.	Carácter oportunista, colonizadores de áreas perturbadas, capaces de migrar a través de hábitats marginales y ligados a ecosistemas de alteración.
Dependencia estrecha de otros organismos: polinizadores, dispersores, etc.	Organismos y comunidades generalistas en su biología floral y de la reproducción
Sensibilidad al aumento del estrés, llegada de nuevos competidores, acceso de nuevos parásitos, etc.	Resistencia al estrés, a la llegada de nuevos competidores y parásitos, etc.

rencia al conjunto de modificaciones del clima de la Tierra, incluidos los cambios de temperatura y de la frecuencia e intensidad de las tormentas más fuertes, la alteración de los ciclos pluviales, las alteraciones en la circulación atmosférica y en la oceánica, y la fusión creciente de los hielos en el mundo entero. Tiene así un doble sentido: el de abarcar por entero nuestro planeta y afectar a cualquiera de las manifestaciones climáticas. El cambio climático global puede ser el mayor factor de extinción biológica, como en las extinciones anteriores. Ese resultado conjunto no es incompatible con el beneficio que va a suponer para algunos organismos y comunidades (Tabla 15-8), también como en el pasado. El cambio climático del período Cuaternario es un hecho; parece que nunca ha existido un ciclo de fríos tan intensos alternando con períodos cálidos en tan poco tiempo como los habidos durante el último millón y medio de años, sobre todo los últimos períodos glaciales, que se conocen en Europa con los nombres de Gunz, Mindel, Riss y Würm, más los interglaciales correspondientes (véase capítulo 16).

A los procesos naturales se ha unido la acción del hombre, que ha emitido gases (CO_2 , metano, etc.) a la atmósfera en cantidades enormes, gases que absorben energía, los rayos infrarrojos emitidos por la propia tierra, y se calientan, dando lugar al llamado efecto invernadero. El proceso de emisión de gases ha crecido rápidamente desde los comienzos de la revolución industrial, hacia 1750 (el dióxido de carbono a razón de 0,13 % cada año) (Fig. 15-17). Por otro lado, los gases CFC (cloro-flúor-carbono) utilizados en la industria escapan a la atmósfera y destruyen la capa de ozono, protectora de los rayos ultravioleta. Hay acuerdo total en que el incremento de CO_2 y de metano en la atmósfera provocará un aumento general de la temperatura y un cambio en los patrones de distribución de las precipitaciones. El incremento de la temperatura por causa de los gases emitidos a la atmósfera, previendo concentraciones dobles de CO_2 , expresadas como « $2 \times \text{CO}_2$ », puede ser de 1,0 a 3,5 °C, pero con un reparto muy desigual: mayor en los polos, del orden de ~10 °C, y más bajo en el Ecuador, del orden de 1 °C (véase cap. 16). El Grupo de Expertos en Cambio Climático concluye, en su resolución de 1995, que la concentración de gases responsable del calentamiento atmosférico es la más alta de los últimos 200 000 años, que en el Hemisferio Norte el siglo XX ha sido el más cálido del último milenio, y que la década de 1990 ha sido la más cálida del siglo XX. Es el fruto del llamado efecto invernadero.

Ante el cambio de condiciones cada especie adoptará estrategias distintas y dará respuestas diferentes. Los análisis sobre la distribución de la vegetación actual, sometidas a tasas de CO_2 dobles de las actuales, prevén desplazamientos muy importantes

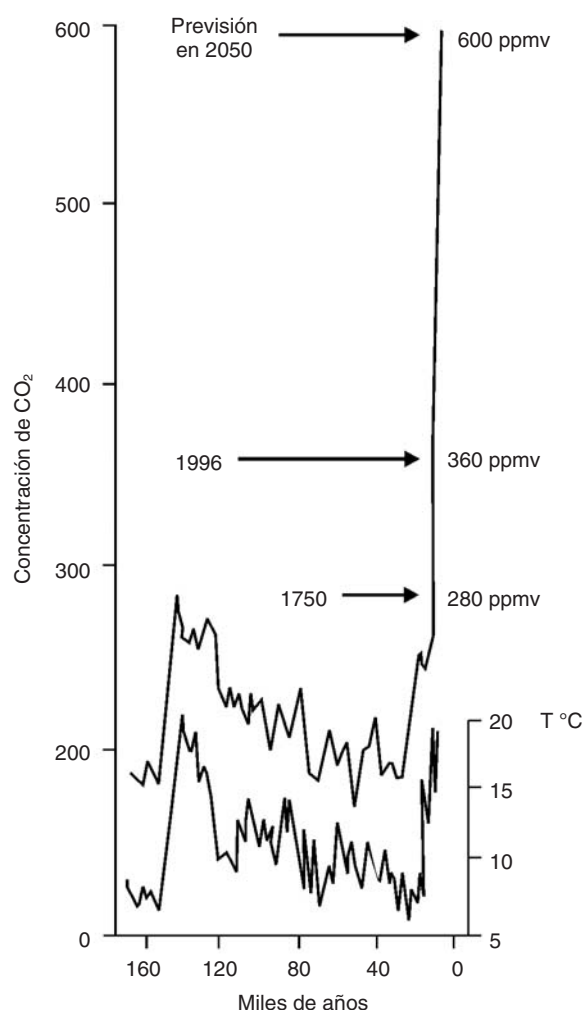


Figura 15-17. Variación de las concentraciones de CO_2 en volumen y de la temperatura atmosférica en los últimos 160 000 años, medidas a partir de muestras de hielo. ppmv = partes por millón, en volumen. (De C. Flavin. En J. A. Dunne y J. Harte, 2001.)

de acuerdo con los modelos matemáticos aplicados. El resultado más importante es un corrimiento de las franjas de vegetación hacia los polos. Durante las últimas glaciaciones se han producido cambios en las concentraciones de CO_2 de esa magnitud a lo largo de miles de años, que provocaron modificaciones trascendentales en el clima mundial. De acuerdo con los modelos climáticos actuales, las isotermas con un intervalo de un grado distan 125 km latitudinales y 150 m en altitud, aunque hay variaciones geográficas importantes. Ello supone desplazamientos de la vegetación de esa magnitud para cambios de un grado de temperatura media anual. El problema más grave del proceso actual es la velocidad con la que se produce el fenómeno, de apenas unos pocos siglos. Para algunas plantas la velocidad de emigración deberá ser entre 20 y 25 veces la velocidad de migra-

ción en la glaciación del final del Pleistoceno, en todo caso mucho mayor que la sufrida en el pasado e imposible para ellas, por lo que desaparecerán. En el caso de los hábitats tropicales, los efectos catastróficos pueden sobrevenir por el cambio del régimen de precipitaciones más que por los cambios de temperatura.

Tanto las migraciones en el plano horizontal como las que se produzcan verticalmente, buscando compensar los incrementos de temperatura con los descensos altitudinales, darán lugar a nuevas combinaciones florísticas y nuevas comunidades vegetales. Tales procesos previsibles ponen de manifiesto tanto la necesidad de controlar las nuevas emisiones como el interés de diseñar la localización de los grandes espacios protegidos como eslabones de la cadena de corredores abiertos a la migración.

Como efecto derivado del calentamiento general se produce la fusión de enormes masas de hielos polares, que provocan el incremento del nivel del mar. El ascenso del nivel medio del mar medido por satélite alcanza los $3,9 \pm 0,8$ mm en algunas costas, bastante más de lo calculado con anterioridad. Tales incrementos suponen la inundación de vastas llanuras costeras, sobre todo en islas y países tropicales. El incremento del nivel del mar en Estados Unidos en un siglo puede cubrir áreas donde viven 80 especies, hoy ya en peligro de extinción.

Contaminación generalizada del aire y del agua

La contaminación del aire y el agua ha crecido de manera desorbitada en los últimos años. Las cantidades de sustancias tóxicas emitidas a la atmósfera (SO_2 y NO_x) en Europa se miden en cientos de miles de toneladas anuales, más otras sustancias (metales pesados, etc.) en cantidades menores. Estos óxidos acaban por depositarse de una u otra forma y acidifican el suelo y el agua, con efectos devastadores sobre las especies y los medios naturales. Los primeros síntomas de contaminación se relacionaron con el SO_2 , pero desde la década de 1970 se comprobó que los oxidantes fotoquímicos eran mucho más agresivos. Según criterio del Programa Nacional de Evaluación de la Precipitación Ácida (*National Acid Precipitation Assessment Program*, NAPAP) de EE.UU., entre los fotooxidantes más agresivos de los ecosistemas del Hemisferio Norte se encuentran el ozono (O_3) y los diversos óxidos de nitrógeno (NO_x): dióxido de nitrógeno (NO_2), óxido nítrico (NO), ácido nítrico (HNO_3) y el peroxiacetil nitrato, o PAN.

Los efectos de los agentes fotooxidantes han sido bien estudiados en coníferas y líquenes, pero su acción se extiende a otros muchos grupos de plantas y hongos. La riqueza de hongos ha descendido de forma alarmante entre 1930 y 1990 según los muestreos realizados en Alemania, Austria y Holanda, que reve-

lan una pérdida del 40 al 50 % durante ese período, probablemente debido a la acidificación de la atmósfera y del agua de lluvia. El problema no se reduce a esas especies en sí mismas: la mayoría de las plantas son micorrícicas, por lo que los efectos sobre esos hongos repercuten en ellas, afectando a su supervivencia y a la productividad de muchas especies forestales. Ésta es la causa principal de la desaparición de los bosques primarios septentrionales.

En sentido contrario, las aguas se eutrofizan por la incorporación de materia orgánica procedente de las aguas residuales urbanas y por el uso de abonos orgánicos y minerales en agricultura, de forma que alteran las condiciones naturales. El aumento de la materia orgánica y la eutrofización de las aguas, aparte de otros efectos, suponen un grave peligro para las poblaciones de muchas especies acuáticas de las ninfeáceas, ranunculáceas, hidrofíláceas, miriofiláceas, utriculariáceas, etc., y de las comunidades y sistemas que conforman.

La acción de los competidores

La invasión por plantas procedentes de otros territorios no es un fenómeno nuevo. Así ha ocurrido a lo largo de la historia de los seres vivos; la diferencia entre el pasado y el presente es que el fenómeno se ha multiplicado por la acción del hombre y sus efectos también. El hombre es el causante de la existencia de plantas exóticas, ajenas a los territorios, o flora alóctona. El papel desempeñado por el hombre en el transporte de flora, intencionado o involuntario, tiene tres hitos principales: la expansión humana y de sus cultivos durante el neolítico, el incremento de viajes e intercambio de mercancías y plantas cultivables a partir de la era de los descubrimientos, y la reciente internacionalización del comercio, el turismo, la agricultura, el uso de plantas ornamentales en jardinería, etc. A partir de la fecha y mecanismos de introducción, de la intencionalidad, de la causa de introducción, etc., se han elaborado distintas clasificaciones para este tipo de plantas. Precisamente esta diversidad de criterios en la consideración de planta alóctona es un factor de disparidad al comparar tasas de flora alóctona de distintas fuentes y países.

La flora alóctona es dispar en el aspecto taxonómico, tipo funcional, ecología, etc. Hay importantes diferencias entre el Hemisferio Norte y el Sur, entre la cara este y la oeste del Hemisferio Norte, y entre los países industrializados y los llamados países en desarrollo. A pesar de esta disparidad en los resultados, se observan algunas tendencias comunes entre las especies invasoras: ventajas en los procesos de asentamiento y colonización, ventajas reproductivas por vía sexual y asexual, dispersión a larga distancia, etc.

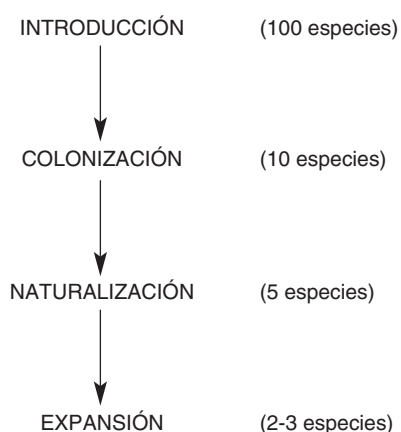


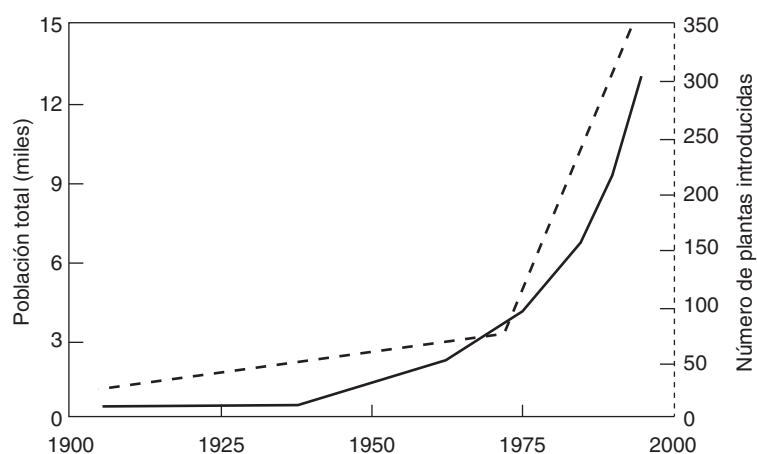
Figura 15-18. Principales etapas de una invasión biológica y número de especies que alcanzan cada una de ellas.

No todas las especies que alcanzan un nuevo territorio acaban por instalarse, compitiendo con la flora autóctona, o no lo hacen por mucho tiempo. El acceso no es garantía de naturalización. Existen numerosas barreras que limitan el asentamiento en una nueva área: barreras geográficas, reproductoras, físico-químicas y bióticas. Los estudios en áreas bien documentadas y por largo tiempo muestran que la flora exótica que llega a un territorio cae en cascada a lo largo del tiempo a través de unos pocos escalones, hasta quedar reducida a un 2-3 % de la flora inicial (Fig. 15-18). Aun con esta reducción tan fuerte, algunas especies se naturalizan y llegan a convertirse en invasoras, capaces de afectar gravemente a la diversidad florística local. Las islas han sido áreas particularmente afectadas por recientes invasiones, sobre todo islas de colonización reciente, frente a la mayor resistencia de otras áreas. Es probable que en áreas humanizadas desde hace milenios se haya alcanzado una saturación en todos sus nichos ecológicos y sean éstas, por tanto, más reacias a aceptar nueva flora. Por el contrario, las islas oceánicas

y otros hábitats no perturbados previamente presentan nichos ecológicos no saturados, que son invadidos con mayor facilidad. Las islas Galápagos (Ecuador), con más de 170 especies de plantas endémicas, están sufriendo una grave y continua invasión de especies exóticas. El incremento de flora alóctona está claramente relacionado con el aumento de la población, y este último se relaciona estrechamente con el incremento en el número de visitantes. De unas pocas decenas de plantas exóticas presentes en las islas a principios del siglo XX se ha pasado a más de 300 en 1995 (Fig. 15-19). Otro tanto ocurre en la isla Juan Fernández (Chile); con 345 especies en total, las endémicas alcanzan el 28 %, y las especies introducidas superan el doble de esa proporción, con grave riesgo para la supervivencia de la flora exclusiva de la isla. El fenómeno es general y afecta a todas las áreas protegidas que reciben gran cantidad de visitantes, al menos en las zonas abiertas al público.

La política de defensa frente a las especies invasoras se orienta en tres direcciones: prevención, erradicación y gestión ecológica. La prevención es posible en espacios protegidos, evitando la introducción de plantas ornamentales y aplicando medidas similares, pero difícil de conseguir en otros medios; la erradicación de las plantas ya instaladas es tanto más difícil cuanto más tiempo ha pasado desde la invasión y más ha multiplicado y extendido sus poblaciones; la gestión integral del espacio (prácticas agrícolas adecuadas, mantenimiento de la diversidad de las comunidades originales, etc.) es el medio más satisfactorio para controlar las plantas invasoras. La erradicación exige muchos recursos técnicos, humanos y económicos aplicados durante largo tiempo, hasta agotar el banco de semillas del suelo, con frecuencia sin alcanzar los resultados propuestos. La invasión de la gramínea *Pennisetum setaceum* en la isla de La Palma (islas Canarias, España), conocida en la isla como «plumacho» o «rabo de gato», ha obligado a un severo control de sus poblaciones y a inten-

Figura 15-19. Evolución de la flora adventicia (línea discontinua) en Galápagos (Ecuador) en relación con la evolución de la población (línea continua). (De J. Martínez *et al.*, 1996.)



tos de erradicación de las áreas invadidas por esa especie mediante procedimientos manuales y químicos (herbicidas sistémicos). Procedente de África, *Pennisetum setaceum* ha colonizado extensas áreas de La Palma, más de 45 km², especialmente por debajo de los 400 m, compitiendo con numerosos endemismos canarios (*Artemisia thuscula*, *Chamaecytisus proliferus*, *Ferula linkii*, *Forsskaolea angustifolia*, *Kleinia nerifolia*, *Polycarpea aristata*, *Rumex lunaria* y *Tolpis laciniata*) y algunos endemismos macaronésicos. El programa de erradicación durante dos años y medio ha reducido considerablemente las poblaciones de la invasora, un 93 % de la superficie invadida (Fig. 15-20).

Uniformidad en los cultivos

En el caso de las plantas cultivadas, la diversidad conseguida durante miles de años se pierde de forma constante por distintas causas. Las pérdidas más significativas se han producido a partir de mediados del siglo XX, con la llamada revolución verde. La expresión fue acuñada por William S. Gaud para expresar los incrementos de producción agrícola deri-

vados de la aplicación de modernas técnicas a la producción de nuevas estirpes de cultivos y de los cambios habidos en las formas de explotación. Las revoluciones verde supuso un avance en la producción de alimentos, pero una pérdida de diversidad; en Grecia, por ejemplo, se abandonó el cultivo del 95 % de las variedades nativas de trigo en sólo 40 años, de 1945 a 1986, y en Indonesia se extinguieron 1 500 variedades de arroz en 15 años. La pérdida de esos cultivos y de la uniformidad de los cultivos está ligada a otras razones adicionales, incluida la exigencia de los consumidores de caracteres constantes y uniformes. Ello hace que los productores trabajen cada día con menos variedades. El 75 % del trigo cultivado en Canadá corresponde a sólo cuatro variedades, y más de la mitad de los trigales corresponden a una sola variedad. De igual forma, el 72 % de la producción de patatas en Estados Unidos proviene de cuatro variedades; la producción de soja de ese país tiene su origen en seis plantas procedentes de un mismo lugar de Asia; casi todos los cafetos de Brasil tienen su origen en una misma planta, etc. El proceso es general para el conjunto de los cultivos y en la mayoría de los países industrializados.

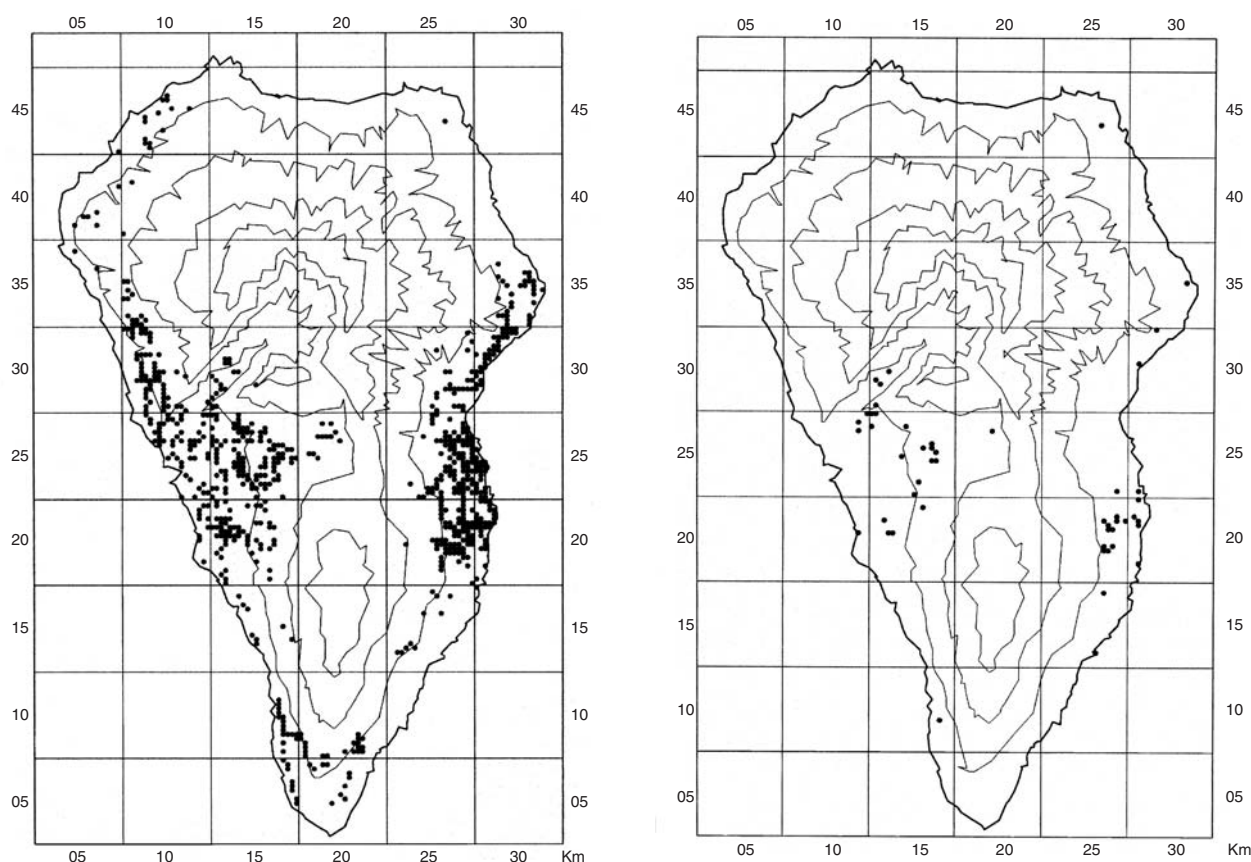


Figura 15-20. Áreas invadidas por rabo de gato (*Pennisetum setaceum*) en la isla de La Palma (Islas Canarias, España) antes y después del programa de erradicación. Las curvas de nivel equidistan 500 m. (De P. L. Pérez de Paz *et al.*, 1999.)

La agricultura intensiva ha promovido cultivos que responden a objetivos contrarios a la conservación de la diversidad. La selección de los cultivadores ha procurado simplificar y reducir la diversidad de sus cultivos por diversas causas: conseguir la simultaneidad en cada una de las fases de desarrollo (germinación, floración y fructificación), homogeneizar la talla de las plantas para favorecer los tratamientos y la recolección mecanizados, uniformar el aspecto y los caracteres organolépticos de cada cultivo y estabilizar la producción de cada año. Las medidas para mantener la diversidad de los cultivos se orientan en tres direcciones, que se describen a continuación:

- Es necesaria la protección de amplias áreas de ecosistemas naturales que contengan o puedan contener parientes silvestres de los cultivos.
- La conservación *in situ* o mediante campos de cultivo de los cultivares amenazados y sus parientes silvestres, incluida la conservación de los sistemas tradicionales de explotación.
- La conservación *ex situ*.

Conservación de la biodiversidad

Introducción

Los primeros organismos dedicados a la conservación surgen a partir de la Segunda Guerra Mundial. La Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN/IUCN) nació en 1949 con el nombre de Unión Mundial para la Conservación. En el seno de la UICN, y en colaboración con el Programa de las Naciones Unidas para la Conservación de la Naturaleza (PNUMA) y el Fondo Mundial para la Naturaleza (*World Wide Fund for Nature*, WWF), se fundó, en 1988, el Centro de Monitoreo de la Conservación Mundial (*World Conservation Monitoring Centre*, WCMC), con objeto de promocionar la conservación y el desarrollo sostenible suministrando servicios técnicos e información fiable. La UICN y el WCMC han sido los responsables de múltiples listas y libros rojos de los distintos grupos biológicos; el primero, *The IUCN Plant Red Data Book*, de G. Lucas & H. Synge, en 1978.

El término conservación se entiende en un doble sentido: por un lado, significa preservación o mantenimiento de todos los componentes biológicos de la diversidad, de sus hábitats y de los procesos de interacción entre esos componentes, además de los que se dan entre ellos y el medio en que se desarrollan; en un sentido más amplio, abarca también el uso sostenible de esos componentes o de su recuperación o restauración, aunque ambas facetas son parte de

una misma idea. Esta segunda orientación está claramente definida en la Reunión sobre la Diversidad Biológica: «Uso sostenible significa el uso de los componentes de la diversidad biológica de forma y en proporción tales que no suponga su reducción a largo plazo, y por tanto que mantenga su potencialidad para suplir las necesidades y aspiraciones de las generaciones presentes y futuras».

La conservación de la biodiversidad rechaza, de acuerdo con la definición anterior, la acción sobre unos individuos o una especie en concreto si no contempla todos los aspectos de la biodiversidad, desde el nivel genético al colectivo de la comunidad en la que habitan y las condiciones ambientales en las que se desarrollan, así como los procesos que garantizan su existencia. Por esta razón tiene poco sentido la distinción que se hace en ocasiones entre la conservación genética y la conservación de los hábitats; ambas son parte del mismo proceso, aunque pueden entenderse como campos con técnicas y procedimientos diferentes. Incluso la conservación de una población particular debe considerarse desde un punto de vista amplio, pues ninguna población se mantiene sin relaciones con el medio.

Un concepto tan amplio como es la biodiversidad y un objetivo tan complejo como es su conservación requiere la participación de especialistas de las numerosas áreas implicadas. Eso significa que la conservación es una tarea multidisciplinar y que es conveniente la integración de los equipos para alcanzar los objetivos previstos. La complejidad del proceso no invalida la investigación especializada ni las acciones en un sentido particular, pero el ideal es el trabajo en conjunto y coordinado.

Razones para la conservación

La importancia de conservar los recursos naturales se puso de manifiesto en el Congreso de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y Desarrollo, que tuvo lugar en Rio de Janeiro (Brasil) en 1992, y en el Convenio sobre Diversidad Biológica, ratificado por más de 175 países.

La conservación de la naturaleza parte de unas bases éticas, con independencia de las orientaciones religiosas o agnósticas de los individuos. En este aspecto ha habido un cambio de orientación en algunas religiones, la católica, por ejemplo, que ha pasado de considerar al hombre como rey de la creación a verlo como partícipe de una obra de Dios. Las religiones o las filosofías orientales han tenido desde siempre otro concepto de las relaciones del hombre con la naturaleza, de mayor cercanía. Sin embargo, en una orientación convergente, la reciente Declaración de Asís reúne la opinión de la mayoría de las religiones: en ella expresan reiteradamente la

vinculación del hombre con la naturaleza y el respeto que ésta merece. Resulta evidente que nada justifica el despilfarro de los recursos, que no es válido el desequilibrio geográfico en el acceso a esos recursos, que el uso actual no puede comprometer su uso futuro, etc.

Desde la perspectiva biológica la justificación de la conservación es multifocal, pero en último término todas las razones se pueden reducir a dos: la diversidad existente es única e irreplicable y es el sostén del equilibrio ecológico. La flora actual es fruto de un largo y complicado proceso evolutivo; cada tipo, cada estructura, cada metabolito está controlado por un genoma que tiene sus orígenes miles de millones de años atrás, en los primeros estadios de la vida.

El resultado del proceso evolutivo es único, tanto si se considera en cada individuo como en su conjunto. La biodiversidad existente es la que es, pero podía haber sido otra. El azar está en la base de la diversidad actual. En expresión de Stephen Jay Gould, el vídeo de Dios contiene un millón de guiones y si pasamos la cinta otra vez, el resultado puede ser muy distinto. Al valor de una diversidad única e irreplicable, fruto de millones de años de cambio, hay que añadir que el mismo azar que la propició impide conocer cuál será el resultado de una nueva fase de agitación, al dejar nichos sin cubrir por causa de las extinciones. La segunda razón aducida implica que la diversidad actual supone un equilibrio entre las partes. Es un sistema en el que cada componente desempeña su papel, y la pérdida de uno de ellos afecta al conjunto, aunque sea de forma mínima. Lo que resulta evidente es que la pérdida sucesiva de componentes compromete de forma cada vez más seria a la organización general. En un edificio es posible prescindir de un ladrillo o de un sostén, pero la reiterada pérdida de componentes acaba por provocar su colapso. Desgraciadamente no sabemos dónde está el límite entre el daño asumible y el colapso irreparable, por ello, parece prudente no correr hacia el peligro sin saber dónde está.

La importancia de la biodiversidad se ha considerado también desde el punto de vista utilitario, de la conservación de los recursos para conseguir un desarrollo sostenido. En un plano más económico, el valor utilitario de la biodiversidad tiene dos vertientes; el valor de mercado y el valor de calidad de vida. El valor de mercado incluye el beneficio que proporcionan los recursos naturales (medicamentos, alimentos, especias, maderas, reservas genéticas que se transfieren a los cultivos, etc.). El valor de la calidad contabiliza la posibilidad de disfrutar de la naturaleza y el precio que se está dispuesto a pagar por ello. Si el valor de mercado de la biodiversidad es importante, el valor de la calidad de vida crece día a día. Las sociedades con industria más avanzada y servi-

cios cada vez más complejos y generalizados demandan calidad de vida, vinculada a la naturaleza, incluido el nuevo sector del ecoturismo. En este sentido, las cifras de visitantes a los espacios naturales protegidos crecen incesantemente, tanto que en EE.UU. los parques naturales sostienen la actividad con mayor número de empleados.

La otra cara de esta relación entre economía y biodiversidad corresponde a los gastos derivados de la reparación de los efectos nocivos directos de la degradación de la naturaleza y de la pérdida de individuos, especies, comunidades y paisajes. Eso sin contar los efectos difusos vinculados a la pérdida de la capa de ozono, la contaminación del aire, del suelo y del agua, el cambio climático global, etc. Es muy difícil valorar cualquiera de estas expresiones de la biodiversidad, aunque se ha avanzado mucho en este campo a partir de la idea de que es necesario reparar lo dañado, según la expresión ya popular de «quien contamina, paga». En la misma línea se integra la valoración de la conservación de las especies. Para E. O. Wilson, las especies constituyen un recurso insustituible que hay que conservar como fruto de la evolución, a menos que los costes sean tan elevados que resulten insoportables.

Prioridades en la conservación

La conservación ha evolucionado desde sus primeras manifestaciones, en las que los únicos objetivos eran algunas especies particulares, a una protección integral, que abarca las comunidades y el medio en que se desarrollan. Se ha ampliado el marco de actuación para garantizar las condiciones en las cuales la naturaleza puede operar sin presiones adicionales y mantener sus procesos. La degradación de las comunidades y la desaparición de algunas de sus especies fue comparada por P. R. Ehrlich y A. H. Ehrlich con un avión cuyas alas están fijadas mediante numerosísimos remaches. Probablemente hay más remaches de los estrictamente necesarios para que el ala no se desprenda, pues todos ejercen una función semejante; sin embargo, no prescindimos de ninguno de ellos. En su parábola, el avión representa la comunidad y los remaches son las especies; la respuesta a cuántas y cuáles especies podemos eliminar sin alterar el funcionamiento de la comunidad no tiene más respuesta que ninguna. Cada especie desempeña una función que se asocia a la función de las otras y, por ello, todas son necesarias. El modelo justifica la conservación generalizada de la naturaleza, pero no está en contra de las acciones particulares complementarias sobre plantas singulares, ni de la consideración de criterios que permitan establecer prioridades, ni de las valoraciones para determinar las comunidades o los espacios de mayor interés.

Tabla 15-9. CRITERIOS GENERALES DE PRIORIDAD EN LA CONSERVACIÓN DE LAS PLANTAS.

CAMPO	EXPRESIÓN PARTICULAR	
	Prioridad alta	Prioridad baja
Geografía	Área pequeña Endémica del territorio Condición relictica	Área grande No endémica del territorio Condición no relictica
Taxonomía	Rango alto Con aislamiento taxonómico Pariente de plantas útiles	Rango bajo Sin aislamiento taxonómico Sin parentesco con plantas útiles
Hábitat	Frágil Amenazado Ecología restringida	No fragil No amenazado Ecología amplia
Dimensión poblacional	Pocas poblaciones Poblaciones pequeñas Vida corta	Muchas poblaciones Poblaciones grandes Vida larga
Biología	Floración irregular y escasa Polinización específica Dioecia Fecundación cruzada Semillas de vida corta Sin reproducción vegetativa Especie directriz	Floración regular y frecuente Polinización generalista Monoecia Autofecundación Semillas de vida larga Con reproducción vegetativa Especie no directriz
Utilidad	Útil para usos diversos	No útil para usos diversos

La prioridad en la conservación de plantas viene determinada por criterios de naturaleza distinta, incluido su significado simbólico. No hay una fórmula de aplicación universal, pero el análisis de las expresiones de cada uno de estos criterios ayuda a la planificación y priorización en la conservación, o al menos contribuye a su objetivación (Tabla 15-9).

El rango taxonómico

El valor de la pérdida está en relación con la singularidad biológica que desaparece. A mayor rango, mayor información genética, de manera que la pérdida de la única población de una especie supone la pérdida de la información relativa a toda la especie, mientras que la pérdida de una población de una especie con muchas poblaciones supone sólo una pérdida parcial. La información ligada a esa especie

todavía está representada en la naturaleza, aunque mermada. El razonamiento se puede llevar a rangos superiores, con prioridades para especies únicas dentro de su género, mayor prioridad para las especies que son únicas dentro del único género de la familia, etcétera. No es necesario llegar al extremo de un único representante en el rango, es evidente que se trata de una situación gradual, comparativa, con ventaja para los taxones genéticamente aislados, con mayor interés cuanto mayor sea el aislamiento taxonómico, reflejado en su rango (Fig. 15-21).

Plantas endémicas, raras y amenazadas

Es frecuente recurrir a la riqueza de endemismos como criterio de conservación. Una planta es endémica de un territorio cuando sus poblaciones no desbordan los límites de ese territorio. En este sentido,

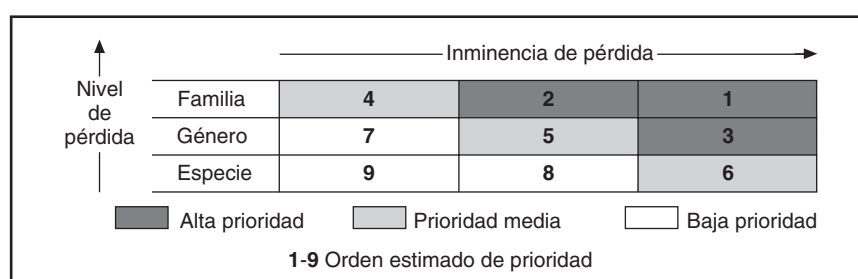


Figura 15-21. Prioridades de conservación entre taxones amenazados. (De UICN, y WWF, 1980.)

hay endemismos de territorios muy pequeños y endemismos de territorios amplios. No se puede traducir en todos los casos endemismo por rareza, y por tanto, por planta amenazada; los endemismos de un área amplia no corren peligro, mientras que los endemismos de áreas muy reducidas es probable que corran riesgo de desaparición. El riesgo no viene de la condición de exclusividad, sino del tamaño del área que ocupan o del tamaño de sus poblaciones. Es necesario, por tanto, que cualquier mención sobre los endemismos lleve la referencia del territorio al cual están ligados, para evaluar su localización geográfica y el tamaño aproximado del área que ocupan.

La endemidad se contempla generalmente en el rango específico, pero se puede considerar en rangos inferiores o superiores. La falta de definición sobre el rango taxonómico considerado es causa de equívocos cuando se comparan números de distintos territorios basados en rangos diferentes. En relación con la endemidad hay que indicar, además, los inconvenientes derivados de su evaluación con referencia a territorios políticos, criterio que choca con la realidad biológica. Ese concepto de endemidad implica, por ejemplo, que la especie que vive a ambos lados de una frontera política no se considera endémica de ninguno de los dos países en los que está presente, aunque su área sea pequeña y su situación crítica. Por otro lado, el número de endemismos de un país refleja el número de sus especies exclusivas, pero no dice nada sobre la extensión de las áreas de esas especies dentro del país. Países con millones de kilómetros cuadrados tienen lógicamente una enorme riqueza floral y una gran cantidad de endemismos, no todos ellos amenazados. Por estas razones, aunque la endemidad es un concepto útil, el riesgo de una especie debe evaluarse por criterios biológicos en relación con el tamaño de su área, el tamaño y la densidad de sus poblaciones, las amenazas de destrucción del hábitat, etc. En cualquier caso, las áreas ricas en endemismos merecen una atención prioritaria en las políticas de protección de espacios, la endemidad es irremplazable y supone por lo general la existencia de un alto número de especies en peligro de extinción.

La distribución de los endemismos sigue patrones geográficos bien definidos. La riqueza de endemismos se relaciona con la distancia al trópico; en las latitudes altas hay menos endemismos y son más numerosos en las áreas tropicales. El número de endemismos crece significativamente a partir de los 40-50° hacia el Ecuador. El modelo no tiene validez absoluta: en el área mediterránea el modelo se distorsiona, probablemente por el papel de refugio que desempeñó durante las glaciaciones cuaternarias, y por la pobreza que se manifiesta al sur del área por la presencia del desierto del Sáhara. Los países mediterráneos del sur de Europa poseen una riqueza rela-

tivamente alta de endemismos y tasas medias cuando se consideran uno a uno, debido a que forman parte de una unidad biogeográfica común. Si se analiza la riqueza de endemismos mediterráneos en su conjunto, las cifras que resultan no desmerecen de las procedentes de áreas tropicales.

No todos los países disponen de datos adecuados, hay países con un gran conocimiento de su flora lo que permite identificar sus especies exclusivas, las de condición endémica frente a las comunes con otros territorios. En cualquier caso, los datos disponibles sobre la proporción de endemismos de las floras nacionales son muy ilustrativos. Los territorios con proporciones más altas de endemismos son China, Sudeste asiático, Madagascar, El Cabo y Chile; en un orden inferior les siguen los países tropicales, el Oriente Próximo y el Oriente Medio (Fig. 15-22). Por lo general, las islas, sobre todo si son oceánicas, muy alejadas de los continentes, poseen altas tasas de endemismos debido al aislamiento, aunque las cantidades totales sean pequeñas. Las áreas montañosas son igualmente ricas en endemismos por causa de la insularidad que representan, por la diversidad de hábitats que contienen y por su papel de refugio para distintos tipos de flora.

Es frecuente asociar el riesgo de extinción a la rareza, pero la rareza se puede entender de maneras distintas y ligada a aspectos diferentes de la planta. D. Rabinowitz definió la rareza, en 1981, desde tres planos: tamaño del área de presencia, tamaño del área de ocupación y especificidad del hábitat, cada uno de ellos considerado en dos valores, grande (no raro) y pequeño (raro). A partir de estos caracteres y sus valores se obtienen ocho combinaciones, de las cuales siete incluyen alguna forma de rareza. Es evidente que la rareza de mayor grado corresponde a aquellas plantas que tienen un área de presencia pequeña, y cuyas poblaciones son reducidas y están ligadas a hábitats muy restringidos; éstas son las que corren mayor riesgo de extinción.

La rareza se puede considerar también en territorios o países concretos, lo que permite incluir poblaciones disyuntas, alejadas de los núcleos principales de distribución. La disyunción probablemente es causa de un genoma parcialmente distinto y de características también diferentes, de manera que pueden considerarse como entidades taxonómicas particulares, aunque pertenezcan a la misma especie. Las poblaciones disyuntas son fruto por lo general de historias biológicas propias, resultado de circunstancias del pasado y con un significado relicto.

Plantas de interés económico y biológico

El cultivo de variedades locales está en franco declive, por su lejanía de los modelos agronómicos

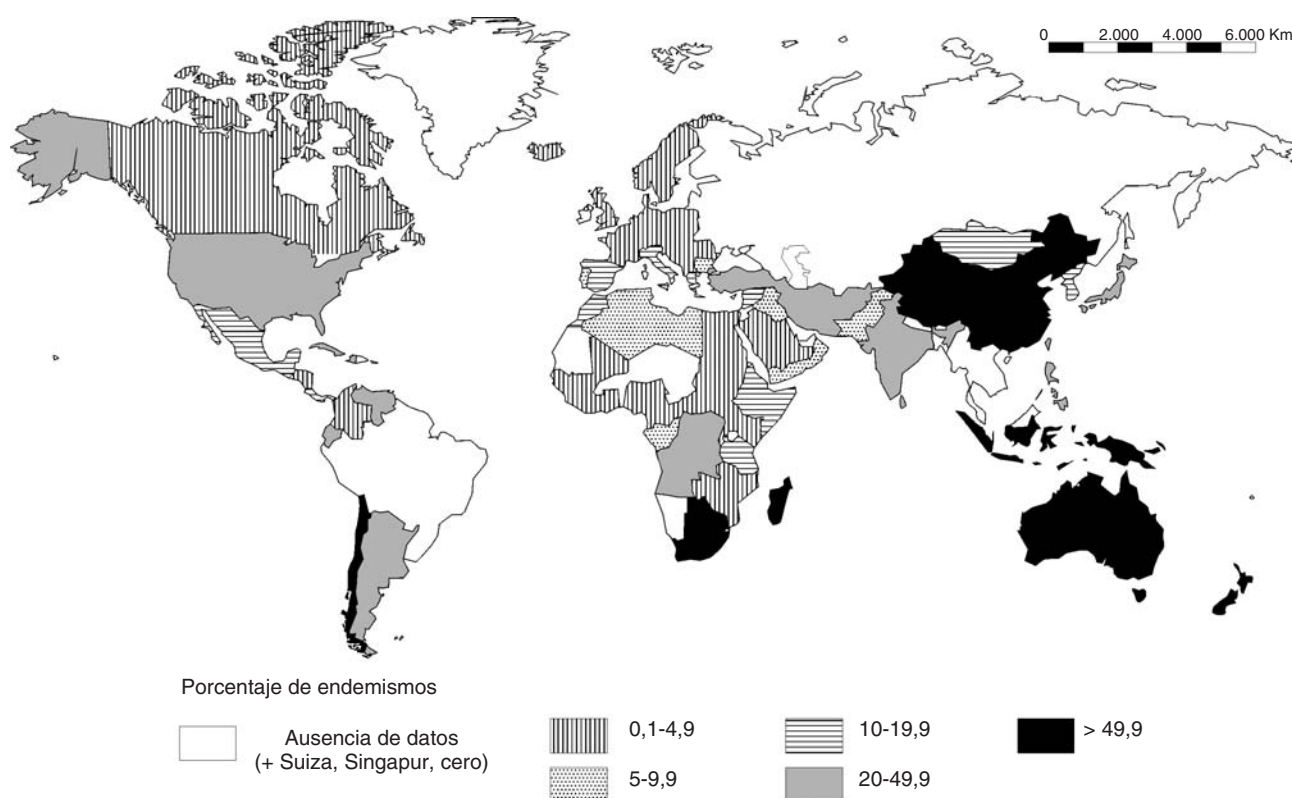


Figura 15-22. Porcentaje de flora endémica por países. En blanco: sin datos. Suiza y Singapur: cero. (De J. Akeroy y H. Synge, en B. Groombridge (ed.), 1992.) (Véase además el anexo en color.)

actuales o de los gustos y exigencias de los consumidores, pero tiene su interés y debe conservarse.

Los programas de recursos genéticos tienen dos funciones esenciales: la conservación de los recursos genéticos y el manejo de esos recursos. La conservación comprende la recolección, la multiplicación de las colecciones, la conservación a largo plazo, el control de calidad durante la conservación, la obtención de datos y la documentación. El manejo de esos recursos se ocupa de su selección de su transferencia a los cultivos o a la naturaleza.

Las prioridades se han orientado durante mucho tiempo a las especies de alto interés económico. Sin embargo, es necesaria también la conservación de los parientes cercanos de esas especies, y de especies que desempeñan un papel importante en las economías locales. Son numerosas las especies alimenticias y forrajeras que forman parte de programas de conservación para mejorar las condiciones de las comunidades rurales y las explotaciones agrícolas industrializadas. Las ventajas que se obtienen son de diversas naturalezas: incrementos de la producción, cualidades organolépticas de interés, ampliación de la valencia ecológica para distintos factores, mejor adaptación al manejo (morfología y ritmo de producción regulares, cambios en la proporción parte útil/parte desechable, etc.).

Las categorías de la UICN

Las categorías de plantas amenazadas fueron inicialmente definidas por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) hace 30 años. Estas categorías fueron ampliamente utilizadas en flora y en fauna, y en ámbitos regionales o continentales. La ventaja de la clasificación radicaba en la sencillez de los criterios y en la jerarquía de rangos, y los inconvenientes en su imprecisa definición y en la ausencia de umbrales concretos para su aplicación. La misma UICN redefinió las categorías y añadió otras nuevas en 1994, en este caso con criterios claros y umbrales bien cuantificados. La nueva versión, del año 2001, reconoce 8 categorías:

- Extinto (*Extinct*, EX). Un taxón está extinto cuando no queda duda alguna de que el último individuo ha muerto.
- Extinto en estado silvestre (*extinct in the wild*, EW). Un taxón está extinto en estado silvestre cuando sólo sobrevive en cultivo o como población (o poblaciones) naturalizada completamente fuera de su área original.
- Peligro crítico (*critically endangered*, CR). Un taxón está en peligro crítico cuando corre un riesgo extremadamente alto de extinción en

estado silvestre en un futuro inmediato. Debe cumplir alguno de los criterios A-E.

- Peligro (*endangered*, EN). Un taxón está en peligro cuando no está en peligro crítico pero corre un riesgo muy alto de extinción en estado silvestre en un futuro próximo. Debe cumplir alguno de los criterios A-E.
- Vulnerable (*vulnerable*, VU). Un taxón es vulnerable cuando no se halla en la categoría de peligro ni en peligro crítico pero corre un alto riesgo de extinción en estado silvestre a medio plazo. Debe cumplir alguno de los criterios A-E.
- No amenazado (no threatened, NT). Un taxón se incluye en esta categoría cuando ha sido evaluado y no satisface los criterios de clasificación como en Peligro crítico, Peligro o Vulnerable pero está próximo a satisfacerlos o se prevé que pueda hacerlo en un futuro cercano. Por esta razón, la categoría se identifica también como casi amenazado.
- Riesgo menor (*lower risk*, LR). Un taxón pertenece a la categoría de riesgo menor cuando tras haber sido evaluado no le corresponden las categorías CR, EN ni V, y no se le puede adjudicar la categoría de datos insuficientes. Se incluyen en esta categoría taxones abundantes y de amplia distribución. La categoría riesgo menor se divide a su vez en tres categorías: dependiente de conservación (dc), casi amenazado (ca) y preocupación menor (pm).
- Datos insuficientes (*data deficient*, DD). Un taxón pertenece a la categoría de datos insuficientes cuando la información es inadecuada para hacer una evaluación directa o indirecta de su riesgo de extinción con base en su distribución o en la condición de las poblaciones.
- No evaluado (*not evaluated*, NE). Un taxón pertenece a la categoría de no evaluado cuando todavía no ha sido sometido a la consideración de estos criterios.

Las categorías peligro crítico, peligro y vulnerable se reúnen en una categoría superior, amenazado.

Los criterios de aplicación para las categorías peligro crítico, peligro y vulnerable se basan en el área del taxón, en el tamaño de la población o en la velocidad con que disminuyen una u otra. El área se cuantifica según la superficie de presencia o el área de ocupación. La superficie de presencia se define por el polígono imaginario que une los puntos extremos donde existe la especie, de forma que los ángulos externos son siempre mayores de 180°, llamado polígono convexo. Eso implica que incluye superficies donde el taxón no está presente por inadecuación del hábitat o por otras circunstancias. El área de ocupación es la superficie ocupada realmente por las

poblaciones del taxón, medida a través de las celdas que ocupa en una malla determinada.

Se valoran cinco criterios independientes (A-E):

- Reducción del número de los individuos maduros de la población, a partir del tamaño de la población observada, estimada o deducida sobre la base de datos previos o de la reducción prevista en el futuro.
- Tamaño de la superficie de presencia o del área de ocupación, más dos subcriterios basados en la fragmentación grave, la disminución continua o las fluctuaciones notables.
- Tamaño de la población basado en el número de individuos y un subcriterio ligado a la disminución de la población (proporción en un tiempo determinado) o al número de individuos maduros (proporción en un tiempo determinado).
- Tamaño de la población (número de individuos reproductores), área o número de localidades.
- Probabilidad de extinción (proporción en un tiempo determinado).

Cada especie puede ser catalogada en alguna de las categorías de riesgo por más de uno de ellos. Los umbrales de cada uno de los criterios son tanto más restrictivos cuanto más peligro corre el taxón (Tabla 15-10). La aplicación de estos criterios es dispar, relacionada con el tipo y cantidad de información disponible. En un reciente estudio de la flora española la mayoría de los criterios más utilizados en la clasificación de la flora amenazada están basados exclusivamente en la información corológica (criterios B y D) y muy pocos en censos concretos o en estimaciones del tamaño de las poblaciones o de su posible evolución.

La Lista roja de la flora vascular española, derivada de la aplicación de los criterios de la UICN (extinto, crítico, peligro, vulnerable, datos insuficientes), alcanza casi 1 400 taxones (especies y subespecies). La distribución de esta flora por territorios (provincias o islas) muestra grandes coincidencias con las áreas más ricas y con las de mayor número de endemismos particulares. Las provincias con mayor número de taxones amenazados son las que poseen amplios macizos montañosos, con alturas que superan los 2 000 m: Sistema Bético, Pirineos, Sistema Central, Sistema Ibérico y Cordillera Cantábrica, más las islas Canarias, donde la isla de Tenerife posee el mayor número de taxones de la lista, 211, al agregarse la insularidad con la diversidad altitudinal ligada al Teide (3 718 m). Lógicamente hay menos plantas en las categorías críticas (extinta, en peligro crítico y en peligro), aunque las cifras siguen siendo importantes. Las provincias con más plantas en categorías de máxi-

Tabla 15-10. RESUMEN DE LOS CRITERIOS PRINCIPALES UTILIZADOS EN LA CATALOGACIÓN DE LAS CATEGORÍAS DE RIESGO DE LA UICN (2001). AP: ÁREA DE PRESENCIA, AO: ÁREA DE OCUPACIÓN. (1) HAY SUBCRITERIOS COMPLEMENTARIOS QUE DEBEN ACOMPAÑAR AL CRITERIO PRINCIPAL. (2) LA CATEGORÍA VULNERABLE SE ALCANZA TAMBIÉN POR UN ÁREA DE OCUPACIÓN <100 Km² O MENOS DE 5 LOCALIDADES.

Criterios	CATEGORÍAS		
	Peligro crítico	Peligro	Vulnerable
A (1)	Pérdida del 80 % en 10 años o 3 generaciones	Pérdida del 50 % en 10 años o 3 generaciones	Pérdida del 20 % en 10 años o 3 generaciones
B (1)	AO < 10 km ² AP < 100 km ²	AO < 500 km ² AP < 5 000 km ²	AP < 20 000 km ² AO < 2 000 km ²
C (1)	< 250	< 2 500	< 10 000
D (1)	< 50 indiv. maduros	< 250 indiv. maduros	< 1 000 indiv. maduros
E (2)	Pérdida del 50 % en 10 años o 3 generaciones	Pérdida del 20 % en 20 años o 5 generaciones	Pérdida del 10% en 100 años

mo riesgo se localizan en los Pirineos Orientales, el Noroeste de España, las Cordilleras Bética y Penibética, la isla de Mallorca y todas las islas del archipiélago canario (Fig. 15-23).

Conservación de los hábitats

Normalmente con esta expresión se hace referencia a una conservación generalizada del entorno fisi-

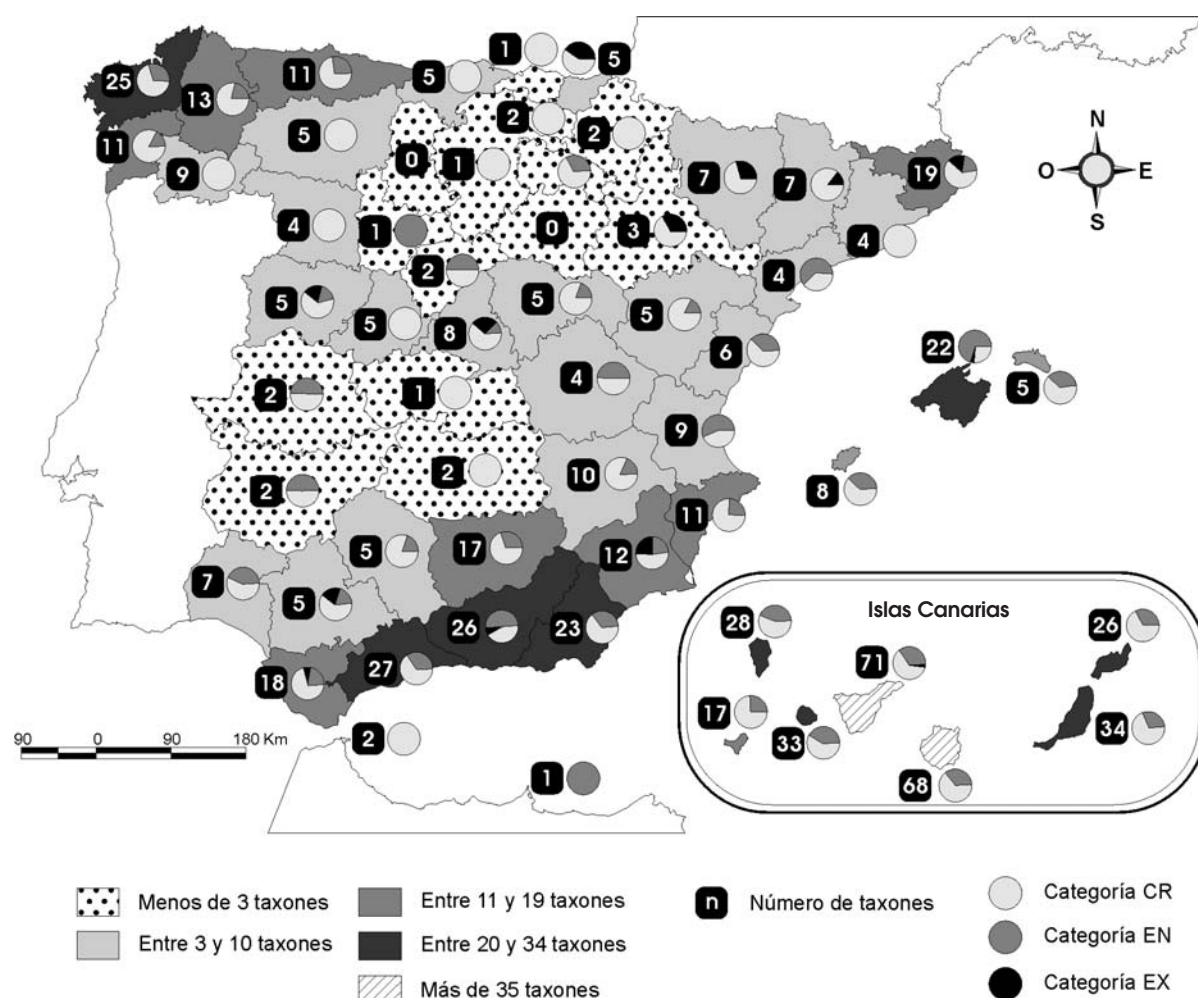


Figura 15-23. Número de taxones amenazados (extintos, en peligro crítico, en peligro) incluidos en la Lista Roja de la Flora Vascular Española, por provincias e islas (De VV.AA., 2000.)

		Área amplia		Área pequeña	
		Alta frecuencia	Baja frecuencia	Alta frecuencia	Baja frecuencia
Tamaño del IA	Grande	No raro	R1	R4	R5
	Pequeño	R2	R3	R6	R7

Figura 15-24. Tipos de rareza de una asociación, definida sobre su área de presencia, área de ocupación y tamaño de los individuos de asociación (IA). (De J. Izco, 1998.)

co y biológico en el que se desarrollan las especies. Los hábitats hay que entenderlos también en un sentido más concreto, como entidades de organización de la vida en un plano superior al de los vegetales y animales, al plano idiotaxonómico. Los hábitats considerados como entidades discretas de organización de la vegetación se ordenan en categorías sistemáticas, en un plano sintaxonómico.

Análogamente a los taxones, las comunidades vegetales, las asociaciones o rangos taxonómicos superiores, tienen áreas de distribución grandes y pequeñas. Como norma general, las asociaciones tienen áreas más pequeñas que las especies, sin que eso excluya numerosas excepciones. No hay datos suficientes sobre el tamaño de las áreas de los sintaxones; como referencia orientativa todas las clases presentes en la Península Ibérica (España y Portugal continentales) tienen representación en el resto de Europa. Las asociaciones, por el contrario, son casi siempre exclusivas del territorio, con excepción de algunas comunidades dunares, algunas nitrófilas generalistas y algunas de Pirineos, cordillera fronteriza con Francia. Los rangos medios son tanto más comunes con el resto de Europa cuanto más altos. Todo ello quiere decir que el grado de endemidad de las asociaciones no puede aplicarse como criterio general de valoración a grandes países, sino más bien a ámbitos regionales. En el caso de grandes territorios o de territorios mal conocidos, es útil la consideración de rangos sintaxonómicos medios y altos (alianza, orden y clase).

Los criterios para la selección de sintaxones, en particular de las asociaciones vegetales, son análogos a los de las especies u otros rangos de la sistemática botánica. La consideración principal se basa en la rareza y en la frecuencia. Los criterios de rareza de D. Rabinowitz han sido adaptados por J. Izco a las asociaciones vegetales, con algunas diferencias. En el caso de las asociaciones se consideran también tres dimensiones: superficie del área de presencia, área de ocupación y tamaño del individuo de

asociación. El tamaño del área de presencia se expresa por el polígono convexo que encierra los puntos donde la asociación se encuentra presente, el área de ocupación se expresa por el número de cuadrículas de 1×1 km en las que la asociación está presente, y el tamaño del individuo de asociación se expresa por el tamaño de la parcela que ocupa la comunidad de forma continua. Cada una de estas dimensiones tiene dos valores, grande y pequeño. La combinación de las tres dimensiones y sus valores configuran 8 clases, de las cuales 7 corresponden a algún tipo de rareza (Fig. 15-24). De estos 7 tipos de rareza, tienen más interés aquellos que se basan en áreas de presencia y de ocupación pequeñas.

Como ejemplo de asociaciones raras por el tamaño de su área de presencia o su área de ocupación, destacan las comunidades de alta montaña por las reducidas dimensiones de los medios que ocupan. Los céspedes y matorrales crioromediterráneos de Gredos (Sistema Central de la Península Ibérica), por ejemplo, tienen un área potencial de unos centenares de kilómetros cuadrados, y los análisis de las comunidades herbáceas y fruticasas de Pirineos, realizados por fitosociólogos de Barcelona (España), muestran igualmente la existencia de algunos tipos de vegetación con áreas muy pequeñas. De las asociaciones estudiadas, 7 no desbordan una celda de 10×10 km, y 21 asociaciones más no superan 10 celdas de 10×10 km.

La rareza de la fitocenosis se ha considerado también con sentido relativo: la frecuencia de aparición en distintas localidades respecto al total de las localidades estudiadas. Este método, propuesto por J. M. Géhu, exige el análisis previo de las localidades de un territorio y el censo de las comunidades presentes en cada una de las localidades. Se ha aplicado a medios ecológicos bien caracterizados, como son los medios halófilos litorales, pero se puede aplicar a otros tipos de vegetación. El coeficiente de rareza de una fitocenosis viene dado por la expresión:

$$R = \frac{N.^{\circ} \text{ total de sitios analizados} - N.^{\circ} \text{ de presencias}}{\text{Número total de sitios analizados}} \times 100$$

Este índice permite establecer prioridades en la conservación de fitocenosis concretas, las que poseen índices más altos, o su consideración junto con otras fitocenosis para dar prioridad los espacios de alto valor.

El análisis realizado por J.-M. Géhu de las comunidades halófilas de las marismas litorales francesas, desde las costas de Bélgica hasta las de España (81 sitios analizados), valora las comunidades de *Spartina alterniflora* (*Spartinetum alterniflorae*), las praderas de *Zostera marina* (*Zosteretum marinae*) y las comunidades de *Frankenia laevis* y *Cochlearia anglica* (*Cochleario-Frankenietum*) en la categoría de muy raras, con índices superiores al 90 %. Por el contrario, los fenales con remolacha marina (*Beto-Agropyretum pumgentis*) y la comunidad de *Halimione portulacoides* con *Puccinellia maritima* (*Halimiono-Puccinellietum maritimae*) son más frecuentes y entran dentro de la categoría de comunes, con índices inferiores al 15 %.

La conservación de los hábitats, entendidos como unidades sintaxonómicas, se ha planteado recientemente en la Directiva 43/92 de la Comunidad Europea, como criterio para la constitución de su red de protección Natura 2000. El manual de interpretación de esta Directiva relaciona 179 grupos de hábitats protegidos, de los cuales el 65 % se encuentran en España, el territorio más rico de la Unión Europea. Cada uno de estos hábitats genéricos contiene numerosas asociaciones vegetales, con grandes diferencias en cuanto a su diversificación general y distribución por territorios biogeográficos, así como por la superficie ocupada. Los bosques, los hábitats rocosos y las cuevas, los prados naturales y seminaturales y los matorrales esclerofilos son los más diversificados y extensos; los matorrales (brezales,

tojales, etc.) de la zona atlántica están menos diversificados pero también ocupan grandes extensiones (Tabla 15-11).

Modalidades de conservación: *in situ*, *ex situ*

La conservación de la diversidad en el medio natural, con libre interacción de las distintas especies que integran el hábitat y la acción de los factores abióticos, se conoce como conservación *in situ*, literalmente en el propio sitio, en el lugar donde se hallan. La conservación *in situ* incluye el mantenimiento de poblaciones de las plantas domesticadas en el medio en que adquirieron sus características distintivas. Cuando la conservación se practica fuera del medio natural, en campos de cultivo, jardines botánicos, bancos de germoplasma, o mediante otros medios, se denomina conservación *ex situ*, literalmente fuera de sitio o fuera de lugar.

La conservación *in situ* supone la prevención contra la pérdida de diversidad, mientras que la conservación *ex situ* representa un intento último, en cierta forma artificial, de preservar. La diferente condición de ambas modalidades supone que la conservación *in situ* es mucho más ventajosa porque actúa sobre poblaciones más ricas o sobre hábitats mejor estructurados; es por tanto más barata y más eficaz. La conservación *in situ* requiere muchos más medios y sus resultados son más pobres y menos seguros.

Ambas modalidades de la conservación, *ex situ* e *in situ*, son complementarias; son dos formas de conservación que deben considerarse conjunta y coordinadamente, no como alternativas independientes. La conservación así entendida contempla acciones en el medio natural y bajo condiciones artificiales, la aplicación de distintas técnicas y la intervención de

Tabla 15-11. NÚMERO DE TIPOS DE HÁBITATS POR GRUPOS Y SUPERFICIE DE ESTOS EN ESPAÑA, DE ACUERDO CON LA DIRECTIVA 43/92 CE. LAS CIFRAS REÚNEN LAS DISTINTAS REGIONES BIOGEOGRÁFICAS (ALPINA, ATLÁNTICA, MACARONÉSICA, MEDITERRÁNEA). Datos de 1995. (De Estrategia española para la conservación, 1999.)

GRUPO DE HÁBITAT	NÚMERO DE TIPOS	SUPERFICIE (km ²)
Hábitats costeros y halófilos	140	3 149,7
Dunas litorales y continentales	21	456,4
Hábitats de agua dulce	77	289,9
Brezales y matorrales de zona templada	48	29 269,6
Matorrales esclerofilos	205	12 176,3
Prados naturales y seminaturales	208	29 442,1
Turberas altas y bajas	20	142,7
Hábitats rocosos y cuevas	230	2 876,1
Bosques	260	36 845,0
Otros	16	
Total	1 225	114 647,8

distintas instituciones, e incluso la utilización posterior de los recursos conservados. Desde el principio es necesario evaluar costes, técnicas disponibles, prioridades, etc.

Conservación *in situ*

La conservación *in situ* se orienta hacia la conservación de la comunidad en su conjunto, en un contexto en el que hay más seguridad en alcanzar los objetivos previstos. Incluso si el objetivo es la conservación de una especie particular hay más posibilidades de éxito si se tiene en cuenta el hábitat donde se desarrolla. Esta forma de conservación, incluido el hombre como parte del hábitat, es el criterio del programa Hombre y Biosfera (*Man and Biosphere, MAB*) de la UNESCO.

La forma habitual de conservación *in situ* es mediante espacios protegidos. Hay una enorme cantidad de figuras legales de protección de espacios, diferentes por sus objetivos, intensidad y orientación en la protección, jurisprudencia, etc.

La protección de un espacio natural es una tarea muy compleja, que requiere la consideración de aspectos muy variados sobre el espacio físico, las poblaciones humanas existentes, los valores naturales del espacio, los peligros que amenazan la diversidad del lugar, las posibilidades de gestión, el resto de los espacios protegidos, la disponibilidad financiera, etc. Además de la coordinación con los otros espacios de la red y su complementariedad, de acuerdo con los estudios de biogeografía insular, la superficie, forma y relación de los espacios tiene gran importancia en la eficacia de la protección. Por regla general resultan más eficaces los espacios grandes que los pequeños, los agregados que los dispersos y los que se relacionan mediante corredores que los aislados.

Las técnicas de protección *in situ* de especies y de comunidades requieren también un proyecto definido en el que se precisen los objetivos, una evaluación previa de campo, análisis de las técnicas más adecuadas para la protección que se pretende, puesta a punto de las técnicas, estudio de la cobertura legal disponible, implicación de las sociedades locales, seguimiento de los resultados, posibilidades de reintroducción, etc. (Fig. 15-25).

La protección *in situ* no significa ausencia de intervención y los espacios protegidos se definen de acuerdo con distintos grados de intervención.

- Ausencia de manejo o intervención débil, representada por los parques nacionales y otras figuras de protección estricta; tales figuras legales sólo son posibles en ambientes despoblados.
- Manejo moderado, que implica un cierto grado de explotación tradicional, no agresiva.

- Manejo medio, con sometimiento a intervención humana generalizada durante largos períodos para mantener los hábitats existentes, en los que reside el interés conservacionista.
- Manejo intenso, el necesario para conservar las plantas domesticadas o semidomesticadas, por ejemplo, el que supone mantener las prácticas agrícolas y ganaderas tradicionales.

Se consideran técnicas *in situ* las llamadas granjas de genes (*farm gene banks*), en las que las prácticas agrícolas tradicionales sirven para el mantenimiento de la diversidad. Estas técnicas de conservación del material genético *in situ* difieren de los llamados campos de cultivo de genes (véase más adelante).

El número y la superficie de las áreas protegidas en el mundo crecen constantemente. Según datos de hace 10 años hay casi 8 500 espacios protegidos, con una superficie cercana a los 8 millones de kilómetros cuadrados. Estas cifras están distorsionadas por la inclusión del parque nacional de Groenlandia (1974), con casi 1 000 000 de km², y del arrecife marino del Pacífico (1980) con 340 000 km², que representan más del 15 % del total. La concepción de superficie protegida no cubre, sin embargo, las necesidades de preservación de la diversidad en sus distintos niveles, ni las medidas de obligado cumplimiento son tan eficaces como debieran. La elección de una parte de esas áreas no responde a criterios estrictamente biológicos; en otros casos no son más que parques de papel (*paper parks*), reducidos a una mera declaración oficial sin implicación práctica alguna; la diversidad incluida en las áreas protegidas representa una pequeña parte de la diversidad total, no hay inventarios de la diversidad de esos parques, etc. Es evidente la necesidad de extender la protección a áreas de interés todavía sin cobertura legal, pero es más necesario revitalizar la red de parques existentes mediante estudios de sus componentes biológicos, de la evaluación de las poblaciones de las plantas más significativas existentes, la elaboración de programas de gestión para mantener o incrementar su diversidad, el control de visitantes, etc.

En el caso de España, la propuesta se distribuye por las distintas Comunidades Autónomas, con tendencias dispares. En Navarra, por ejemplo, la media de superficie por LIC (lugar de interés comunitario) es muy pequeña, mientras que Andalucía cuenta con grandes espacios dentro de la red de Lugares de Interés Comunitario (Fig. 15-26). El reciente proyecto desarrollado por la Unión Europea de una red continental de espacios protegidos coordinados, la red Natura 2000, añade una superficie importante a la ya existente (en estos momentos hay propuestos entre 12 000 a 13 000 LICs, con una superficie cercana al 20 % de la Unión Europea). Con la red Natura 2000 se ha resuelto en gran parte el problema de la

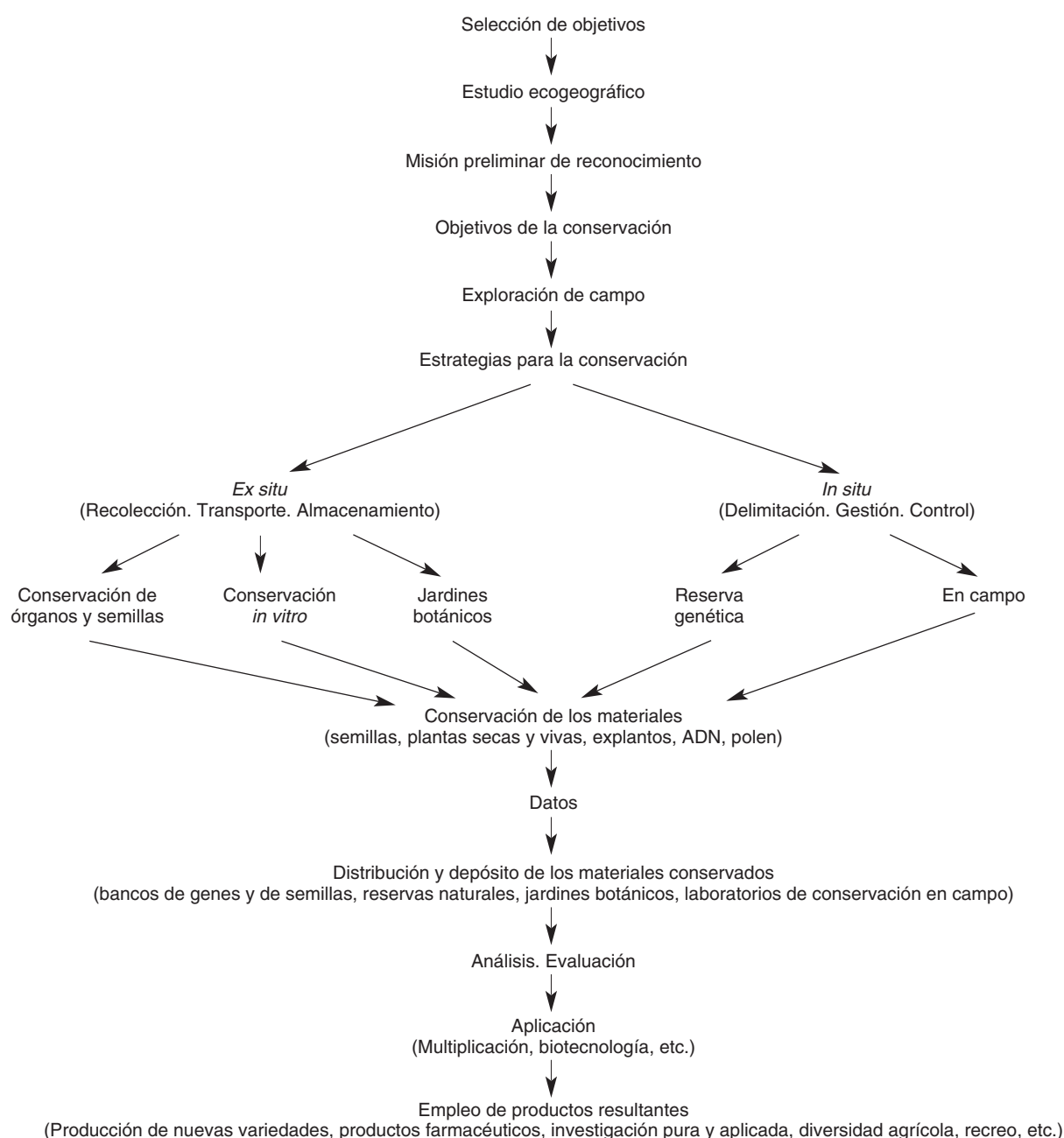


Figura 15-25. Modelo de actuación para la conservación de la biodiversidad. (De N. Maxted, 2001.)

exclusión de territorios con especies y comunidades vegetales de interés en todos los países miembros de la Unión Europea, y se incluirán nuevos espacios en el futuro.

Hay muchas poblaciones y tipos de vegetación que quedan necesariamente fuera de los grandes espacios protegidos, o forman parte de ellos pero necesitan una gestión y un seguimiento especiales, en tales casos es posible la creación de microrreservas. Una microrreserva es una parcela permanente de estudio, conservación y manejo de la diversidad florística y de vegetación, que forma parte de una red territorial de con-

servación *in situ* en la que cada espacio se complementa con el resto, de manera que adquiere valor por su pertenencia a una red coordinada. El concepto se integra en las llamadas reservas naturales controladas, incluidas en el tipo Ib de la UICN, en las que se permiten actividades no lesivas para la vegetación.

Hay microrreservas de distintos tamaños, de acuerdo con las legislaciones nacionales, con límite en las 1 000 ha. En Europa existen más de 30 000 microrreservas, principalmente en los países del Este. El concepto de microrreserva se ha aplicado en la Comunidad Valenciana (España) (Fig. 15-27), un

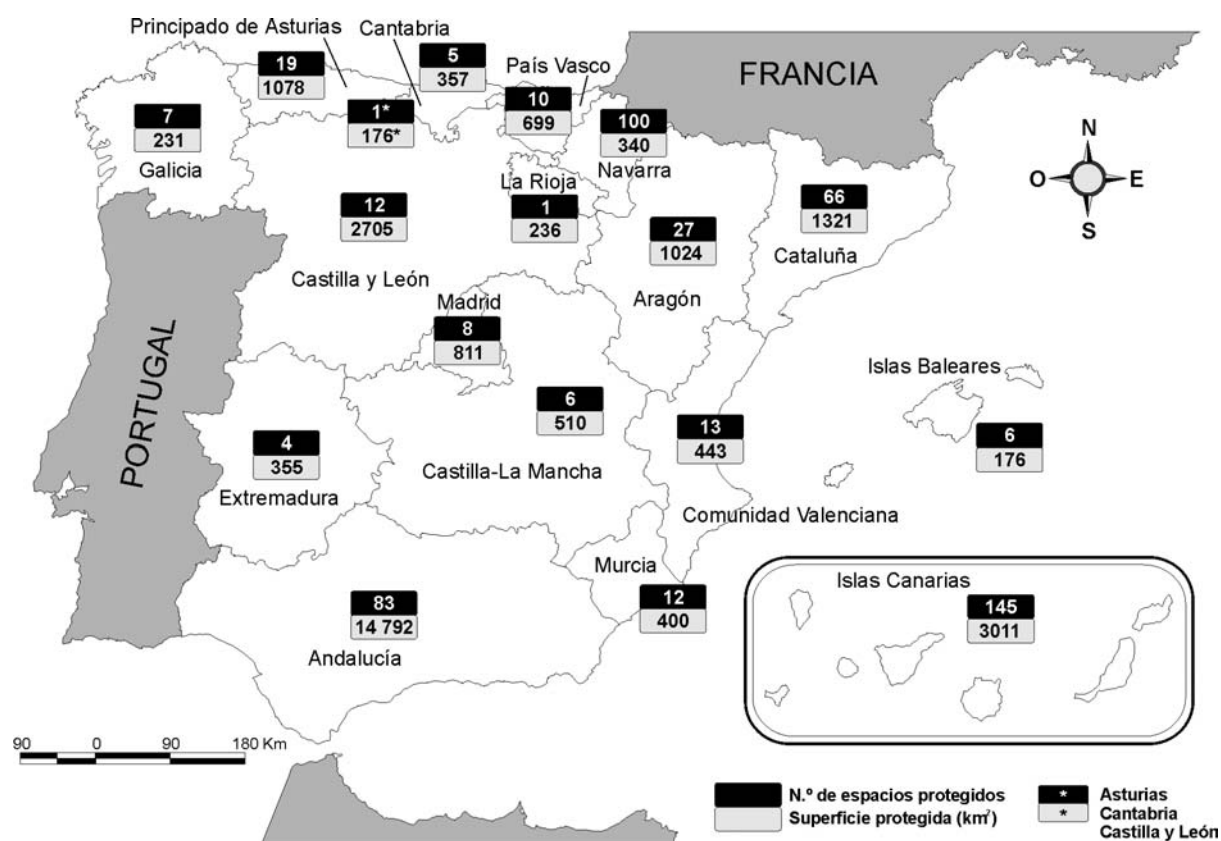


Figura 15-26 Número de espacios protegidos y superficies totales (Km²) en las Comunidades Autónomas de España. (De Estrategia española para la conservación de la diversidad biológica, 1999.)

territorio de 23 300 km², especialmente rico en flora y en vegetación, también en Castilla-La Mancha. Las microrreservas afectan a poblaciones únicas (relictos, disyunciones), poblaciones representativas de la especie, poblaciones de las que proceden los tipos nomenclaturales, asociaciones vegetales de interés, etc. Además de la conservación, entre los objetivos de las microrreservas se pueden señalar el seguimiento demográfico, la implicación en la conservación de los propietarios, las corporaciones locales, etc. La red de microrreservas de la Comunidad de Valencia está formada en la actualidad por 150 espacios (< 20 ha), con una superficie total próxima a las 900 ha, en las que se conservan casi 400 especies y tipos de vegetación, principalmente bosques, de interés regional y general, incluidas medio centenar de especies endémicas estrictas del territorio, especies cultivadas, etc.

Conservación *ex situ*

Los cultivos vivos de los jardines botánicos representan el más antiguo eslabón de la conservación *ex situ*, le siguen otras técnicas como los bancos de semillas y esporas, de polen, genes, zigotos, ADN, etc. (véase cap. 14).

Desde hace siglos los jardines botánicos cultivan una gran parte de la flora mundial y constituyen la herramienta más eficaz en la protección de las plantas. En muchos casos se trata de especies únicas, sin representación silvestre y reducida a uno o unos pocos individuos cultivados. En los jardines botánicos se cultivan plantas que proceden de antiguas y nuevas accesiones, con un total que se sitúa entre 3 y 4 millones, correspondientes a más de 80 000 especies de plantas, alrededor de la cuarta parte del total. Esta colección reúne sin duda la máxima diversidad fuera de la naturaleza.

La distribución de la diversidad en los jardines botánicos muestra las mismas desviaciones que la distribución de los propios jardines. Hay un desequilibrio entre la localización de la diversidad florística y la localización de los jardines donde se cultiva. Europa, incluidos los países que formaban la Unión Soviética, tiene casi los dos tercios de las plantas cultivadas, mientras que América del Sur no alcanza el 2 %. Otros problemas derivan de la falta de financiación para mantener las colecciones, de la baja diversidad de cada una de las muestras, reducida a muy pocos ejemplares, de la falta de información sobre el origen de las plantas, etc.

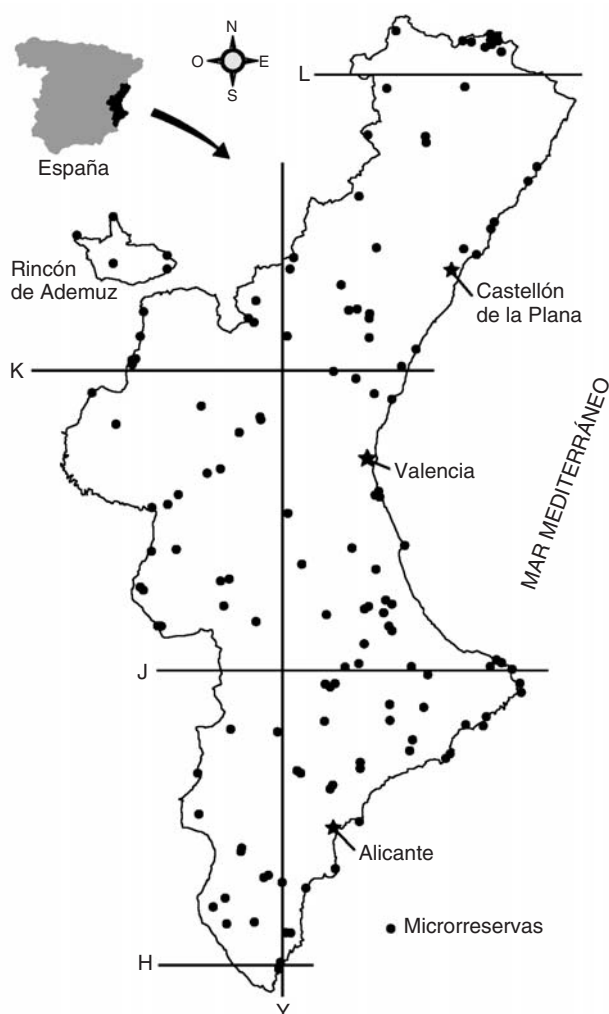


Figura 15-27. Red de microrreservas de la Comunidad Valenciana (España), compuesta por un total de 150 espacios en 1999. (De E. Laguna, 2001.)

La mitad de los jardines botánicos existentes están implicados activamente en la conservación y medio millar tienen programas de conservación basados en colecciones concretas con arreglo a distintos procedimientos. Los datos de *Botanic Gardens Conservation International (BGCI)* indican que hay unos 10 000 taxones de plantas amenazadas, perte-

necientes a los más diversos grupos, cultivadas en los jardines botánicos (Tabla 15-12).

Una parte importante de los recursos de plantas ornamentales se encuentra en colecciones privadas. Esos recursos botánicos, y sobre todo los humanos que mantienen las colecciones, son de gran importancia en la conservación.

Los bancos de semillas se orientan en dos direcciones: los jardines botánicos están especializados en plantas silvestres (véase cap. 14), mientras que las plantas cultivadas constituyen el objetivo particular de otras instituciones. La conservación moderna de plantas cultivadas la inició N. I. Vavilov, que durante las décadas de 1920 y 1930 reunió una colección de 50 000 cereales. Desde entonces la conservación de semillas de plantas cultivadas (cereales, legumbres, industriales, etc.) ha crecido sin interrupción, especialmente a partir de 1960, con el impulso de la Organización para la Alimentación y la Agricultura (FAO) a través de la Comisión Internacional para los Recursos Genéticos Vegetales (IBPGR), en la actualidad Instituto de Recursos Genéticos Vegetales (PGRI).

Los bancos de semillas de plantas de interés agrícola e industrial suman más de 4,5 millones de accesiones, de las que poco menos de la mitad son cereales (Tabla 15-13). Hay 150 bancos de recursos genéticos de especies cultivadas coordinados y agrupados en una red propia (*Institute of Agricultural Research Centres, IARCs*). Los bancos de germoplasma albergan muestras de estas plantas cultivadas y de sus parientes silvestres. En Estados Unidos de América hay más de medio millón de accesiones, y los países con mayor número de muestras (Estados Unidos de América, China, Rusia, India y Japón) reúnen casi millón y medio. Esas colecciones conservan proporciones medias o altas de la diversidad de plantas cultivadas, con la excepción de la cebada y, sobre todo, del arroz y el maíz, que no llegan al 3 % de la diversidad de sus cultivos.

Los bancos no suponen una garantía absoluta de conservación; en muchos casos se producen pérdidas por una mala gestión, fallos técnicos o deterioros naturales. En 1980 los expertos estimaron que entre la mitad y las dos terceras partes de las semillas reco-

Tabla 15-12. SELECCIÓN DE ALGUNOS GRUPOS DE PLANTAS RARAS Y AMENAZADAS CULTIVADAS EN JARDINES BOTÁNICOS, CATALOGADAS POR BGCI, BASADA EN LA LISTA DE PLANTAS AMENAZADAS DE WCMC (1991). (E. A. Leadlay y P. S. W. Jackson, en B. Groombridge, 1992.)

GRUPO	N.º TAXONES RAROS Y AMENAZADOS	N.º TAXONES QUE SE CULTIVAN EN LOS JARDINES BOTÁNICOS
Cactus	451	381
Cicadas	105	81
Coníferas	264	179
Palmeras	665	298
Helechos	600	73
Orquídeas	986	306

Tabla 15-13. ACCESIONES DE PLANTAS DOMESTICADAS EN LOS BANCOS DE GERMOPLASMA. (De K. MILLER *et al.*, 1995).

TIPO DE GERMOPLASMA	N.º DE ACCESIONES	%
Cereales	2 082 621	45,19
Legumbres comestibles	743 756	16,14
Legumbres forrajeras y pratenses	452 043	9,80
Hortalizas	374 467	8,12
Frutales	243 823	5,29
Cultivos industriales	241 826	5,24
Raíces y tubérculos	186 687	4,05
Cultivos oleaginosos	91 067	1,97
Azúcar, especias	74 517	1,61
Otros/desconocido	117 253	2,54
Total	4 608 060	

lectadas en las décadas anteriores se habían perdido y eran inútiles. En la misma línea, representantes de 13 bancos de germoplasma de Sudamérica declararon, en 1991, que entre el 50 y el 100 % de las semillas recolectadas entre 1940 y 1980 ya no eran viables. Es pues necesario mejorar la conservación y la gestión de las colecciones para evitar la pérdida de viabilidad de las semillas; además, hay que aprovechar el enorme capital genético conservado en los bancos mediante programas de cultivo y cruzamiento, y programas de investigación. Para superar la falta de utilización de los materiales de los bancos se ha sugerido aprovechar al menos un 10-20 % de las muestras en programas de caracterización, cultivo, cruzamiento, etc.

En España existen numerosos bancos de semillas de plantas cultivadas, ligados a distintas instituciones públicas, entre las que destaca el Instituto de Investigaciones Agrarias. En total superan las 60 000 accesiones, con dominancia de cereales (trigo, cebada, avena, centeno, maíz), leguminosas forrajeras y de grano (trébol, atramuz, garbanzo, mielga, judía), árboles frutales (melocotón, albaricoque, ciruelo, almendro, avellano, nogal, castaño, caqui, pistacho, manzano, peral, higuera, cítricos), plantas hortenses (ajo, pimiento, melón, fresa, tomate), vid, gramíneas pratenses (dactilo) y árboles maderables (chopo, pino).

Las plantas silvestres no han recibido tanta atención, apenas el 2 % de las accesiones totales de los bancos de germoplasma. Las colecciones se basan en plantas amenazadas o plantas silvestres relacionadas con plantas cultivadas, y los bancos están ligados, por lo general, a jardines botánicos. Las colecciones españolas suman cerca de 20 000 accesiones, siendo el banco de la Escuela Politécnica de Madrid, con 8 000 accesiones de plantas amenazadas y crucíferas, el más importante.

Además de semillas se conservan en bancos polen, esporas (musgos, helechos), embriones y fragmentos vegetativos. El polen tiene interés en la hibridación

de plantas, en la producción de individuos haploides y en la transformación de sistemas genéticos. Las condiciones de conservación son semejantes a las de las semillas; el polen se conserva además al vacío en ambiente seco. Los pólenes bicelulares (Liliáceas, Orquidáceas, Solanáceas, etc.) toleran bastante bien la desecación, al 10 % de humedad se mantienen durante bastante tiempo. Los pólenes tricolares (Gramíneas, Compuestas, etc.) son mucho más sensibles a la desecación y su vida en estas condiciones es más corta. Muchos de los pólenes conservados (-20°C) pertenecen a árboles frutales o especies forestales. A pesar de sus ventajas no parece que el sistema sea aplicable de forma generalizada a todas las plantas.

La criopreservación en nitrógeno líquido, a -196°C , es un método recientemente introducido que ya cuenta con numerosas experiencias, y las técnicas de crioprotección avanzan continuamente (véase cap. 14). Es un sistema orientado a largo plazo, prácticamente sin límite, que evita cualquier tipo de contaminación; entre sus inconvenientes cuenta la limitación de espacio, que lo hace inútil para grandes cantidades de semillas, embriones o cultivos. Se ha empleado en medio centenar de embriones de especies con problemas de conservación de semillas por medios tradicionales, y en una treintena de pólenes. La criopreservación se ha usado también en gametofitos de musgos y helechos, y en algo menos de 200 esporofitos de esas plantas, aplicándose asimismo a los ápices meristemáticos de muchas plantas cultivadas. Aunque la técnica se utiliza en muchos países, son los EE.UU., los que poseen las mayores colecciones: allí se mantienen en criopreservación unos 1 700 cultivares de diversas especies de manzana en el Laboratorio Nacional de Conservación de Semillas, además de otras especies, como la pera, la piña tropical, el plátano, etc.

La conservación de ADN aislado es muy reciente. El sistema ofrece claras ventajas porque el material puede extraerse de colecciones ya existentes o de

seres vivos, no se precisan más que cantidades minúsculas de material y existe la posibilidad de reintroducir el material genético en especies próximas o alejadas. Son pocos los centros que disponen de infraestructura para este tipo especializado de conservación. El banco de este tipo más amplio pertenece a los Reales Jardines Botánicos de Kew, que contiene más de 10 000 muestras de ADN de plantas muy diversas.

Los bancos de genes en campos de cultivo (*field gene banks*) son colecciones *ex situ*, cultivos de plantas en grandes cantidades que permiten conservar la variabilidad genética y disponer de existencias para el suministro a distintos productores. Este tipo de conservación se orienta a plantas de interés agrícola, además de su proyecto Millenium para el banco de semillas.

¿Dónde conservar?

La biodiversidad no tiene una distribución homogénea. Las tasas de biodiversidad varían en el espacio, unos territorios son ricos y otros pobres. Esta diversidad, en lo que se refiere a la distribución de la biodiversidad, obliga a tomar decisiones sobre las prioridades generales de intervención. La falta de recursos financieros, humanos, técnicos e incluso de tiempo condiciona la selección de criterios para la conservación en determinadas áreas prioritarias. La prioridad de conservación en áreas concretas no supone que se pueda prescindir de la conservación en otras áreas. La conservación de la biodiversidad es necesariamente global, en todos los sentidos, territorial, taxonómico, con políticas de crecimiento sostenido, con planes de conservación o de recuperación de poblaciones o de especies concretas, etc., pero en todos los casos es necesario disponer de bases objetivas para tomar decisiones adecuadas. La selección de grandes territorios con mayor diversidad taxonómica ha seguido dos vías diferentes y complementarias: áreas de alta biodiversidad y países megadiversos.

Las áreas de alto interés, o santuarios de biodiversidad, como se han denominados en ocasiones, *hotspots* en inglés, son aquellas que poseen una excepcional riqueza de especies. En otro sentido y de forma complementaria se consideran áreas críticas las que poseen un gran número de especies en peligro. El concepto de áreas de alto interés fue desarrollado inicialmente por Norman Myers a finales de los años ochenta, a partir de la diversidad botánica, considerando que de esa forma se representaban también los otros grupos de seres vivos, y más tarde se amplió a grupos animales, vertebrados fundamentalmente.

En la actualidad se aplican dos criterios para designar un área de alto interés: un criterio deter-

minante, basado en el número de endemismos, y un criterio adicional, basado en el grado de amenaza del territorio.

- Número de endemismos: 1 500 especies de plantas vasculares, lo que representa el 0,5 % de las 300 000 especies estimadas en todo el mundo.
- Riesgo de amenaza: la superficie de vegetación primaria se ha reducido considerablemente, a menos del 30 %.

La reducción del área de vegetación primaria se explica por las altas tasas de endemismos existentes, en las áreas tropicales de esos ecosistemas, pero en el mundo mediterráneo la mayoría de los endemismos viven en comunidades seriales o en comunidades permanentes no boscosas, por lo que el criterio no es aplicable en este caso, ni en otros análogos.

Hoy se reconoce un total de 25 áreas alto interés, que ocupan más de 17 millones de kilómetros cuadrados, con distribución mayoritaria en la banda intertropical de los tres grandes continentes, más algunas áreas de clima mediterráneo (Tabla 15-14, Fig. 15-28). En esos espacios queda un 12,2 % de la vegetación primaria y aun así albergan un 44 %, de la flora endémica mundial. El número de endemismos por superficie varía mucho de un área a otra; las mayores tasas se alcanzan en las áreas costeras de Kenia-Tanzania (75 endemismos/100 km²), Filipinas (64), Nueva Caledonia (49), etc. En la cuenca mediterránea la tasa de endemismos por superficie es relativamente baja (11,8 especies vasculares/100 km²), a pesar de su riqueza florística y endémica, debido a su gran extensión.

Las áreas de máximo interés son aquellas en las que la tasa de endemismos y la degradación son más altas. En nueve áreas de máximo interés el 30 % de las plantas y el 25 % de los vertebrados son endémicos, y la vegetación original no supera el 10 % de la superficie (Tabla 15-14). En estos territorios de alto interés el grado de congruencia entre la riqueza de plantas y de vertebrados es elevada: en 14 de ellos supera el 50 %.

A pesar de su enorme valor, el grado de protección de estas áreas no es el adecuado. Poco más de un tercio goza de algún tipo de protección, pero en la mayoría de los casos con pocos resultados porque la disposición legal carece de efectos prácticos.

El propio N. Mayer, en colaboración con otros investigadores, acuñó recientemente el término de *minihotspot*, que podría traducirse por punto de alto interés, para aquellas áreas muy reducidas con una alta endemidad de plantas (taxones/100 km²). La isla de Juan Fernández (253/100 km²) y el archipiélago de Galápagos (6,9/100 km²) entraron en el nuevo concepto. El archipiélago de Canarias no ha

Tabla 15-14. RELACIÓN DE LAS 25 ÁREAS DE ALTO INTERÉS, LIMITADA A LOS BIOTAS TERRESTRES. LA FLORA CONTEMPLA SÓLO PLANTAS VASCULARES. NO SE REFLEJAN LOS DATOS DE FAUNA. (¹) SOBRE 300 000 ESTIMADAS. (²) NO SE PUEDEN SUMAR PORQUE ALGUNAS ESPECIES SON COMPARTIDAS. (+) ÁREAS DE MÁXIMA DIVERSIDAD. (Modificado de N. Myers, 2001.)

ÁREA DE ALTO INTERÉS	S (km² × 1 000)	Residuo de vegetación primaria (%)	Área protegida (%)	N.º sp en el área	% de endemismo (¹)
Andes tropicales (+)	1 258	25,0	25,3	45 000	6,7
Mesoamérica (+)	1 155	20,0	59,9	24 000	1,7
Caribe (+)	263,5	11,3	100	12 000	2,3
Mata atlántica brasileño (+)	1 227,6	7,5	35,9	20 000	2,7
Choco/Darién/Ecuador Occ.	260,6	24,2	26,1	9 000	0,8
Cerrado brasileño	1 783,2	20,0	6,2	10 000	1,5
Chile Central	300	30,0	10,2	3 429	0,5
California	324	24,7	39,3	4 426	0,7
Madagascar (+)	594,1	9,9	19,6	12 000	3,2
Selva costera de Kenia/Tanzania	30	6,7	100	4 000	0,5
Bosque guineano (Africa Occ.)	1 265	10,0	16,1	9 000	0,8
El Cabo	74	24,3	78,1	8 200	1,9
Karoo	112	26,8	7,8	4 849	0,6
Cuenca Mediterránea (+)	2 362	4,7	38,3	25 000	4,3
Cáucaso	500	10,0	28,1	6 300	0,5
Sunda (+)	1 600	7,8	72,0	25 000	5,0
Wallacea	347	15,0	39,2	10 000	0,5
Filipinas (+)	300,8	3,0	43,3	7 620	1,9
Indo-Burma (+)	2 060	4,9	100	13 500	2,3
China Centro-Meridional	800	8,0	25,9	12 000	1,2
Ghats Occ./Sri Lanka	182,5	6,8	100	4 780	0,7
Australia Sudoccidental	309,8	10,8	100	5 469	1,4
Nueva Caledonia	18,6	28,0	10,1	3 332	0,9
Nueva Zelanda	270,5	22,0	87,7	2 3000	0,6
Polinesia/Micronesia	46	21,8	49,0	6 557	1,1
Total	17 444,3		37,7	(2)	44



Figura 15-28. Localización de las 25 áreas de alto interés, propuestas por N. Myers.

sido incluido como punto de alto interés hasta ahora, pero posee una tasa de endemidad de 7,2/100 km², tasa que se eleva hasta 17,6 en la isla de La Gomera.

Países megadiversos. La definición de países megadiversos supone un complemento a las áreas de alto interés. El criterio para establecer que un país megadiverso se basa en la existencia de límites políticos y de gobiernos concretos que llevan a cabo políticas especiales de protección en su territorio. La definición de país megadiverso está condicionada por dos criterios independientes:

- Contiene más de 20 000 especies de plantas vasculares; en caso de que la cifra sea menor, debe sobrepasar las 10 000 especies y superar los 5 000 endemismos.
- Contiene más de 2 000 especies de vertebrados (mamíferos y aves), o 200 especies de esos grupos son endémicas.

Hay un total de 15 países megadiversos, que contienen entre el 55 y el 65 % de la biodiversidad global. La mayoría de los países megadiversos son tropicales, encabezados por Brasil, Indonesia y Colombia, países que mantienen su primacía si se consideran también los peces de agua dulce, las mariposas y las cicindelas. Estados Unidos de América y la República Democrática del Congo se aproximan a los criterios botánicos de megadiversidad, pero no alcanzan el umbral fijado; estos países entran en el grupo de megadiversos si se consideran los criterios faunísticos.

Complementariedad

Los criterios para la selección de un área como espacio protegido son muy diversos, han cambiado a lo largo del tiempo y dependen de los objetivos perseguidos. Como regla general, entre los criterios botánicos se han utilizado la riqueza específica y la riqueza de endemismos, el primer criterio como expresión de cantidad y el segundo como representación de la particularidad. La selección de espacios con arreglo a estos criterios puede llevar a la redundancia, a la protección de especies ya incluidas en otros espacios protegidos con anterioridad y a la exclusión de especies de interés presentes en áreas con baja riqueza. Con esta forma de proceder sería necesaria la protección de todo el territorio para proteger el conjunto de la flora.

Para superar este inconveniente se aplica el criterio de complementariedad. La complementariedad como criterio en la selección de espacios protegidos no se ha utilizado hasta hace una decena de años. El procedimiento se basa en la existencia de

un banco de datos de riqueza florística o de riqueza endémica por celdas de una superficie dada (1 × 1, 10 × 10, 50 × 50 km) de acuerdo con el tamaño del área de intervención. Repetidamente se selecciona una celda, que posee unas especies determinadas, y se elimina el resto de celdas en que esas mismas especies están presentes. La repetición lleva a la selección de la máxima riqueza posible en el menor número de celdas, y para optimizar los recursos. Junto a la complementariedad se aplica el principio de insustitución, que se define como la contribución potencial de un lugar a un objetivo de conservación cuando los elementos que se quieren conservar se pierde si se destruye ese lugar. No es otra cosa que la prioridad de un lugar único para una especie o para una comunidad únicas.

Control del comercio de especies

La explotación de plantas ornamentales ha alcanzado volúmenes importantes en los últimos años. Los datos del comercio de orquídeas, en 1989, alcanzan los 9 a 10 millones de ejemplares anuales, de los cuales el 10 % proviene de poblaciones silvestres, aunque la deliberada falta de información sobre este aspecto dificulta su evaluación. Las plantas crasas, particularmente los cactus, es otro de los grupos que han despertado el interés de los viveristas y de los coleccionistas, con 7 a 8 millones de ejemplares comercializados en el mismo año. Muchas de esas plantas pertenecen a especies raras, lo que incrementa el interés por ellas.

Para evitar este comercio nocivo, se firmó el Convenio sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Flora y Fauna Silvestre (*Comission on the International Trade in Endangered Species*, CITES). El convenio inicial de 1973 está firmado en la actualidad por 130 países, y representa un marco legal para controlar, reducir o impedir el comercio internacional cuando pone en peligro la supervivencia de las especies. Hay más de 20 000 especies, pertenecientes a casi 50 familias, incluidas en el Convenio, con necesidades de protección desiguales según su riesgo de extinción.

El Anexo I del CITES (Fig. 15-29) comprende aquellas especies en peligro de extinción y que se ven o se pueden ver afectadas por el comercio internacional; se trata de un total de 675 especies cuyo comercio está prohibido. El Anexo II incluye aquellas especies que no están actualmente en peligro de extinción, pero que tendrán esa condición si persiste su comercio sin ningún tipo de regulación; contiene 21 000 especies de plantas, incluidas familias enteras, como Orquidáceas, Zamiáceas, Cactáceas, Ciatáceas, Cicadáceas, Dicksoniáceas y Didieráceas, y muchos géneros completos. Los espe-

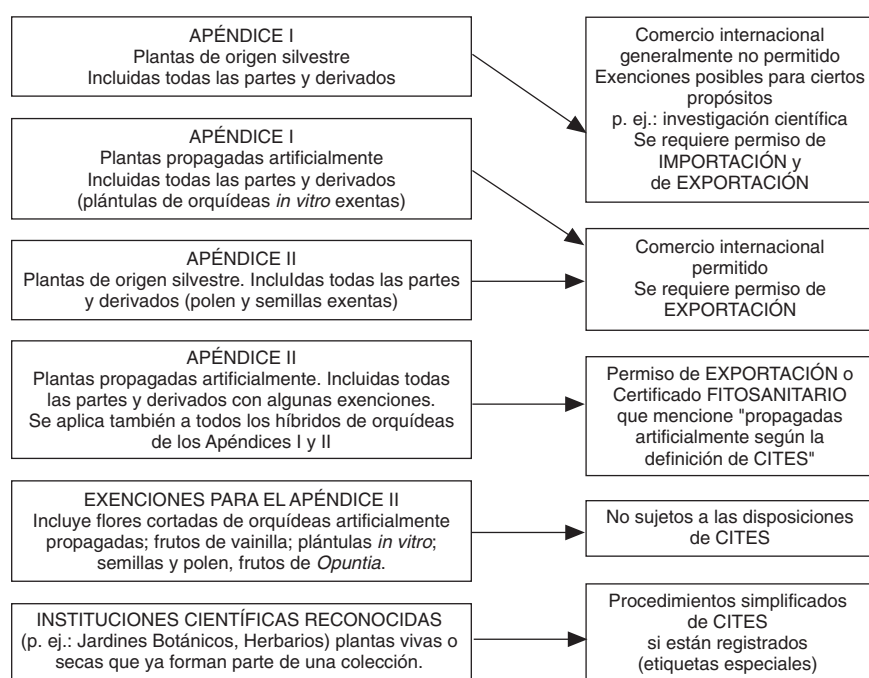


Figura 15-29. Regulación práctica del Convenio CITES para plantas según sus distintos apéndices y restricciones que les afectan. Algunos países poseen una legislación más estricta; por ejemplo, la Unión Europea exige un permiso de importación para todas las plantas CITES.

címenes pertenecientes al Anexo I, obtenidos por cultivo, tienen la misma consideración que las especies silvestres incluidas en el Anexo II, lo que significa que necesitan permiso de exportación. Partes de plantas o plantas obtenidas por cultivo *in vitro* tienen consideraciones especiales. Existe un Anexo III que incluye especies propuestas por algún estado concreto, dentro de su territorio, y pretende su comercio restringido. Es el caso de las orquídeas europeas, incluidas en el Anexo C1, lo que quiere decir que tienen la misma consideración que si estuviesen en el Anexo I del Convenio. Hay un total de 106 especies de orquídeas europeas, de las cuales 75 especies, pertenecientes a 25 géneros, son españolas.

La mayoría de las plantas comercializadas tienen fines ornamentales y las presiones que sufren se deben a viveristas y aficionados. La recolección con fines curativos o para la elaboración de bebidas frutivas supone otro gran riesgo para muchas plantas amenazadas, sobre todo en los casos en que existe un comercio organizado para su distribución y venta; sin embargo, algunas veces la situación es tan crítica que la mera recolección para uso particular representa un riesgo grave. La manzanilla de Sierra Nevada (España), *Artemisia granatensis*, es una planta de las zonas altas de esa sierra que ha sufrido una merma importante en sus pequeñas poblaciones por su interés como digestiva, propiedad muy apreciada por la población local. *Artemisia granatensis* ha sido objeto de un programa especial de multiplicación en el jardín botánico de Córdoba (España) para la reintroducción de la especie en su hábitat natural y para

aliviar la presión comercial sobre las poblaciones silvestres.

Son también recolecciones abusivas algunas que practican directamente aficionados y botánicos profesionales, que desean contar en sus colecciones con aquellos materiales más singulares. Aunque esas recolecciones de expertos acaben en instituciones públicas de investigación, no tiene justificación la presión que se hace sobre poblaciones ya mermadas por otras causas. Así, el afán coleccionista o el interés económico derivado de su venta ha supuesto la pérdida del 50 % de una de las dos últimas poblaciones de la orquídea *Paphiopedilum elliotii*. Los bulbos de especies endémicas de *Narcissus* o de *Cyclamen*, plantas de cactus, etc., se comercializan en cantidades industriales. Para mayor desgracia, muchas de esas plantas no sobreviven en los puntos de destino o se pierden tras su decomiso por falta de medios para su conservación.

Recuperación del medio natural

Las prácticas de conservación implican medidas cautelares, tendentes a evitar la erosión de las poblaciones, eliminar las causas que generan el riesgo de desaparición, etc., y otras basadas en la reubicación de las poblaciones, en la incorporación al medio natural de individuos reproducidos *ex situ*, etc. Con ellas se pretende evitar, minimizar, rectificar, reducir o eliminar a lo largo del tiempo los impactos adversos sobre el medio ambiente o bien compensarlos por cualquier sistema.

Para conseguir estos objetivos hay distintos procedimientos y distintos términos que los expresan. Recuperación parece el término general más adecuado en la medida que la naturaleza vuelve a tener algo que había perdido, estirpes o condiciones ambientales. Sin embargo, es común el término restitución, por traducción directa del inglés, para cualquier actividad que tiene por objetivo la incorporación al medio natural de materiales de origen silvestre, multiplicados *ex situ*, para su conservación. Para este mismo concepto se ha empleado también el término reintroducción, con un sentido general. Según la procedencia del material y la localidad donde se repone los conceptos son diferentes (Fig. 15-30).

La reintroducción, en sentido estricto, consiste en la incorporación de individuos de un taxón preciso a una localidad donde ya estuvo presente, pero de la cual ha desaparecido o no se tiene noticia de su presencia después de búsquedas reiteradas. La reintroducción se alcanza cuando las poblaciones que se incorporan llegan a ser autosostenibles en el nuevo hábitat.

La introducción significa la incorporación de individuos de un taxón a una localidad en la que no existía previamente, o en la que no hay pruebas de su existencia en un tiempo histórico. Dentro de este concepto se debe distinguir entre la ampliación del área a partir de uno de sus bordes inmediatos o introducción de borde, la que se practica en áreas alejadas o introducción disyunta, y la que siendo disyunta se localiza entre poblaciones naturales preexistentes o introducción en mosaico. La introducción sólo está aconsejada cuando las condiciones del hábitat original no permiten la reintroducción o cuando los factores de degradación persisten. Las introducciones exigen estudios previos cuidadosos del impacto que puede provocar la incorporación de esa especie en el ecosistema.

El reforzamiento consiste en la incorporación de individuos de un taxón en poblaciones del mismo preexistentes, con objeto de incrementar su diversidad o su densidad.

La restauración implica modificaciones del hábitat, tanto en el aspecto físico como biológico, para favorecer el desarrollo futuro del taxón que se piensa reforzar, reintroducir o introducir. La restauración es un proceso intencionado de alteración de las condiciones de un hábitat para favorecer la viabilidad de una población en un sitio concreto.

La translocación define los cambios de lugar de plantas, sus fragmentos o poblaciones, sin considerar su origen y su destino; de forma algo más precisa, el término trasplante se usa para los casos de plantas procedentes de un medio silvestre que se transfieren a otro también silvestre.

Cualquiera de las acciones puede tener efectos adversos sobre la naturaleza, dado el escaso conoci-

miento que tenemos sobre los procesos generales y sobre el comportamiento de cada especie. Precisamente por ello, las diferentes formas de intervención no pueden plantearse como un acto voluntarista y emocional. Es criterio general que los proyectos que implican una mitigación de la situación adversa de las poblaciones o de las comunidades no justifican la destrucción de áreas naturales significativas o irremplazables preexistentes; en otros términos, las reintroducciones y restauraciones deben servir para remediar los daños que ya han sido causados y no para justificar futuras destrucciones.

El retorno al medio natural no está exento de inconvenientes tanto teóricos como prácticos. La reintroducción de cualquier planta presenta multitud de problemas y exige un estudio previo minucioso y complejo. Los criterios de selección del material que se pretende introducir se agrupan en cuatro bloques: físicos, biológicos, logísticos e históricos. Los criterios físicos incluyen los relativos a factores edáficos y climáticos. Los criterios biológicos son de ámbito autoecológico o sinecológico e implican la presencia de aquellos factores relacionados con los procesos vitales de la especie reintroducida y sus posibles competidores, o la posibilidad de contaminación genética intraespecífica o interespecífica. Son criterios logísticos los aspectos relacionados con las posibilidades de acceso al lugar, el grado de protección aplicable y la disponibilidad de control por parte del personal especializado. Los criterios históricos plantean la necesidad de elegir entre áreas donde la especie es conocida y otros espacios de los que no hay datos sobre su existencia pero presentan condiciones ecológicas aparentemente adecuadas.

No hay protocolos de aplicación universales para todas las especies y para todos los hábitats. Cada caso debe ser objeto de un estudio particular, en el que deben incluirse los criterios a tener en cuenta antes de la incorporación de los nuevos materiales a la naturaleza y los procedimientos de la incorporación (Tabla 15-15)

El número de plantas amenazadas o en vías de extinción es enorme y la elección ha de alcanzar la máxima eficacia. Los criterios empleados para la priorización se basan en el grado de riesgo de la especie, su interés económico, biológico, ecológico, etc. Tienen prioridad:

- Las especies utilizadas con fines agrícolas, medicinales, comerciales o industriales, o aquellas estrechamente emparentadas con ellas o sus taxones infraespecíficos.
- Las poblaciones silvestres de especies original o habitualmente explotadas de forma sostenible por las comunidades rurales; también, aquellas plantas de importancia cultural, histórica o religiosa.

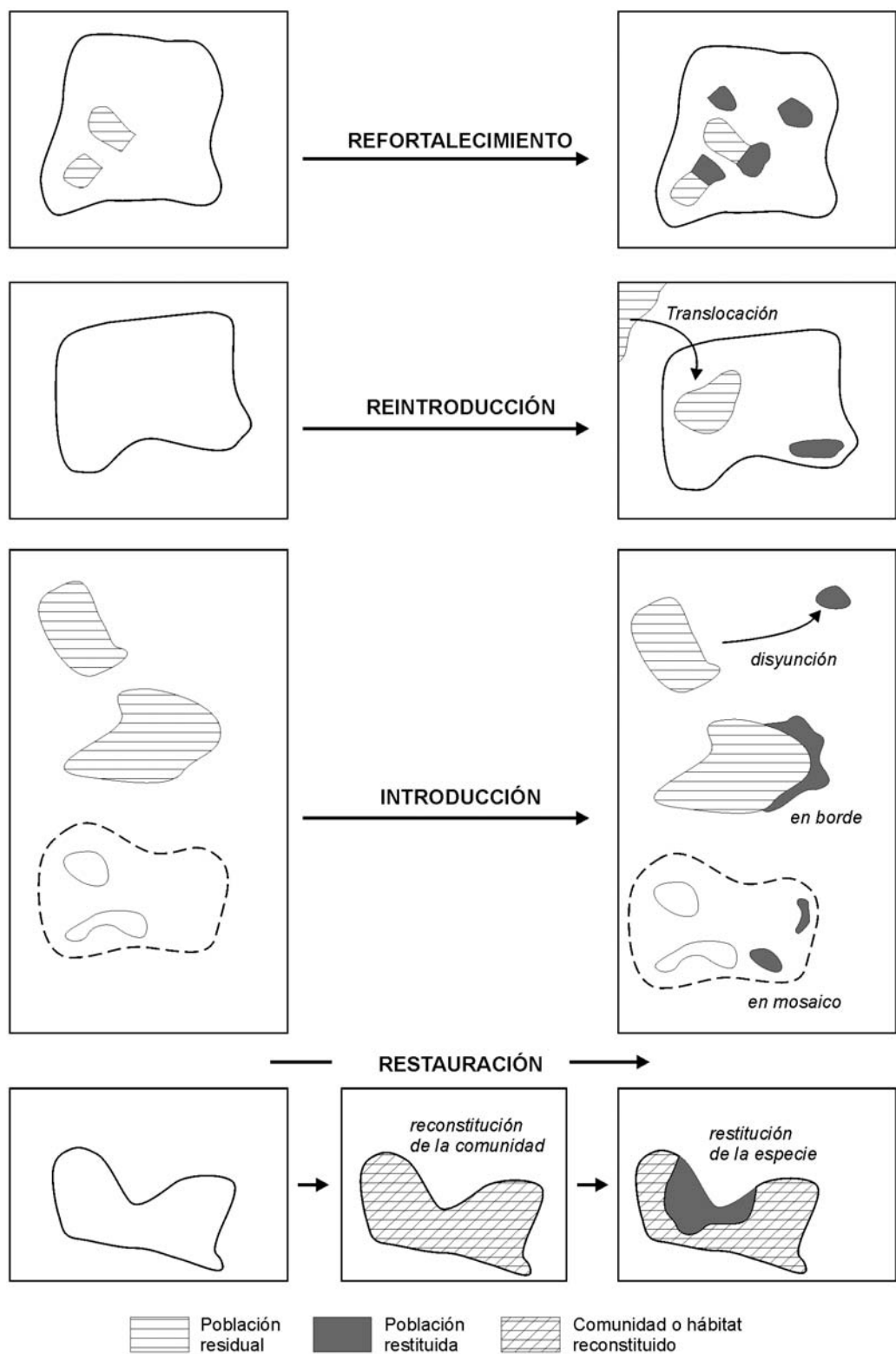


Figura 15.30. Representación gráfica de las distintas modalidades de restitución de individuos vivos a la naturaleza con objeto de su conservación. (Modificado de J. E. Hernández, 1994.)

Tabla 15-15. CRITERIOS DE ACTUACIÓN EN LAS REINTRODUCCIONES.**Consideraciones previas a la reintroducción:**

- Criterios generales sobre la reintroducción.
- Determinación de las causas de declive de la población o de su extinción.
- Evaluación de la viabilidad de la especie y necesidad de la reintroducción para su supervivencia.
- Conveniencia de la reintroducción.
- Valoración técnica del proyecto.
- Estudio ecológico de la localidad elegida.
- Estudio de la biología de la especie.
- Selección clara de los objetivos y los métodos que se proponen.
- Inconvenientes administrativos, de propiedad u otro tipo legal que afecten al proyecto.
- Previsiones a largo plazo del cambio de propiedad o de las condiciones del lugar.

Procedimiento de reintroducción:

- Definición de los objetivos precisos de la reintroducción.
- Elección del lugar de reintroducción.
- Selección genética del material que va a ser reintroducido.
- Definición de la estructura adecuada de la nueva población para favorecer su persistencia y la estabilidad demográfica.
- Elección de la técnica entre las disponibles para la reintroducción de especies raras.
- Medidas complementarias que favorezcan el proyecto.
- Repercusiones del éxito del proyecto sobre otras especies.
- Definición de los métodos para su evaluación.
- Gestión y seguimiento a largo plazo.
- Evaluación periódica de los resultados y análisis de los mismos.

- Especies con un valor biológico especial; por ejemplo, las aquellas genéticamente aisladas, los géneros monoespecíficos y las poblaciones relictas.
- Plantas incluidas en la legislación proteccionista local, nacional o internacional; plantas que presentan problemas de propagación especiales; endemismos locales o especies relictas; especies en el límite de su distribución natural o amenazadas fuera de la región.

La mejor planificación puede verse comprometida por hechos ignorados o por la elección de soluciones inadecuadas. La clave es una nueva población estable y con capacidad de expansión, y eso supone la adopción de numerosas decisiones de tipo técnico: empleo de semillas, plántulas o individuos adultos, reintroducciones masivas en un único y gran espacio o en numerosos espacios pequeños, número de semillas o plantas empleadas para alcanzar un resultado satisfactorio, preparación del sitio antes de la reintroducción para obtener mejores resultados, etc.

A pesar de todo, las posibilidades de éxito de una reintroducción son escasas. En el caso de que se empleen plantas adultas la supervivencia en las reintroducciones no pasa del 30 % en el mejor de los casos, pero si se emplean semillas y se trata de especies leñosas la supervivencia de la población no sobrepasa el 1 %. El éxito biológico se consigue cuando se alcanza una población mínima viable

(*Minimum viable population*, MVP), un concepto complejo que posee muchas facetas. El tamaño de una población viable varía con las características biológicas de la planta: las poblaciones de plantas leñosas, de vida larga, autógamas, con alta fecundidad son viables a partir de 50-250 individuos; las plantas herbáceas de vida corta, de fecundación cruzada y otros caracteres inapropiados para la estabilidad de la población necesitan entre 1 500 y 2 500 individuos (Tabla 15-16).

En los procesos de reintroducción todavía es necesario distinguir dos planos de naturaleza distinta; por un lado el éxito biológico y por el otro el éxito del proyecto. El éxito biológico se alcanza con el desarrollo de las plantas del taxón reintroducido, que entran en juego y asumen el papel que les corresponde en el ecosistema local de forma estable. El éxito del proyecto se relaciona con la información que suministra sobre los problemas generales de la reintroducción o con los relativos a una especie en particular. De manera que es posible el éxito biológico sin alcanzar el éxito en el campo del conocimiento y, al contrario, es posible que el proyecto sea un éxito sin lograr la supervivencia de las plantas. *Lysimachia minoricensis* es una planta de Menorca (Islas Baleares, España) cuya desaparición del medio natural se confirmó en 1950. Los intentos de reintroducción de esta especie son un ejemplo de fracaso inicial por falta de información previa y ausencia de seguimiento, y de éxito cuando se han estudiado los resultados de las experiencias realizadas mediante la adecuada elección de los hábitats

Tabla 15-16. CARACTERES QUE INFLUYEN EN EL TAMAÑO DE LA POBLACIÓN MÍNIMA VIABLE. LAS PLANTAS PERENNES NECESITAN POBLACIONES ENTRE 50 Y 250 INDIVIDUOS; LAS PLANTAS ANUALES NECESITAN POBLACIONES DE 1 500-2 500 INDIVIDUOS (De Pavlik, 1996.)

CARÁCTER	EXPRESIÓN DEL CARÁCTER	
Ciclo de vida	Plantas perennes	Plantas anuales
Fecundación	Autofecundación	Cruzada
Biotipo	Leñoso	Herbáceo anual
Fecundidad	Alta	Baja
Producción de vástagos	Frecuente	Rara o inexistente
Supervivencia	Alta	Baja
Vida de la semilla	Larga	Corta
Variación del hábitat	Baja	Alta
Etapa sucesional	Clímax	Serial

y de las técnicas (Tabla 15-17). El número de plantas multiplicadas y reintroducidas en el medio natural alcanza ya unos pocos centenares, y su número aumenta cada día.

Principios fundamentales de la conservación de la biodiversidad

Dada la complejidad de la biodiversidad se han de tener en cuenta sus diferentes manifestaciones, las interrelaciones que se establecen entre ellas, su desigual distribución, las implicaciones del hombre en su conservación, los efectos que tiene la pérdida de la biodiversidad en el mismo, etc. La Estrategia Global para la Biodiversidad redactada por el Instituto de

Recursos Mundiales (*World Resources Institute, WRI*), la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) y el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) se ha basado en los diez principios siguientes:

1. Cada manifestación de vida es singular, y la humanidad debe respetarla.
2. La consideración de la biodiversidad es una inversión que produce numerosos beneficios locales, nacionales y mundiales.
3. El coste y los beneficios de la conservación de la biodiversidad deben repartirse de forma más equitativa entre las naciones y entre los habitantes de cada una de ellas.
4. Como parte del esfuerzo encaminado a lograr un desarrollo sostenible, la conservación de la

Tabla 15-17. HISTORIA DE LA RECUPERACIÓN DE *LYSIMACHIA MINORICENSIS*, UNA ESPECIE DE MENORCA (ISLAS BALEARES, ESPAÑA) (Datos de J. LL. GRADAILLE, 2001.)

1869.	Descripción, a partir de una única población, por J. D. Rodríguez.
1926.	Recolección de semillas para el Jardín Botánico de Barcelona (España).
¿?	Desaparición.
1950.	Desaparición confirmada.
1959.	Intentos de reintroducción por el Inst. Botánico de Barcelona (España).
1974.	Intentos de reintroducción por el jardín botánico de Córdoba (España) y el Conservatorio Botánico de Brest (Francia).
1984	
1987.	Se da por desaparecida en estado silvestre (C. Gómez Campo, Libro rojo de especies amenazadas).
1993.	Inicio del plan de reintroducción por el jardín botánico de Sóller (Mallorca, España) a partir de semillas del propio jardín y del Conservatorio Botánico de Brest (Francia).
	Estudio del hábitat y riesgos.
	Elección de 16 localidades experimentales.
	Introducción de <i>Lysimachia minoricensis</i> .
	Evaluación de resultados. Definición del hábitat adecuado.
	Rechazo de localidades y elección de nuevas localidades.
1995.	Obtención de las primeras semillas de poblaciones silvestres.
1996.	Nuevas introducciones con plantas adultas micorizadas.
1997.	Evaluación de los resultados de campo, elección de 7 nuevas localidades.
	Introducción de plantas adultas a partir de semillas silvestres. Seguimiento de poblaciones.
2000.	Continúa el seguimiento.

biodiversidad requiere una modificación radical de los modos y prácticas de desarrollo económico en todo el mundo.

5. Una mayor financiación para la conservación de la biodiversidad no desacelerará por sí sola su deterioro. Es necesario reformar las políticas y las instituciones para crear las condiciones que hagan eficaces los incrementos financieros.
6. Las prioridades de los objetivos de la conservación de la biodiversidad difieren cuando se analizan desde una perspectiva local, nacional o mundial; todos ellos son legítimos y deben tenerse en cuenta. Además, todos los países están interesados en conservar su diversidad; la atención no debe centrarse exclusivamente en unos pocos ecosistemas o en países ricos en especies.
7. La conservación de la biodiversidad será sostenida (constante) si se incrementa considerablemente el interés y la implicación de la población, y si los responsables de elaborar las políticas de conservación tienen acceso a una información fiable sobre la que basar sus decisiones.
8. Las medidas encaminadas a conservar la biodiversidad deben planificarse y ejecutarse en una escala determinada por criterios ecológicos y sociales. La actividad debe centrarse en los lugares donde la población vive y trabaja, así como en áreas naturales protegidas.
9. La diversidad cultural guarda estrecha relación con la biodiversidad. El saber colectivo de la humanidad sobre la biodiversidad y su uso y gestión se basa en la diversidad cultural. En sentido inverso, la conservación de la biodiversidad suele contribuir a reforzar la integridad y los valores culturales.
10. Una mayor participación de la población, el respeto de los derechos humanos básicos, un acceso más fluido de la población a la educación y a la información, y una mayor responsabilidad de las instituciones son elementos esenciales de la conservación de la biodiversidad.

Bibliografía complementaria

- Bañares, A. *et al.* Atlas y libro rojo de la flora vascular amenazada de España. Dir. gen. conservación de la Naturaleza, Ministerio Medio Ambiente. Madrid, 2003. 1072 pp.
- Conseil de l'Europe. *La conservation des espèces sauvages progénitrices des plantes cultivées*. Coll. Rencontres Environnement, 8. Conseil de l'Europe. Strasbourg, 1991. 154 pp.

- Escudero, A. & Iriondo, J. M. Restauración de poblaciones. Given, D. R. *Principles and practice of plant conservation*. Chapman and Hall. London, 1994. 292 pp.
- Gómez Campo, C. (ed.) *Conservación de especies vegetales amenazadas en la región mediterránea occidental*. Fundación Areces. Madrid, 2001. 266 pp.
- Heywood, V.H. (ed.) *Global biodiversity assessment*. UNEP. Cambridge Univ. Press. New York. 1140 pp., 1995.
- Levin, S.A. (ed.) *Encyclopedia of biodiversity*, I-V. Academic Press. San Diego, 2001.
- Lumbreras, E. *The microreserves as a tool for conservation of threatened plants in Europe*. C. E. Nature and Environment, 121. 120 pp., 2001.
- Meffe, G. K.; Carroll, C. R. *Principles of Conservation Biology*. Sinauer, 2nd edit., 1997
- Ministerio de Medio Ambiente. *Estrategia española para la conservación y el uso sostenible de la diversidad biológica*. Dir. General conservación de la Naturaleza, Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 160 pp., 1999.
- Pineda, F. D.; Miguel, J. M. de; Casado, M. A. y Montalvo, J. (eds.) *La diversidad biológica en España*. Pearson Educación. Madrid. 432 pp., 2002.
- Primack, R.B. *Essentials of Conservation Biology*. Sinauer. 1998.
- Stanners, D. & Bourdeau, Ph. *Medio Ambiente en Europa. El Informe Dobriš*. Agencia Europea de Medio Ambiente. Oficina Publicaciones de las Comunidades Europeas y Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 678 pp., 1998.
- VV.AA. Lista Roja de la Flora Vascular Española (Valoración según categorías de la UICN). *Conservación Vegetal*, 6: 11-38, 2000.
- UICN *Categorías de las listas rojas de la UICN*. Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN). Gland. 22 pp., 1994.
- UICN, PNUMA y WWF. *Estrategia mundial para la conservación*. Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) y World Wild Found (WWF). 1980.
- Van der Maasel, E. Biodiversity: from Babel to biosphere management special Features on Biosystematics and Biodiversity. Opulus Press. Uppsala.
- World Conservation Monitoring Centre *Global biodiversity: Status of the Earth's living resources*. Word Conservation Monitoring Centre. Chapman and Hall. London, 1992.
- WRI, UICN y PNUMA. *Estrategia Global para la Biodiversidad*. Instituto de Recursos Mundiales (WRI), Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) y Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA). 1992.

Direcciones de interés en Internet

- <http://www.-ars-grin.gov/npgs/indexp.html>
- <http://www.biodiversityhotspots.org/xp/Hotspots>
- <http://www.botanica-alb.org/Enlaces.html>
- <http://www.botany.net/IDB>
- <http://www.cabi.org>
- <http://www.conbio.org>
- <http://www.eea.eu.int/>
- <http://www.inra.fr/Internet/centres/Dijon/malherbo/hyppa>
- <http://www.iucn.org>
- <http://www.mma.es>
- <http://www.redlist.org>
- <http://www.uam.es/otros/consveg//documentos/munero6>
- <http://www.unep-wcmc.org>
- <http://www.unesco.org/mab/>
- <http://www.wcmc.org.uk/species/plants>
- <http://www.wwf.es>

