

CONSERVACIÓN DE RECURSOS GENÉTICOS VEGETALES DEL MONTEVERDE CANARIO

Á. FERNÁNDEZ LÓPEZ, M. MARRERO GÓMEZ

Organismo Autónomo Parques Nacionales. San Sebastián de la Gomera.
garajonay@mma.es

RESUMEN

El monteverde es una formación boscosa, pluriespecífica formada por árboles y arbustos perennifolios, tanto de hojas de tipo lauroide (laurisilva), como ericoide (fayal-breza), ligado a la humedad procedente de lluvia o de las nieblas originadas por condensación. Dentro del monteverde se incluyen 166 especies amenazadas y 10 con datos deficientes, según las categorías establecidas por la UICN, lo que supone el 30% de la flora endémica de macaronesia. Muchas de estas especies no son arbóreas y su existencia está asociada al monteverde. Los principales factores de amenazas están asociados a la reducción de hábitats (actualmente se estima en un 18% de la superficie potencial), la fragmentación de su área, el rejuvenecimiento de las formaciones que ocasiona la reducción de la diversidad original, la presión de los herbívoros, la reducción de hábitats hidrófilos (por canalización de corrientes superficiales) y la invasión de especies exóticas. La conservación de este tipo de monte se dirige a dos líneas principales de actuaciones. La conservación de los hábitats mediante la creación de espacios protegidos y la protección específica de taxones y sus poblaciones. Se detallan las actuaciones seguidas en el plan de recuperación de especies de monteverde dentro de los Parques Nacionales Canarios.

PALABRAS CLAVE: Monteverde
Laurisilva
Conservación

INTRODUCCIÓN

Las islas occidentales del Archipiélago canario debido a su gran altitud, compleja orografía y diferente grado de exposición de sus vertientes a los vientos alisios, presentan una gran variedad de condiciones ambientales, lo que se traduce en una clara estratificación de zonas de vegetación en pisos altitudinales, con marcadas diferencias entre las orientaciones norte y sur, así como una notable profusión de microhábitats. Una de estas zonas de vegetación la forma el denominado monteverde canario, que se asienta en la vertiente norte de las islas occidentales del archipiélago, llegando a pasar a las zonas altas de la vertiente sur en las islas o macizos montañosos de menor altitud, formando una franja o corona forestal respectivamente, comprendida aproximadamente entre los 500 y los 1.300 metros de altitud, que está estrechamente ligada a la humedad producida por las lluvias orográficas y a la presencia de nieblas originadas por la condensación de las masas de aire oceánico transportadas por los vientos alisios (Fig. 1). Sin duda, el monteverde canario

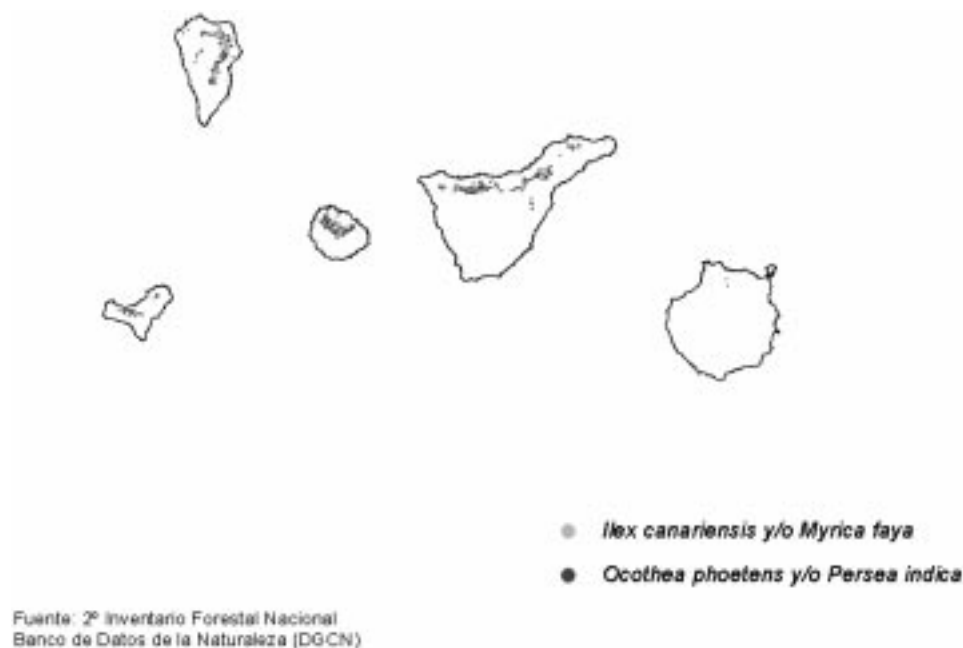


Fig. 1.—Distribución de especies arbóreas asociadas al monteverde canario
Fuente: Segundo inventario forestal nacional. Banco de Datos de la Naturaleza
Range of different species associated to the «monteverde canario»
Source: Segundo inventario forestal nacional. Banco de Datos de la Naturaleza

con su humedad y frondosidad presenta rasgos propios que lo identifican nítidamente respecto a las restantes zonas de vida presentes en las islas, caracterizadas por su marcada aridez, siendo notable su contribución a la diversidad de hábitats del Archipiélago. A pesar de ello, su composición está notablemente marcada por los flujos genéticos que, como se verá más adelante, se producen con las restantes zonas de vida, consecuencia del reducido tamaño de las islas y de los elevados gradientes ambientales.

Estos bosques han sido caracterizados con distintas denominaciones como laurisilva (Brockmann-Jerosh y Rubel, 1930), bosques lluviosos templado-cálidos (Dansereau, 1968) o bosques de niebla (Carlquist, 1974), por presentar afinidades con estas formaciones boscosas propias de climas húmedos y templados desde el punto de vista térmico, con escasas oscilaciones estacionales, situadas en zonas costeras subtropicales o en las montañas húmedas del trópico, y cuyas características más sobresalientes son las de estar dominadas por un elevado número de especies arbóreas higrófilas perennifolias, con hojas del tipo laurifolio, y abundancia de helechos y epífitos.

Bosques afines al monteverde canario están presentes en los archipiélagos macaronésicos de Madeira y Azores, presentando en cada uno de ellos rasgos propios, existiendo un gradiente de reducción de humedad en dirección norte-sur, siendo notorias las afinidades florísticas de los bosques de Madeira con los canarios, y diferenciándose de ambos, de una forma acusada, los de Azores.

El monteverde canario es una formación boscosa pluriespecífica formada por árboles y arbustos perennifolios, tanto de hoja plana de tipo lauroide como de hoja tipo ericoide, propia de los brezos. Más allá de estos rasgos generales, resulta difícil realizar una única descripción sobre la composición, fisonomía y estructura de estos bosques por la gran variabilidad que presentan. No obstante, la mayor o menor abundancia de un tipo foliar sobre el otro constituye, entre otros, un carácter que permite realizar una primera clasificación, considerándose como laurisilva cuando es claro el predominio de especies de lauroides y fayal-breza cuando dominan las ericoides. Otros rasgos generales diferenciadores de estos dos grupos son una mayor talla y diversidad de la laurisilva, con mayor presencia de lianas, helechos y musgos epífitos que en el fayal-breza, donde abunda en mayor medida hierbas y arbustos heliófilos propios de ambientes más xerofíticos. La laurisilva se localizaría en las áreas de mayor humedad o estabilidad climática, más abrigadas y con precipitaciones más equilibradas y temperaturas más suaves y menos oscilantes a lo largo del año y el fayal-breza en las áreas más secas, más expuestas, con mayor oscilación climática y mayor continentalidad.

El esquema anterior es, no obstante, una notable simplificación de una realidad sumamente compleja en la que la abrupta orografía produce a través de las diferencias en altitud, grado de exposición a los alisios, etc., unos acentuados gradientes ambientales y una gran variedad de posibles combinaciones de condiciones ambientales concentradas en poco espacio, que llevan aparejada la presencia de un complejo mosaico de tipos forestales, que se alternan con hábitats azonales no forestales, entre los que destacan por su importancia los escarpes rocosos, que sustituyen, como se verá más adelante, áreas de gran interés por servir de refugio a numerosas especies exclusivas.

El monteverde canario presenta rasgos propios de un ecosistema insular entre los cuales, junto a la disarmonía de su biota, o la leñosidad, que se apuntan más adelante, etc., destaca la elevada proporción de especies endémicas de variado origen.

Un pequeño grupo de especies arbóreas, como es el caso de las especies pertenecientes a los géneros *Persea*, *Ocotea*, *Piconnia*, son paleoendemismos que antaño tuvieron una amplia distribución en el Continente, y que hoy sobreviven refugiadas en este ecosistema, gracias a la estabilidad y moderación climática propia de estas islas oceánicas, sin haber sufrido evolución posterior significativa desde su llegada (Humphries, 1979). De este modo, el monteverde canario se considera un relicto parcial de los bosques que cubrieron durante la Era Terciaria áreas meridionales de la actual Europa y noroeste de África (Axelrod, 1975; Quezel, 1983; Santos, 1990).

Sin embargo, la mayor parte de los endemismos, especialmente de las especies de los estratos arbustivos y herbáceos, se han desarrollado dentro de las islas por especiación gradual independiente a partir de antiguos colonizadores procedentes del continente. Aunque tradicionalmente se adjudicó una antigüedad considerable a las especies endémicas de Canarias, recientes estudios de filogenia molecular realizados en varios grupos florísticos no apoyan la generalización de esta hipótesis por ocupar posiciones derivadas respecto a sus parientes mediterráneos (Francisco Ortega *et al.*, 2000).

Un elevado número de géneros se presentan escasamente diversificados con pocas especies endémicas. En unos casos se trata de géneros no endémicos con algunas de sus especies presentando llamativas distribuciones disyuntas con otras especies localizadas en lugares alejados del Planeta, cuyos ancestros comunes posiblemente colonizaron las islas en el Terciario, lo que evidenciaría unas relaciones biogeográficas muy antiguas. Por otra

parte, un numeroso grupo de géneros, en este caso endémicos, son monotípicos y exclusivos del monte verde, lo que indica una prolongada coevolución con el mismo así como una estrecha preferencia ecológica e incapacidad para adaptarse a hábitats diferentes (Humphries, 1979).

Otro grupo de géneros como *Aeonium*, *Aichryson*, *Argyranthemum*, *Echium*, *Sonchus*, *Crambe*, *Sideritis* y *Pericallis*, han radiado ampliamente en todas las zonas de vida del Archipiélago adaptándose a un amplio espectro de condiciones ambientales, dando lugar a un numeroso grupo de especies. En este proceso de especiación el monte verde ha contribuido, junto con las restantes zonas de vida del Archipiélago, a la disponibilidad de un amplio abanico de hábitats, facilitando la especiación dentro de las islas.

Una característica de las floras insulares, es la elevada proporción de especies raras que presentan un área así como un número y tamaño de poblaciones muy reducidos de forma natural. Teniendo en cuenta que existe una estrecha relación entre la rareza y la vulnerabilidad, los ecosistemas insulares presentan una elevada proporción de taxones amenazados a causa del negativo impacto humano (Olson, 1989; Rieseberg y Swensen, 1996; Cronk, 1997; Maunder, Culhan y Hankamer, 1998; Stuessy *et al.*, 1998; Raven, 1998). Esta circunstancia tiene lugar también de forma muy acusada en Canarias (Bañares, 1994; García Casanova y Rodríguez Luengo, 1998; Francisco Ortega, 2000), afectando también a la biodiversidad ligada a su monte verde.

LA FLORA AMENAZADA DEL MONTEVERDE CANARIO

En el último tercio del siglo XX comenzó a generalizarse la aceptación y, sobre todo, la preocupación por el hecho de que muchas especies vegetales y animales se encontraban en una situación de inminente desaparición. Ante esta situación, surge el concepto de especie amenazada, y se intenta formalizar una serie de categorías de amenaza para caracterizar de forma rápida y comprensible el verdadero estado de conservación de los taxones, así como el patrimonio biológico amenazado de países, regiones y ecosistemas en forma de listados conocidos comúnmente como «Listas Rojas».

Uno de los primeros intentos serios en este sentido son las categorías de amenaza propuestas en 1981 por la UICN, las cuales han sido utilizadas con profusión hasta épocas recientes no sólo por el citado organismo internacional, sino por multitud de autores (Bramwell y Rodrigo, 1982; Barreno *et al.*, 1984; Gómez Campo *et al.*, 1996, etc.), que producen diversos listados donde se aborda una clasificación general, tanto para la flora española como para la Canaria. No obstante, desde un principio, sobre todo con la experiencia adquirida en los primeros intentos de utilizar estas clasificaciones, la comunidad científica se dio cuenta de que las citadas categorías de amenaza presentaban una gran carencia de objetividad.

La UICN, consciente de este hecho, establece en 1994 (UICN, 1994) las categorías de amenaza usadas en la actualidad [EX (extinta); EW (extinta en estado silvestre), CR (peligro crítico); EN (peligro de extinción); VU (vulnerable); DD (datos deficientes); LR (bajo riesgo o no amenazada) y NE (no evaluada)]. Esta nueva clasificación presenta la gran ventaja de basarse en criterios cuantitativos que no dejan resquicios a la subjetividad; no obstante, con la generalización de su aplicación muchos autores (Bañares *et al.*, 1999) han

denunciado algunos de los problemas que presenta la nueva estrategia de clasificación. De todas formas, su uso está actualmente muy generalizado contando con una amplia aceptación en la comunidad científica, y es la que se seguirá en este trabajo a pesar de que no coincide con las categorías incluidas en la Ley 4/1989 de conservación de las especies naturales y de la flora y fauna silvestres.

Alrededor de una sexta parte de la flora vascular mundial procede de las islas oceánicas y un tercio de las especies amenazadas del Planeta corresponde a especies endémicas insulares (World Conservation Monitoring Center, 1992).

La flora vascular endémica de la Macaronesia presente en las Islas Canarias asciende a unos 570 taxones (considerando el nivel subespecífico). Al aplicar los criterios de las categorías de amenaza de la UICN sobre éstos, se obtiene que unos 380, es decir, alrededor del 70 % se encuentran dentro de alguna de las categorías de amenaza existentes. La situación general para el monteverde no es más alentadora con 166 especies amenazadas y otras 10 con datos deficientes (DD) (Tabla 1), lo cual supone el 30 % de la flora endémica y más del 40 % de la flora amenazada del Archipiélago, incluyéndose las especies que son exclusivas del monteverde junto con las que comparten este hábitat con otros. También es significativo el hecho de que no existen grandes diferencias entre los balances existentes para cada una de las categorías de hábitats consideradas (elementos exclusivos, polivalentes o restrictivos), lo cual pudiera significar que los distintos factores de amenaza que han condicionado este negativo panorama son de carácter general (en algunos casos a gran escala) afectando a todo tipo de unidades vegetales y elementos florísticos. También es significativo el hecho de no constatarse ninguna especie extinguida en estado silvestre, aunque es de suponer que dadas las brutales agresiones que ha sufrido el monteverde, es probable que ocurriesen extinciones en el seno de esta formación vegetal sin que dichas especies tuvieran la oportunidad de ser conocidas por la ciencia.

TABLA 1
ESPECIES AMENAZADAS LIGADAS AL MONTEVERDE CANARIO
Threatened species, by IUCN category, related to the «monteverde canario»

Categoría UICN	E	P	R	Total
Peligro Crítico (CR)	5	7	6	18
Peligro de Extinción (EN)	14	10	7	31
Vulnerable (VU)	44	35	38	117
Datos deficientes (DD)	5	2	3	10

«E»: número de taxones exclusivos del monteverde o que presentan su óptimo dentro del mismo; «P»: taxones polivalentes que exhiben una valencia ecológica amplia y pueden desarrollarse en el seno de los ambientes climáticos circundantes (pinares, cardonales o sabinares); «R»: taxones que presentan un óptimo exclusivo de ambientes caracterizados por fuertes condicionantes restrictivos (corrientes de agua, alta pendiente, etc.) y que no presentan una relación clara con la distribución altitudinal en pisos de vegetación propia de las islas.

Anteriormente, se había señalado que la mayor parte de las especies amenazadas tienen reducidas sus áreas de distribución así como el número y tamaño de sus poblaciones. Se trata, en general, de endemismos ligados a ambientes específicos de pequeño tamaño frecuentemente restringidos a una isla y a única zona de vegetación (Tabla 2), formados por fenómenos de radiación adaptativa propiciados por la elevada diversidad de microhábitats concentrados en espacios reducidos que se produce en el Archipiélago y como consecuencia de fenómenos de deriva genética propiciados por el pequeño tamaño de las poblaciones que han perdido la agresividad de sus ancestros fundadores, y que son extraordinariamente sensibles a la alteración de sus hábitats. En la Tabla 3 se desglosa la situación de las especies amenazadas ligadas al monteverde por islas.

TABLA 2
DISTRIBUCIÓN (PRESENCIA EN NÚMERO DE ISLAS) DE ESPECIES AMENAZADAS LIGADAS AL MONTEVERDE

Number of threatened species (with presence in 1 to 7 island) related to the «monteverde», by IUCN Category

Categoría IUCN	MA	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7
Peligro crítico (CR)	0	12	3	1	2	0	0	0
Peligro de extinción (EN)	6	20	3	0	0	1	1	0
Vulnerable (VU)	10	76	11	6	6	7	0	1
Datos deficientes (DD)	1	6	0	2	1	0	0	0

«MA»: endemismos macaronésicos presentes en las formaciones de monteverde de Canarias; «E1, E2,..., E7»: endemismos exclusivamente canarios asociados al monteverde y presentes en 1, 2, 3, 4, 5, 6 y 7 islas respectivamente.

TABLA 3
PRESENCIA POR ISLAS DE ESPECIES AMENAZADAS LIGADAS AL MONTEVERDE

Number of threatened species of «monteverde» by island and IUCN Category

	Peligro Crítico (CR)	Peligro de Extinción (EN)	Vulnerable (VU)	Datos deficientes (DD)
Tenerife	10	18	72	6
La Gomera	7	12	50	3
La Palma	5	8	41	6
Gran Canaria	5	15	25	3
El Hierro	2	8	23	2
Lanzarote	0	1	9	1
Fuerteventura	0	3	5	1

A modo de ejemplo, se reflejan a continuación los 18 taxones incluidos en la categoría de máxima amenaza («CR»), la mayoría con un escaso número de poblaciones (menos de 5 en la mayor parte de los casos) o con muy bajo número de individuos (< 50): *Ilex pedunculata* ssp. *lopezlilloi*, *Cheirolophus anagensis*, *Argyranthemum sundingii*, *Cheirolophus arboreus*, *Sonchus wildpretii*, *Pericallis hadrosoma*, *Sambucus palmensis*, *Helianthemum teneriffae*, *Dorycnium spectabile*, *Anagyris latifolia*, *Dorycnium broussonetii*, *Myrica rivas-martinezii*, *Bencomia sphaerocarpa*, *Ruta microcarpa*, *Isoplexis chalcantha*, *Monanthes wildpretii*, *Tolpis glabrescens* y *Asparagus fallax*.

Incidiendo en la situación taxonómica de las especies amenazadas, es de resaltar que un análisis de las familias a las que pertenecen (Tabla 4), revela que un porcentaje muy significativo de las mismas (31 %) pertenece a la familia *Asteraceae*, que se encuentra representada en el archipiélago por un amplio número de géneros, los cuales responden en cuanto a su composición, a unos patrones muy variados existiendo desde casos con tan sólo un representante específico hasta otros casos con géneros muy diversificados, como ocurre con *Argyranthemum*. En esta familia, se muestra con especial claridad algunos de los rasgos propios de los ecosistemas insulares como son, aparte de la radiación y endemidad, la disarmonía de las floras insulares, es decir, ser floras poco equilibradas respecto a las continentales con una elevadísima proporción de especies pertenecientes a familias caracterizadas por una buena capacidad para la dispersión a larga distancia (Eliasson, 1995), pérdida de dispersabilidad, ya que muchas especies presentan una reducción de su capacidad de dispersión respecto a sus presuntos antecesores (Carlquist, 1966, 1974) y leñosidad, o tendencia por la que especies pertenecientes a familias predominantemente herbáceas, presentan formas lignificadas en las islas (Carlquist, 1965, 1969, 1970, 1974, Crawford *et al.*, 1987, Francisco Ortega *et al.*, 1995). Estos caracteres suponen profundas implicaciones en la biología de dichas especies, significando la leñosidad una esperanza de vida en general elevada y la escasa dispersabilidad una limitación respecto a los flujos genéticos y a la posibilidad de una rápida extensión. Por contra, la siguiente familia en importancia (*Crassulaceae*), que comparte igualmente los rasgos de insularidad apuntados, alberga un 11 % de la flora amenazada asociada al monteverde, pero repartido en tan sólo tres géneros (*Aeonium*, *Monanthes* y *Aichrysum*), aunque éstos están muy diversificados.

TABLA 4
FAMILIAS CON ESPECIES AMENAZADAS EN EL MONTEVERDE

Families with threatened species in the «monteverde»

Familia	N.º de taxones amenazados
<i>Asteraceae</i>	52
<i>Crassulaceae</i>	18
<i>Lamiaceae</i>	11
<i>Fabaceae</i>	11
<i>Brassicaceae</i>	9
<i>Apiaceae</i>	6
<i>Rosaceae</i>	6
<i>Boraginaceae</i>	6
<i>Aspleniaceae</i>	5
<i>Caryophyllaceae</i>	4
Otras familias (31 familias)	51

Teniendo en cuenta el elevado número de taxones amenazados pertenecientes a familias y géneros ampliamente diversificados, así como su relativa juventud, antes mencionada, se puede pensar que muchas de estas especies están lejos de presentar «senescencia filogenética», sino que, por el contrario, se trataría de grupos inestables en pleno desarrollo de su procesos evolutivos.

En cuanto a sus hábitats ya se ha mencionado que estas especies muestran un alto grado de especialización por hábitats de reducido tamaño, donde encuentran refugio y pueden escapar de las fuerzas ecológicas que puedan conducir a su eliminación sistemática. En muchos casos se trata de especies de luz o media sombra que se refugian en lugares rocosos o algo abiertos, como es el caso de las orlas forestales, huyendo de los efectos de la competencia y el ahogamiento. La mayor concentración de estos hábitats se encuentra en terrenos abruptos emplazados en muchos casos en el margen altitudinal inferior del monte verde.

Existe, por supuesto, un grupo de especies raras netamente forestales, como ocurre con algunos helechos y briofitos, que están generalmente asociados a microhábitats umbríos o hiperhúmedos, pero, en la mayor parte de los casos, se trata de especies no endémicas del Archipiélago (*Sambucus palmensis* e *Ilex perado* sp. *lopez lilloi*, son una excepción).

En cuanto a la incidencia del régimen de perturbaciones, no se encuentran entre las especies amenazadas especialistas de hábitats itinerantes de regeneración temporales ligados a la producción de huecos en el dosel, aunque unas pocas especies como *Sambucus palmensis* y *Euphorbia mellifera* se aprovechan de la apertura de huecos en el dosel. Mucha mayor importancia parece tener el fuego o la sequía, cuya incidencia, por otra parte, sería mucho más acusada precisamente en los hábitats marginales donde se encuentran la mayor parte de las especies amenazadas, para crear condiciones óptimas de regeneración, mediante reducción de la competencia de otras especies más agresivas o la exposición del suelo mineral, la liberación de nutrientes, etc. Por el contrario, algunas de estas perturbaciones pueden ser factores naturales que inciden negativamente en el tamaño de las poblaciones.

El potencial evolutivo de las especies para poder responder a un medio cambiante está relacionado con el mantenimiento de los niveles de diversidad genética. A corto plazo, las poblaciones han de tener un tamaño suficiente como para minimizar el riesgo de extinciones rápidas debido a la estocasticidad demográfica y ambiental. No obstante, a largo plazo, la supervivencia se basa en lograr poblaciones de tamaño suficiente para evitar pérdida de alelos como consecuencia de la deriva genética así como pérdida de vigor por autofecundación (Guerrant, 1998). Por otra parte, la posibilidad de migración que implica intercambio de genes produce, por un lado, un aumento de la diversidad genética intrapoblacional y, por otro, reduce su identidad genética respecto a otras poblaciones.

Aunque no se dispone todavía de estudios sobre variabilidad genética para la mayor parte de la flora canaria, los primeros trabajos (Francisco Ortega *et al.*, 2000) apuntan a que los endemismos canarios presentan unos valores medios mayores que los obtenidos en otros archipiélagos oceánicos, lo que se interpreta como una posible consecuencia de la proximidad de Canarias al continente, hecho que habría sido facilitado por la posibilidad de introducciones múltiples, reduciéndose con ello la intensidad de los cuellos de botella asociados con la colonización de las islas. A pesar de este patrón general, algunas especies presentan valores muy bajos de diversidad genética, por lo que éste puede ser un importante factor a tener en cuenta en la conservación de muchos taxones amenazados.

Asimismo, la distribución de la diversidad genética inter e intrapoblacional es otro factor a considerar en la conservación de las especies. Si una elevada proporción de la diversidad se encuentra entre las poblaciones, entonces es prioritaria la conservación de muchas poblaciones (Hamrick *et al.*, 1991). Si además la variación tiene carácter adaptativo es importante mantener la identidad genética de las poblaciones, respetando el aislamiento natural.

En Canarias muchas especies presentan una distribución geográfica en forma de poblaciones discretas con un elevado grado de aislamiento entre sí. Como consecuencia de ello, y de los bajos niveles de flujo genético entre poblaciones, se presentan valores elevados de la proporción de la diversidad genética entre poblaciones respecto al total de la variabilidad genética. No obstante, algunas especies se apartan de este patrón general, lo que en caso de producirse aislamiento de las poblaciones, podría pensarse que éste es consecuencia de la fragmentación y pérdida de la continuidad natural como consecuencia de las actividades humanas.

FACTORES DE AMENAZA

Independientemente de la rareza natural de muchas de las especies que hoy se encuentran amenazadas, la actividad humana sobre el ecosistema del monteverde canario ha sido determinante para la reducción y desaparición de poblaciones de muchas especies, aunque los factores de regresión no son siempre fáciles de determinar (Bañares, 1994) siendo necesario en ocasiones realizar estudios detallados como etapa previa para el establecimiento de estrategias de conservación.

El monteverde canario ha sufrido una notable regresión como consecuencia de las actividades humanas, especialmente a partir de la llegada de los europeos a las islas en el siglo XV, que significaron transformaciones a otros usos como el agrícola o el urbano, que conllevan una destrucción completa de sus hábitats, o alteraciones producidas por los aprovechamientos ganaderos y forestales que, unido a otros impactos, como son los incendios forestales, implican su degradación.

La reducción de hábitats ha sido notable, estimándose que de las 90.000 ha originales se ha pasado a poco más de 16.000 ha, lo que significa apenas un 18 % de la superficie potencial. Su incidencia no ha sido homogénea sino que ha afectado de forma mucho más acusada a las islas de mayor tamaño, como se aprecia en la Tabla 5, pudiéndose calificar como trágica la reducción producida en Gran Canaria donde apenas quedan testimonios de esta formación. Asimismo, su incidencia en el territorio ha sido desigual, afectando en mayor medida a las cotas inferiores y a las áreas menos abruptas.

Un fenómeno que se produce con la reducción de los hábitats es la fragmentación, factor importante para la conservación de especies por el aislamiento que puede producir entre poblaciones. De nuevo, la situación entre las islas es muy diferente. En La Gomera y El Hierro, el monteverde se mantiene básicamente en un único núcleo compacto. En La Palma existen dos importantes núcleos separados el uno del otro, así como un elevado número de pequeños núcleos dispersos y muy alterados. En Tenerife, se mantienen dos núcleos relativamente grandes y bien conservados (Anaga y Teno), muy separados, situados geográficamente en los extremos del área original, junto con otra mancha importante pero degradada y aislada que se conserva en el centro de su área potencial de distribución, así

TABLA 5
DISTRIBUCIÓN POR SUPERFICIES DE MONTEVERDE CANARIO
Area covered by «monteverde» in the different islands

	Superficie potencial	Superficie actual	S. actual/ S. potencial
La Palma	20.000	5.242	26 %
El Hierro	6.160	2.445	40 %
La Gomera	8.840	4.602	52 %
Tenerife	38.540	4.027	10 %
Gran Canaria	19.050	103	0,5 %
TOTAL	92.590	16.419	18 %

como un amplio número de manchas aisladas y muy degradadas de pequeño tamaño. Un caso extremo es Gran Canaria donde, aparte de una escasísima superficie de monteverde, ésta se encuentra repartida en varios núcleos dispersos sumamente alterados.

La alteración de los hábitats ha sido también notable. En el monteverde actual dominan las formaciones rejuvenecidas degradadas que presentan reducción de su biodiversidad nativa, así como simplificación significativa de sus caracteres estructurales y funcionales, estimándose que en la actualidad apenas quedan unas 6.000 ha en buen estado de conservación (Fernández, 2000). Como consecuencia de la reiteración de las cortas a matarrasa abundan las masas de monte bajo de escasa talla, compuesta por las especies arbóreas más heliófilas, constituyendo formaciones impenetrables que excluyen por competencia la existencia de muchas especies. Incluso en los montes altos, se ejerció una corta selectiva de las especies comercialmente más valiosas, lo que explica su ausencia o escasez, y se favoreció con la corta y consiguiente aclareo la profusión de elementos heliófilos, modificándose sustancialmente la composición y estructura original.

La presión de los herbívoros ha sido también determinante, eliminando directamente o bloqueando, la regeneración de muchas especies y, alterando por erosión y compactación, áreas de difícil acceso de gran riqueza florística sobre los que habrían incidido en menor medida otros factores, lo que quizá pueda explicar la localización de algunas especies en lugares completamente inaccesibles.

Aunque en la actualidad, la incidencia de los aprovechamientos forestales y de la ganadería han disminuido notablemente, en algunas áreas estos factores siguen actuando.

Los hábitats hidrófilos, relativamente importantes en otros tiempos, han sufrido una aniquilación casi sistemática como consecuencia de la canalización y entubado de las corrientes superficiales y el descenso de los acuíferos, afectando a especies raras propias de estos hábitats.

Aunque no con los efectos devastadores ocurrido en otras islas oceánicas, las invasiones por especies exóticas tienen una incidencia no desdeñable. Se calcula que aproximadamente la mitad de las especies presentes en el monteverde son introducidas, pero, en su mayor parte, se trata de especies cosmopolitas heliófilas (*Ageratina*, *Rubus*), que se emplazan en claros y bordes de caminos, siendo escasa su incidencia en las áreas mejor con-

servadas. No obstante, las áreas escarpadas y abiertas de las cotas inferiores del monteverde, precisamente en hábitats propios de muchas especies amenazadas, han sido profusamente invadidas por la tunera (*Opuntia sp.*), desplazando a estas especies y reduciendo y «contaminando» sus hábitats.

La plantación de pinos, principalmente *Pinus radiata*, realizada a costa del monteverde ha afectado a unas 2.500 Has. Aunque en su mayor parte se realizaron sobre formaciones degradadas, en algunos casos como en La Gomera, afectaron a bosques maduros de gran interés.

Otras actividades humanas, como la apertura de vías de comunicación, por lo que significan en cuanto a destrucción o alteración de hábitats, o como el trasiego de material vegetal, etc., constituyen una amenaza creciente para la conservación de especies raras porque pueden suponer la ruptura del aislamiento y promover la hibridación interespecífica que puede conducir a la asimilación de especies raras (Levin *et al.*, 1996), o en el caso de hibridación intraespecífica, a la erosión de caracteres adaptativos.

Otros factores de riesgo para la flora amenazada de creciente importancia en Canarias son: los incendios forestales, los asociados a las actividades turísticas en el medio natural, la recolección, etc.

ESTRATEGIAS DE CONSERVACIÓN DE LOS RECURSOS GENÉTICOS VEGETALES DEL MONTEVERDE CANARIO

En la conservación del monteverde canario podemos diferenciar a grandes rasgos dos enfoques: por un lado, la conservación de hábitats mediante la creación de espacios protegidos y la protección sectorial de las administraciones forestales, y por otro la conservación específica de taxones y sus poblaciones.

La creación de Espacios Naturales Protegidos destinados a la protección del monteverde se inicia en 1981 con la creación del Parque Nacional de Garajonay. En 1987 se aprueba la «Ley de Declaración de Espacios Naturales de Canarias» que, posteriormente, es modificada en el año 1994, con la vigente «Ley 12/1994 de Espacios Naturales de Canarias», estimándose que aproximadamente un 73 % del monteverde está incluido en alguna de las categorías de protección. A este dato favorable se une el hecho de que cerca del 60 % del monteverde se encuentra en propiedad pública. Como circunstancia negativa señalar que son pocos los Espacios Protegidos con Planes de gestión aprobados y con políticas activas de gestión.

Desde la Administración forestal se ha ido implantando paulatinamente normativas de control sobre la explotación del monteverde, con el fin de evitar las matarrasas en montes privados y reducir o eliminar los aprovechamientos en los montes públicos. Como consecuencia de ello se están produciendo notables modificaciones en la composición y estructura de los bosques, asistiéndose a la expansión de especies umbrófilas y de otras que fueron explotadas de forma selectiva en el pasado (Fernández, 1996).

En cuanto a la restauración activa de hábitats, las dos líneas principales de actuación son las repoblaciones en áreas abiertas y la reconversión de plantaciones de pino radiata situadas en áreas potenciales de monteverde (Fernández, 2000). Sobre las repoblaciones es de señalar que se ha hecho hasta ahora poco énfasis en la conservación de la variación

intraespecífica de las especies utilizadas, realizándose un nulo control sobre el muestreo en la recogida de semillas y su procedencia. El establecimiento de áreas de procedencia y la observación en la práctica de normas para la recolección de semillas es una tarea urgente en Canarias.

Respecto a las actuaciones de transformación de plantaciones de pino radiata en monteverde, es de resaltar la extraordinaria importancia del modo de ejecutar las cortas en la posterior recolonización y recuperación de la flora asociada, debiendo realizarse las mismas mediante aclareos graduales, evitándose las cortas a hecho y puestas en luz súbitas y excesivas (Fernández, 2000).

La aplicación de medidas de conservación de hábitats son, no obstante, insuficientes para la conservación de las especies amenazadas, que precisan de medidas específicas dirigidas a su conservación. En este sentido, es de destacar en el campo normativo la Orden de 20 de febrero de 1991, sobre «protección de la Flora Silvestre Vascular de la Comunidad Autónoma de Canarias», así como la «Directiva 92/43/CEE del Consejo, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres», en cuyo Anexo II se incluyen 65 taxones de Canarias de los cuales 15 viven en el monteverde (Beltran *et al.*, 1999). Asimismo está en la actualidad tramitándose, para su aprobación definitiva, el Catálogo regional de especies amenazadas.

En cuanto a planificación y ejecución de actuaciones de recuperación de especies amenazadas del monteverde debe destacarse los trabajos desarrollados en el Parque Nacional de Garajonay iniciados en el año 1984 (Bañares, 1994) cuya planificación y estrategia se aborda en el siguiente apartado y el proyecto LIFE de conservación de cinco especies prioritarias del monteverde de Canarias (Viceconsejería de Medio Ambiente, 1999).

PLANIFICACIÓN PARA LA RECUPERACIÓN DE ESPECIES DEL MONTEVERDE. ESTRATEGIA ADOPTADA EN LOS PARQUES NACIONALES CANARIOS

La recuperación efectiva de un taxón en peligro de extinción precisa de un *Plan de Recuperación* que define las medidas necesarias para eliminar el peligro, englobadas en el marco de una estrategia global que incluye la planificación de las actuaciones y los estudios necesarios para su correcta consecución. En este sentido, en los Parques Nacionales Canarios se ha adoptado una estrategia común que deriva tanto de los consejos y directrices apartados por distintos foros de la comunidad científica internacional (Schemske *et al.*, 1994), como de la experiencia propia que obliga a implementar dichos patrones y adaptarlos a la realidad del territorio. Dicho modelo general, que se desarrolla en las páginas siguientes aparece esquematizado en la Fig. 2.

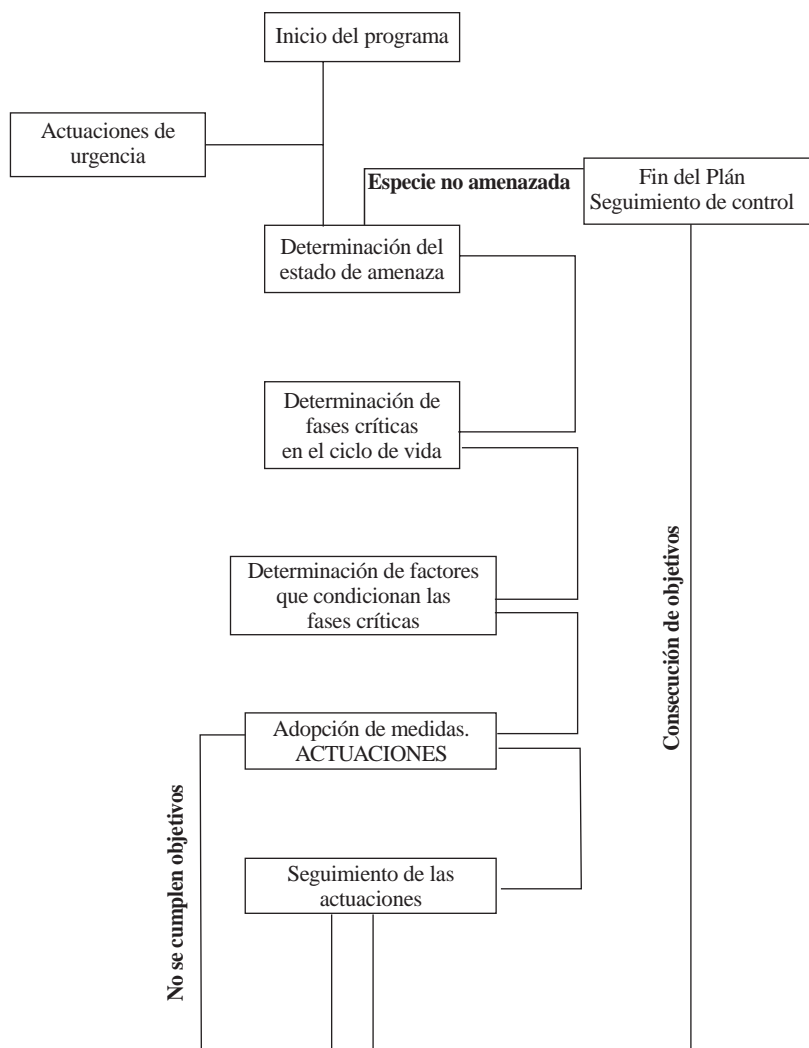


Fig. 2.–Plan de recuperación de especies amenazadas
Recovering strategy for threatened species

FASE PREVIA: INICIO DEL PROGRAMA Y ACTUACIONES DE URGENCIA

Una vez que se ha optado por someter un taxón a actuaciones encaminadas a su conservación, el primer paso debería ser el acometer una serie de medidas de urgencia que garanticen su existencia por lo menos a corto plazo. Frecuentemente se trata de «actividades blandas» en el sentido de que no requieren de grandes dotaciones económicas o intervenciones en el medio de envergadura. Entre las más frecuentes caben ser citadas las siguientes:

- 1) Colección de material seminal en bancos de germoplasma y mantenimiento de colecciones vivas en jardines botánicos, todo ello con el fin de poder disponer de una reserva de material genético con la que abordar actuaciones de urgencia ante posibles eventos que determinen la imposibilidad de obtener dicho material en el medio natural, al mismo tiempo que se puede asegurar una «conservación» de la especie aunque sea en condiciones artificiales. Por motivos fundamentalmente logísticos (a efectos de la recuperación) sería deseable que alguno de dichos bancos de germoplasma y jardines botánicos se encuentren ubicados en el mismo ámbito territorial que la especie objeto de recuperación.
- 3) Producción de ejemplares *ex situ* y posterior reforzamiento de las poblaciones naturales, con el objeto de evitar la extinción inmediata del taxón en cualquiera de sus manifestaciones. Este tipo de actuaciones deben realizarse con escrupuloso rigor y en síntesis obedecen a los mismos criterios que los anotados más adelante para las actuaciones de reintroducción.
- 4) Actuaciones variadas como riegos de urgencia, tratamientos fitosanitarios, eliminación de competencia, vallados, etc., con el fin de eliminar o por lo menos minorar algunos de los factores de amenaza más significativos que inciden sobre las poblaciones.

Al mismo tiempo, es el momento de iniciar una serie de estudios que sin duda aportarán una serie de datos de vital trascendencia para el correcto desarrollo de cualquier actividad futura. Dentro de este tipo de estudios son destacables los siguientes:

- 1) Variabilidad genética inter e intrapoblacional. Este tipo de estudios resulta imprescindible para poder avalar con un mínimo rigor científico cualquier actuación futura que implique el manejo de la dotación genética de las poblaciones (por ejemplo reintroducciones). En lo que respecta a las especies más amenazadas del monte verde canario, actualmente este tipo de estudios se encuentra extendido a varios taxones: *Ilex perado* ssp. *lopezlilloii*, *Sambucus palmensis*, *Myrica rivas-martinezii*, *Cistus chinamadensis* y *Echium acanthocarpum*.
- 2) Estudios enfocados a la resolución de problemas relacionados con la situación taxonómica de especies conflictivas los cuales frecuentemente pueden ser apoyados por los resultados obtenidos de los estudios genéticos anteriormente citados. Los trabajos que se vienen desarrollando en este sentido con *Ilex perado* ssp. *lopezlilloii*, *Myrica rivas-martinezii* y *Cistus chinamadensis*, todavía no ofrecen unos resultados concluyentes aunque parecen reafirmar las dudas planteadas sobre la identidad taxonómica a nivel específico de *Myrica rivas-martinezii* y la correcta posición taxonómica de las otras dos especies.

- 3) Caracterización del hábitat potencial con el fin de tener una idea clara de los requerimientos ecológicos del taxón y poder abordar con garantías de éxito futuras actuaciones en el medio. Este tipo de estudios se encuentra actualmente extendido a todos los taxones objetos de recuperación en el Parque Nacional de Garajonay, presentando según los casos diferentes grados de complejidad. Es importante destacar que una de las herramientas fundamentales en este tipo de estudios son los Sistemas de Información Geográfica, los cuales necesitan ser dotados con una caracterización biótica y abiótica del territorio lo más completa posible; y dado que a veces dicha información no está disponible se hace imprescindible generarla a través de estudios subsidiarios concernientes a aspectos muy concretos del ámbito territorial (edafología, geología, clima, etc.)
- 4) Por último, los estudios de biología reproductiva (viabilidad seminal, latencia, fecundación, polinización, germinación, etc.) se revelan como de vital importancia ya que no sólo aportan datos indispensables para el desarrollo de estudios posteriores más concretos, sino que redundan en la optimización de las actuaciones subsiguientes (por ejemplo: establecer protocolos con los que mejorar el rendimiento en la obtención de ejemplares *ex situ*). Este tipo de estudios ha iniciado para la mayoría de las especies amenazadas presentes en el Parque Nacional de Garajonay, estando especialmente desarrollados aquellos inherentes al éxito germinativo tanto en ambientes naturales, como en condiciones inducidas de laboratorio.

1.ª FASE: DETERMINAR EL ESTADO DE AMENAZA DE LAS ESPECIES

En la base de todo plan de actuaciones debe figurar una correcta determinación del verdadero estado de amenaza de la especie. En muchos casos basta realizar un simple censo de individuos ya que en casos de extrema reducción demográfica (típicamente < de 250 individuos reproductores) y patentes factores de amenaza o riesgo (presión ganadera, expansión urbana, etc.), el peligro de extinción es tan evidente que la situación no demanda de estudios más complejos. No obstante, aun bajo estas circunstancias se deberían abordar como mínimo prospecciones de campo intensas con el fin de averiguar si los efectivos poblacionales conocidos son los únicos o por el contrario, existen poblaciones desconocidas que contribuirían a suavizar la demanda de urgencia proteccionista.

De todas formas a menudo la situación no es tan sencilla, ya que frecuentemente bajo una cierta abundancia relativa en efectivos poblacionales subyace un inminente riesgo de extinción derivado, por ejemplo, de una estructura, demográfica inestable. Un caso típico para ilustrar esta situación lo constituiría por ejemplo una especie arbórea muy longeva, dioica y con un gran número de ejemplares reproductores, pero cuya proporción de sexos fuese tan desequilibrada de modo que todos los individuos pertenecen a un único sexo. Sería éste un caso flagrante en el que coinciden la percepción de una relativa abundancia con una inevitable extinción.

No obstante, la tónica dominante no implica el planteamiento de problemas tan simples, sino que a menudo, las situaciones revisten tal complejidad que requieren de una serie de estudios de seguimiento a corto o medio plazo con el objeto de determinar el pretendido estado de conservación. En cuanto a esto existen muchos métodos de trabajo ampliamente difundidos pero, quizás, el que más auge tiene en la actualidad es el estudio de

los flujos y balances demográficos entre las distintas fenofases del ciclo vital de las especies a través de modelos matriciales (Menges, 1986, 1990, 1991). De esta forma, se puede obtener un modelo general del funcionamiento de las poblaciones que incluso puede ser desarrollado con factores de presión ambiental (riesgo de incendios, sequías, presión antrópica, etc.), a través de sencillos programas informáticos. La gran ventaja de esta metodología consiste en que el resultado final obtenido es la probabilidad de extinción para un tiempo t , lo que puede erigirse en una medida directa del estado de conservación, al mismo tiempo que los datos obtenidos pueden ser utilizados para solventar problemas en etapas posteriores de la estrategia general de planificación. La principal ventaja radica en el tiempo relativamente largo que este tipo de estudios necesita para obtener unos resultados mínimamente aprovechables.

En la Fig. 3 se representa un caso de máxima sencillez obtenido con *Helianthemum juliae*, un endemismo de las cumbres de la isla de Tenerife, que presenta poblaciones extremadamente reducidas y exhiben cada año una apreciable producción de individuos juveniles. Para esta especie los efectivos poblacionales fueron divididos atendiendo a las principales fenofases de su ciclo de vida (semilla, plántula, juvenil, adulto reproductor y adulto no reproductor) y posteriormente, durante varios años, se realizó un seguimiento enfocado a averiguar el número de ejemplares que pasan a estadios superiores, se mantienen en el actual, o revierten a uno inferior. Los datos fueron procesados con un modelo construido con el *software* Stella 4.0 y el resultado final, igualmente plasmado en la Fig. 4 permite deducir una probabilidad de extinción superior al 90 % para un tiempo inferior a 50 años. En este punto es necesario aclarar que dicha conclusión no pasa de ser una simple predicción en función de los datos colectados, de tal forma que asumir dicha extinción

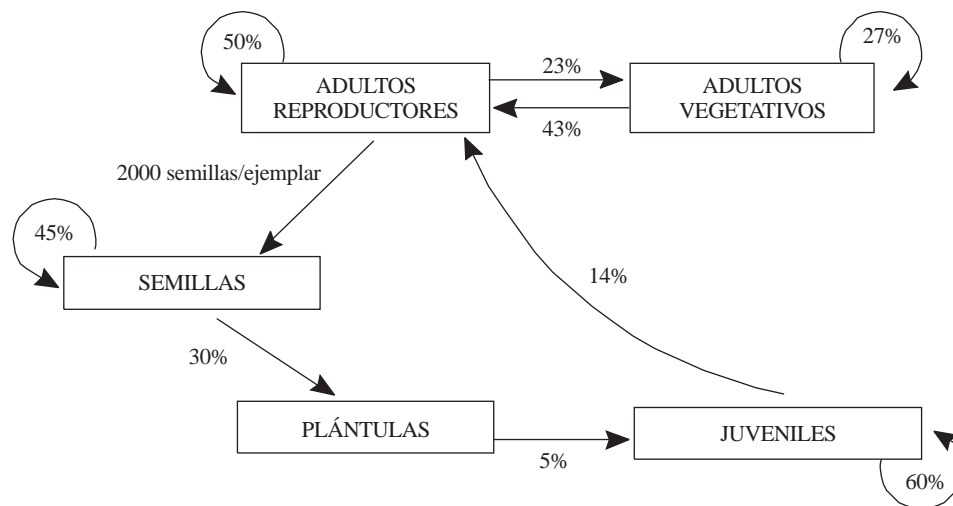


Fig. 3.—Estudios de los flujos y balances demográficos entre las distintas fenofases del ciclo vital de *Helianthemum juliae*
*Study of demographic balance and flow among the different phases of the life cycle of *Helianthemum juliae**

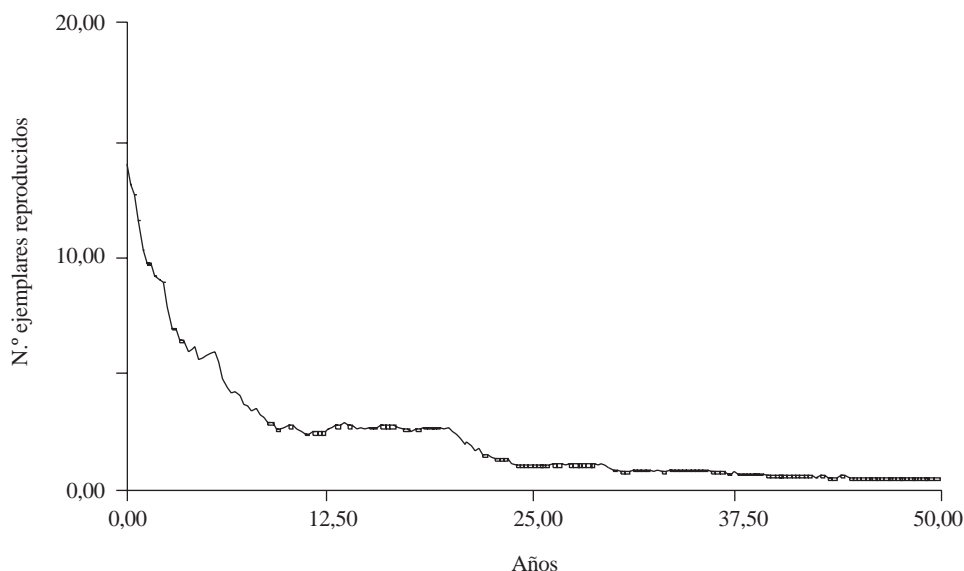


Fig. 4.—Evolución del tamaño poblacional a lo largo de varias generaciones aplicado a *Helianthemum juliae* (utilizando el software Stella 4.0)

Results of a simulation model using the Stella 4.0 software showing the evolution of the population size of Helianthemum juliae

como posible implica igualmente el asumir la constancia en el tiempo de los datos colectados. Todo ello lleva implícito un error que dependerá de la variabilidad ambiental y de la magnitud del tiempo de muestreo.

2.ª FASE: DETERMINAR QUE SON CRÍTICAS EN EL CICLO DE VIDA DE LA ESPECIE

Una vez determinado el estado de conservación de la especie, y constatada la necesidad real de actuaciones, los esfuerzos deberían encaminarse a conocer sobre qué momento del ciclo de vida recaen con mayor fuerza los factores de amenaza condicionando así la posible extinción del taxón. Aunque muchos factores de amenaza, normalmente los más fáciles de detectar, inciden por igual en todas las fenofases de la especie, otros suelen actuar a un nivel más específico. Por ejemplo, en el caso de *Stemmacantha cynaroides*, un geófito de la alta cumbre tinerfeña, el principal factor de amenaza lo constituyen conejos y muflones —ambos herbívoros introducidos en la isla— los cuales, sobre todo los últimos, incluyen en su dieta las partes floríferas del vegetal condicionando una extrema disminución del aporte de semillas al banco edáfico. Indudablemente, en este caso, el estado de adulto reproductor constituiría la fase crítica en el ciclo vital. En ocasiones la detección de estos fenómenos no es tan sencilla siendo de gran utilidad los análisis demográficos de viabilidad de poblaciones a los

que se hace referencia en apartados anteriores. Al respecto, y retomando el ejemplo de *H. juliae* con los datos colectados es posible determinar cuál es la fase crítica simplemente variando los porcentajes establecidos en el modelo. De esta forma se ha podido comprobar que la extinción sólo puede ser evitada logrando una disminución en las tasas de mortalidad de las plántulas, al mismo tiempo que cualquier actividad de otro tipo (reintroducciones por ejemplo), sólo lograrían retrasar una extinción inevitable. Ello ha permitido identificar a las plántulas como la etapa crítica en el ciclo de vida.

3.ª FASE: DETERMINAR LOS FACTORES QUE CONDICIONAN LAS ETAPAS CRÍTICAS

Aunque en muchos casos las evidencias son tan aplastantes que el averiguar que factores condicionan que una fenofase se constituya en crítica no requiere de estudios especiales (caso de *S. cynaroides* anteriormente citado), a menudo esta etapa requiere de estudios complejos basados en la emisión de hipótesis de trabajo que deberán ser luego confirmadas o rechazadas en una fase experimental. Uno de los casos más ilustrativos lo constituye el endemismo gomero *Echium acanthocarpum*, taxón que suele habitar en poblaciones reducidas de los márgenes del monteverde, las cuales exhiben una dinámica muy pobre con unas tasas de reclutamiento sumamente bajas. Una vez constatado el peligro de extinción y determinado que la fenofase crítica corresponde a las plántulas, se abordó la tarea de determinar que fenómenos subyacen bajo esta circunstancia. A tal efecto, durante años se barajó la posibilidad de que la especie funcionase como pirófila ya que la única ocasión en la que se observaron procesos de reclutamiento coincidió con el otoño siguiente a un devastador incendio producido en el año 1984. Para demostrar la supuesta pirofilia se abordaron experiencias de germinación en condiciones inducidas de laboratorio, las cuales evidenciaron que las semillas no exhiben en su germinación una respuesta positiva a las altas temperaturas. A la vista de los resultados y coincidiendo con nuevos reclutamientos observados en 1995, con posterioridad a un período de sequía intenso, se pusieron en marcha una serie de experiencias de campo y laboratorio destinadas a averiguar si la existencia de ejemplares coespecíficos adultos en las proximidades influía en la germinación. Los resultados obtenidos evidenciaron que la capa de hojarasca que se encuentra depositada bajo los ejemplares adultos contribuye a inhibir la germinación, de tal forma que ésta sólo se produce cuando la presencia de hojas secas procedentes de los parentales es mínima, lo cual suele producirse con frecuencia después de eventos catastróficos como incendios o sequías intensas que provocan una acusada mortalidad de ejemplares adultos o una sustancial pérdida de vitalidad en los mismos (Marrero *et al.*, 2000).

4.ª FASE: ADOPCIÓN DE MEDIDAS DE ACTUACIÓN

Una vez diagnosticado el estado de amenaza, averiguado cuáles son las etapas más sensibles de la especie y determinado qué procesos, naturales o no, condicionan esa sensibilidad, puede desprenderse que las actuaciones de urgencia llevadas a cabo al principio son insuficientes para lograr una recuperación efectiva del taxón y, por tanto, es necesario abordar otras nuevas apoyadas en los resultados obtenidos. Según Falk *et al.*, (1996), aparte de una adecuada estrategia de conservación y restauración de hábitats, una de las formas más efectivas de contribuir a la conservación de una especie consiste en una acertada campaña de reintroduc-

ciones con el fin de aumentar los efectivos naturales del taxón. Ello nunca debe efectuarse de forma caótica o aleatoria sino que debe estar sujeto a una estricta programación en la que al menos se consideren los siguientes aspectos: 1) definición clara de objetivos a cumplir; 2) selección apropiada de lugares de reintroducción; 3) diseño adecuado de las poblaciones en términos demográficos y genéticos; 4) planificación de un seguimiento apropiado para verificar si los objetivos planteados al principio son conseguidos.

Definición de objetos

La definición de objetivos con los cuales apoyar el éxito de una campaña de reintroducciones no debe quedar en un simple intento de superar un número determinado de ejemplares en la naturaleza, sino que debe conseguir estructuras demográficas y genéticas estables, para lo cual es necesario establecer una serie de valores guía obtenidos en su mayoría a través de los estudios de viabilidad poblacional realizados en las etapas anteriores. En la Tabla 6 se esquematizan los principales objetivos a corto y largo plazo que se utilizan para evaluar las reintroducciones de especies vegetales amenazadas, tanto en términos de abundancia, como de extensión, persistencia y resiliencia.

En la tabla 6 uno de los términos más controvertidos es el de tamaño mínimo viable de la población (MVP) el cual puede ser muy variado dependiendo de la ecología y hábito de la especie. Por ejemplo, taxones longevos, leñosos o que exhiben una alta autofertilidad suelen presentar un MVP entre 50 y 250 ejemplares reproductores; mientras que especies herbáceas, de vida corta, o autoincompatibles presentan un MVP que oscila entre 1.500 y 2.500 individuos (Mace y Lande, 1991; Given, 1994). En la tabla 7 se aportan algunos valores orientativos de MVP que pueden ser utilizados como valores guía en la planificación de objetivos (Falk *et al.*, 1996).

Selección adecuada de lugares de reintroducción

Otro capítulo complejo en el diseño de una acertada estrategia de reintroducción al medio natural debe ser una apropiada elección del lugar donde llevar a cabo tales actividades. Para ello pueden barajarse multitud de criterios de similitud entre posibles lugares de actuación con las poblaciones naturales del taxón, los cuales pueden ser agrupados en físicos, biológicos, logísticos e históricos. En la tabla 8 se aportan algunos de los más frecuentemente utilizados por nosotros.

Diseño de las nuevas poblaciones según criterios demográficos y genéticos

Éste constituye uno de los aspectos más cruciales a la hora de planificar cualquier reintroducción, ya que de ello depende la consecución de nuestro objetivo principal que debería ser el lograr poblaciones estables que tengan una adecuada estructura genética y demográfica que les permita adaptarse evolutivamente a cualquier circunstancia de cambio. Por otra parte, aunque últimamente sujetos a cierta controversia, uno de los métodos más empleados de creación de nuevas poblaciones consiste en la recolección de propágulos en el medio (semillas, esquejes, etc.) para su cultivo en vivero y su posterior reintroducción al medio en el lugar original (reforzamiento) o en sitios distintos al de procedencia (traslocación). Para ambos casos es necesario hacer una serie de puntualizaciones

TABLA 6

**PRINCIPALES OBJETIVOS PERSEGUIDOS A CORTO Y LARGO PLAZO
MEDIANTE LA REINTRODUCCIÓN DE ESPECIES AMENAZADAS Y
CRITERIOS UTILIZADOS EN LA EVALUACIÓN**

*Main objectives to reintroduce threatened species, at the short and the long term and
main criteria used for evaluation of reintroductions*

Criterio	Objetivos	
	Corto plazo	Largo plazo
Abundancia	1) Establecimiento de un ciclo de vida completo. 2) Progresivo incremento natural de los efectivos a partir de los fundadores plantados. 3) Proporción de fenofases similar a la de las poblaciones naturales. 4) Producción seminal similar a la de las poblaciones naturales.	1) Alcanzar el tamaño mínimo de población viable. 2) Mantener el tamaño mínimo de población viable.
Extensión	1) Dispersión por vectores nativos más allá del lugar de reintroducción. 2) Incremento progresivo en el área de la población. 3) Establecimiento de subpoblaciones periféricas.	1) La población global alcanza los valores históricos registrados. 2) Autoestablecimiento de metapoblación.
Resiliencia	1) Máxima variación genética entre fundadores plantados. 2) Densidad del banco de semillas similar a la de las poblaciones naturales.	1) Recuperación natural del tamaño mínimo viable de la población después de una perturbación.
Persistencia	1) Fundación de subpoblaciones en más de un microhábitat. 2) Polinización por vectores nativos.	1) Máxima diversidad de microhábitats entre subpoblaciones. 2) Mantenimiento de un bajo nivel de variación en el número de ejemplares.

TABLA 7
VALORES UTILIZADOS PARA EL TAMAÑO MÍNIMO VIABLE DE LA POBLACIÓN (MVP)

*Minimum viable population size (MVP)
 depending on different characteristics of the species*

Parámetros de estimación	MVP (N.º de individuos reproductores)	Mínimo para la viabilidad de la especie en función de sus características
	50 ejemplares	2.500 ejemplares
Longevidad	Perenne	Anual
Sistema reproductor	Autocompatible	Autoincompatible
Crecimiento	Leñoso	Herbáceo
Fecundidad	Alta	Baja
Propagación asexual	Común	Rara o nula
Supervivencia	Alta	Baja
Pervivencia de semillas	Alta	Baja
Variabilidad ambiental	Baja	Alta
Comunidad vegetal tipo	Climácica	Serial o ruderal

TABLA 8
CRITERIOS UTILIZADOS PARA LA ELECCIÓN DEL LUGAR DE REINTRODUCCIÓN DE UNA ESPECIE AMENAZADA

Criteria used for the selection of a site for reintroduction a threatened species

<p>Físicos</p> <ul style="list-style-type: none"> Geomorfología Edafología (textura, pH, etc.) Pendiente Orientación Efecto albedo del sustrato
<p>Biológicos</p> <ul style="list-style-type: none"> Vectores de dispersión y polinización Micorrizas Composición florística Presencia o ausencia de especies competidoras y herbívoros Evitar la posibilidad de hibridaciones intra e interespecíficas.
<p>Logísticos</p> <ul style="list-style-type: none"> Propiedad del terreno Accesibilidad Facilidad de protección Históricos Lugares donde ha desaparecido el taxón

Fuentes de material genético

A la hora de recolectar en el medio cualquier tipo de material que nos permita obtener en vivero para ejemplares con los que instalar nuevas poblaciones es necesario realizar un esfuerzo para conseguir la máxima variabilidad genética en la muestra colectada. Por ello el C.P.C. (Center for Plant Conservation) establece las siguientes recomendaciones:

- 1) Hacer las recolectas, siempre que los efectivos naturales lo permitan, en más de 5 poblaciones.
- 2) En cada población las colectas deben abarcar como mínimo entre 10 y 50 individuos.
- 3) En cada individuo el número de propágulos colectado debe ser suficiente para garantizar la representación de cada genotipo. En este sentido el número de propágulos puede ser calculado según la fórmula $1/S$, donde S es la supervivencia media de los propágulos.
- 4) Las colectas deben realizarse durante más de un año siempre y cuando la extracción de material no interfiera con la dinámica natural de la población. En caso de optar por hacer varias colectas anuales, sería preferible cada año hacer las colectas en ejemplares distintos.

La reintroducción

A la hora de instalar una nueva población uno de los principales criterios a tener en cuenta es el de reintroducir en el medio una muestra equitativa del material colectado, de tal manera que se garantice la máxima variabilidad genética sin que lleguen a primar determinados alelos sobre otros. No obstante, también resulta crucial en el diseño de la plantación la elección del estadio vital y tamaño de los ejemplares a plantar. De esta forma, está demostrado que para la mayoría de los casos hay mayores garantías de éxito si dichos ejemplares pertenecen a fenofases reproductoras o a clases de tamaño superiores, ya que el uso de semillas, plántulas o individuos de tamaño pequeño implica unos mayores riesgos de extinción para las poblaciones recién instaladas. La excepción a esta regla la constituyen plantas anuales con baja fecundidad y alta supervivencia de plántulas para las que resulta indiferente la fenofase o clase de tamaño con la que se funda la población. Por último, es necesario señalar que tras el inicio de las actuaciones en un lugar determinado éstas deben ser repetidas en años sucesivos para ese mismo lugar, ya que las condiciones ambientales que repercuten favorablemente en los fenómenos de germinación y establecimiento pueden ser marcadamente ocasionales.

Seguimiento de la reintroducción

Finalmente, una vez ejecutadas las reintroducciones éstas deben quedar sometidas a un seguimiento más o menos intenso con el fin de comprobar en qué grado se cumplen los objetivos iniciales planteados para la misma. Este seguimiento debería ser ejecutado a 4 niveles: 1) Seguimiento de las plantas reintroducidas; 2) Seguimiento del reclutamiento de nuevos individuos; 3) Seguimiento de los procesos establecidos en la comunidad y ecosistema afectados por la reintroducción; y 4) Seguimiento de la variabilidad genética de la nueva población.

SUMMARY

Genetic resource conservation of Canary «Monte Verde» forest formation

The «monteverde», from the Canary Islands, is a forest formation composed by evergreen trees and shrubs, and is associated to a high level of humidity from rainfall or mist. In this special ecosystem, according to the IUCN categories, 166 species are threatened, and 10 have deficient data. These species represent 30% of the endemic flora of the Canary Islands. The conservation of the species is linked to the maintenance of the whole forest system. In this paper, the main threats to the «monteverde» are analysed: reduction of the habitat, fragmentation, cattle pressure and introduction of exotic species. The Canary National Parks have implemented a programme based on the protection of specific taxa or populations, by means of the creation of protected areas. The first results, and a complete description of the programme is presented.

KEY WORDS: Genetic conservation
Canary islands
«Monteverde»

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AXELROD D.I., 1975. Evolution and biogeography of Madrean-Tethyan sclerophyll vegetation. *Ann. Missouri Bot. Gard.* 62:180-334.
- BAÑARES A., 1994. Recuperación de la flora amenazada de los parques nacionales canarios. Metodología para su planificación y ejecución. *Ecología* n.º 8: 227-244.
- BROCKMAN-JEROSH R.E., 1912. Die Erntellung d. Pflanzengesells chaften nach ökologisch-physiolog.
- CARLQUIST S., 1965. Island life. The Natural History Press, New York.
- CARLQUIST S., 1966. The biota of long-distance dispersal II. Loss of dispersability in Pacific Compositae. *Evolution* 20: 30-48.
- CARLQUIST S., 1969. Wood anatomy of Goodeniaceae and the problem of insular woodiness. *Ann. Mo. Bot. Gard.* 56:358-390.
- CARLQUIST S., 1970. Hawaii, a natural history. The Natural History Press, New York.
- CARLQUIST S., 1974. Island biology. Columbia University Press, New York.
- CENTER FOR PLANT CONSERVATION, 1991. Genetic sampling guidelines for conservation collections of endangered plants. Pages 225-238 *in* D.A. Falk and K.E. Holsinger, eds. Genetics and conservation of rare plants. Center for Plant Conservation. Oxford University Press. Oxford. NY.
- CRAWFORD D.J., WHITKUS R., STUESSY T.F., 1987. Plant evolution and speciation on oceanic islands. In K.M. Urbanska (ed), Differentiation patterns in higher plants: 183-199. Academic Press, London.
- CRONK Q. C. B., 1997. Islands: stability, diversity, conservation. *Biodiversity and Conservation* 6: 477-493.
- DANSEREAU P., 1968. Vegetation de la Macaronesie. Finisterra. *Rev. Portuguesa de Geogr.* Vol. III-6. Lisboa.
- FALK A., MILLAR C.I., OLWELL M., 1996. Restoring Diversity. Strategies for reintroduction of endangered plants. Center for Plant Conservation. Islands Press. WHA.
- FERNÁNDEZ A.B., 2000: Conservación y restauración ecológica de los bosques en Canarias. En: *Ecología evolutiva, biodiversidad y conservación en las Islas Canarias*. Ed. Turquesa S.C. de Tenerife. (en prensa).
- FRANCISCO ORTEGA J.A., SANTOS A., SENNG-CHUL L., CRAWFORD D.J., 2000. Plant genetic diversity in the Canary Islands: a conservation perspective. *American Journal of Botany* 87 (7): 909-919.
- FRANCISCO ORTEGA J., CRAWFORD D.J., SANTOS GUERRA A., SAFONTINKA S., 1995. Genetic diversity among Mediterranean and Macaronesian genera of the subtribe Chrysanteminae (Asteraceae). *American Journal of Botany* 82:1321-1328.
- GARCÍA CASANOVA J., RODRÍGUEZ LUENGO J.L., 1998. Flora y fauna de Canarias incluidas en el Catálogo Nacional de especies amenazadas. *Medio Ambiente de Canarias*. N.º 11:3-7.
- GIVEN D.R., 1994. Principles and practice of plant conservation. Timber Press. Portland, ORE.
- GUERRANT E.O., PAVLIK B.M., 1998. Reintroduction of rare plants: Genetics, demography, and the role of ex situ conservation methods. In P.L. Fielder and P.N. Kareiva, *Conservation biology for the coming decade*, 2nd ad: 80-108.
- HAMRICK J.L., GODT M.J.W., MUROWSKI D.A., LOVELESS M.D., 1991. Correlations between species traits and allozyme diversity: implications for conservation biology. In D.A. Falk and K.E. Holsinger (eds.), *Genetics and conservation of rare plants*, 75-86. Oxford University Press, New York.

- HUMPHRIES C. J., 1979. Endemism and evolution in Macaronesia. In D. Bramwell (ed). Plants and islands, 171-199. Academic Press. London.
- LEVIN D.A., FRANCISCO ORTEGA J.A., JANSEN R.K., 1996. Hybridization and the extinction of rare plant species. *Conservation Biology* 10:10-16.
- MACE G.M., LANDE R., 1991. Assessing extinction threats: toward a reevaluation of IUCN Threatened Species Categories. *Conservation Biology* 5: 148-157
- MARRERO-GÓMEZ M.W., ARÉVALO J.R., BAÑARES-BAUDET A., CARQUÉ-ÁLAMO E., 2000. Study of the establishment of the endangered *Echium acanthocarpum* (*Boraginaceae*) in the canary islands. *Biological Conservation* 94: 183-190.
- MAUNDER M., CULHAM A., HANKAMER C., 1998. Picking up the pieces: botanic conservation on degraded oceanic islands. In P.L. Fiedler and P.M. Kareiva (eds.), *Conservation biology; for the coming decade*, 2nd ed, 317-344, Chapman and Hall. New York.
- MENGES E.S., 1990. Population viability analysis for an endangered plant. *Biological Conservation* 4: 52-62
- MENGES E.S., 1986. Predicting the future of rare plant populations: demographic monitoring and modeling. *Natural Areas Journal* 6: 13-25
- MENGES E.S., 1991. The application of minimum viable population theory to plants. Pages 45-61 in D.A. Falk and K.E. Holsinger, eds. *Genetics and conservation of rare plants*. Center for Plant Conservation. Oxford University Press. Oxford. NY.
- OLSON S.L. 1989. Extinction on islands. In D. Western and M. Pearl (eds). *Conservation for the twenty-first century*, 50-53. Oxford University Press, New York.
- QUEZEL P., 1983. Flore et végétation actuelles de l'Afrique du nord, leur signification en fonction de l'origine, de l'évolution et des migrations des flores et structures de végétation passés. *Bothalia* 14, 384:411-416.
- RAVEN P.H., 1998. Plant conservation in a changing world. *Aliso* 16:121-126.
- RIESEBERG L.H., SWENSEN S.M., 1996. Conservation genetics of endangered island plants. In J.C. Avise and J.L. Hamrick (eds.), *conservation genetics: cases histories from nature*, 305-334. Chapman and Hall, New York.
- SANTOS A., 1990. Bosques de laurisilva en la región macaronésica. Council of Europe. Colección Naturaleza y Medio Ambiente, n.º 49. Estrasburgo.
- SCHEMSKE D.W., HUSBAND B.C., RUCKELSHAUS M.H., GOODWILLIE C., PARKER I.M., BISHOP J.G., 1994. Evaluating approaches to the conservation of rare and endangered plants. *Ecology* 75(3), 584-606.
- STUESSY T.D., SWENSON U., CRAWFORD D.J., ANDERSON G., SILVA M.O., 1998. Plant conservation in the Juan Fernández archipelago, Chile. *Aliso* 16:89-101.
- UICN, 1994. Categorías de las Listas Rojas de la UICN. 40 Reunión del Consejo de la UICN Gland, Suiza.
- VICECONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE, 1999. Conservación de cinco especies prioritarias del monteverde de Canarias. Memoria técnica anual, 1999 (informe interno).
- WORLD CONSERVATION MONITORING CENTRE, 1992. *Global biodiversity: Status of the Earth's living resources*. Chapman and Hall, London.