

MÉTODOS PARA EL CENSO Y SEGUIMIENTO DE PLANTAS RUPÍCOLAS AMENAZADAS

D. GOÑI¹, M. B. GARCÍA² & D. GUZMÁN³

¹ LARRE Consultores, S. C. C/Monasterio de Iguácel, 11, 3.º B. 22700 Jaca, Huesca.
c.e.: dani.larre@telefonica.net

² Instituto Pirenaico de Ecología (CSIC), Apdo. 202; 50010 Zaragoza

³ Departamento de Medio Ambiente del Gobierno de Aragón, Paseo M.º Agustín, 36. 50071 Zaragoza

ABSTRACT.— *The conservation of threatened flora needs information on the distribution and occupancy area, as well as demographic parameters like population size, structure, and dynamics. This kind of information, however, is difficult to obtain for rupicolous plants due to their inaccessibility. Given that in mountain ranges the endemic and threatened flora is often linked to rocky habitats, we have developed some specific methods to carry out reliable censuses and monitoring in this habitat. We describe five techniques used in the Spanish Pyrenees, nested in three levels of monitoring intensity, in order to get the necessary information to classify threatened species, and to take management decisions to guarantee their persistence. Such variety of methods provides flexibility to fit the best method to each particular case, while allowing comparison of the same kind of information for species sharing an unusual habitat.*

Keywords: Flora amenazada, conservación, endémicas, planes de gestión, demografía.

RÉSUMÉ.— *La conservation des espèces de la flore menacée est basée sur la connaissance de leur aire de répartition et d'occupation ainsi que des paramètres démographiques tels la dimension, structure et dynamique des populations. Cependant, concernant les plantes rupicoles, leur inaccessibilité ne permet généralement l'acquisition de cette information par la voie des méthodes classiques appliquées dans d'autres ambiances plus communes. De plus, la flore endémique et menacée des montagnes est maintes fois liée aux rochers, et nous allons proposer quelques méthodes spécifiques pour une prospection et recensement aussi fidèles que possible. Nous avons appliqué ces méthodes dans les Pyrénées d'Aragon et plusieurs cas seront présentés ici; ils correspondent à trois niveaux de suivi visant à*

* Recibido 20-VI-2006. Aceptado 15-IX-2006.

obtenir les données qui permettront d'une part la catalogation des espèces menacées et d'autre la mise en place des actions qui assurent leur persistance. Pour chacun des cas étudiés il faut choisir la méthode la plus convenable et si possible arriver à obtenir des données comparables pour l'ensemble des espèces qui partagent un habitat aussi particulier.

Mots clés: Suivi, méthodes d'étude, plantes rupícolas, conservation, Pyrénées.

RESUMEN.— *La conservación de especies de flora amenazada requiere tanto del clásico conocimiento de su área de distribución y ocupación como de parámetros demográficos tales como el tamaño, estructura y dinámica de las poblaciones. La inaccesibilidad de muchas poblaciones de plantas rupícolas hace que esta información no pueda ser recogida mediante los métodos utilizados para plantas que viven en otros ambientes más comunes. Puesto que a menudo la flora endémica y amenazada de montaña está ligada a los hábitats rocosos, hemos desarrollado algunos métodos específicos para poder realizar prospecciones y censos con cierta fiabilidad en este hábitat. Dichos métodos, utilizados en el Pirineo aragonés e ilustrados con ejemplos concretos, corresponden a tres niveles de intensidad de seguimiento, y tienen como objetivo obtener información que permita tanto una catalogación objetiva de especies amenazadas como la toma de decisiones en posibles actuaciones para asegurar su persistencia. Este conjunto de métodos permite cierta flexibilidad a la hora de elegir el más adecuado en cada situación particular; al tiempo que se recoge información comparable para un conjunto de especies que comparten hábitat.*

Introducción

El impacto de la intensa presión humana sobre el territorio y los recursos implica una extensiva fragmentación y pérdida de poblaciones de especies, paisajes y ecosistemas, para algunos de los cuales las opciones de recuperación ya han desaparecido (HEYWOOD & IRIONDO, 2003; KERR & DEGUISE, 2004). A menudo los esfuerzos para conservar esta biodiversidad se han centrado en las especies más vistosas o relacionadas con el hombre, y en los hábitats más comunes o protegidos. Para evitar este sesgo, se debe acometer una planificación sistemática de la conservación (MARGULES & PRESSEY, 2000).

En lo que se refiere a la flora amenazada, en las dos últimas décadas se ha producido un importante avance dentro de lo que se ha dado en llamar Biología de la Conservación (véase por ejemplo MENGES 2000), y tanto la Península Ibérica como Canarias han participado activamente en el desarrollo metodológico y la obtención de información de un gran número de especies catalogadas (BAÑARES, 1994; GARCÍA *et al.*, 2000; GUZMÁN *et al.*, 2000; MARRERO *et al.*, 2003). En la actualidad España cuenta ya con una

metodología estandarizada para el estudio de la flora silvestre en peligro, resultado del desarrollo del proyecto Atlas de Flora Amenazada (AFA) (BAÑARES *et al.*, 2003). En dicho proyecto se han puesto en práctica métodos de inventario y seguimiento con el objetivo de abordar un gran número de especies de muy diversas estrategias vitales y distribuidas en muy variados hábitats. La aplicación y adaptación de las ideas de este proyecto al nivel autonómico ha supuesto ya la puesta en marcha de sistemas de seguimiento de poblaciones de flora que mejoran la calidad de la información que se podía obtener con la metodología básica de AFA, por ejemplo mediante la incorporación de modelos espaciales explícitos (VILCHES & RODRÍGUEZ, 2005).

El estudio de flora amenazada de Aragón se inició a mediados de los noventa con la intención de abordarlo a varios niveles: desde una aproximación de baja intensidad para un gran número de plantas, hasta el estudio detallado de las especies prioritarias (SÁINZ-OLLERO *et al.*, 1996; GARCÍA *et al.*, 2002). Esta aproximación múltiple (MENGES & GORDON, 1996) permite estructurar una estrategia de conservación que engarza la investigación básica y la gestión. La parte aplicada consiste fundamentalmente en la actualización del catálogo de especies amenazadas, la elaboración de Planes de Gestión para especies aisladas o para conjuntos de especies que comparten hábitat, y la puesta en práctica de los mismos. Estos cometidos requieren de variada información: para muchas especies puede ser suficiente la prospección de las poblaciones para comprobar su ubicación en el espacio junto con unos mínimos datos sobre la ecología y las amenazas (nivel 1); para otras será necesario estimar el tamaño poblacional mediante censos que se puedan repetir en el tiempo (nivel 2); los Planes de una sola especie muy amenazada, finalmente, pueden requerir seguimientos demográficos individualizados (nivel 3).

Cada nivel puede requerir o utilizar diversos tipos de métodos, con el objetivo común de obtener información fiable que permita catalogar a las especies de manera que sea posible establecer prioridades de gestión al conjunto de la flora. En ocasiones la información requerida para la aplicación de las categorías de la UICN a plantas puede diferir de la de animales (KEITH, 1998), por ello es importante la elección de la metodología en función de las características particulares de la especie, su hábitat, la disponibilidad de tiempo y recursos, y la probabilidad de continuidad.

Identificar problemáticas aplicables a conjuntos de especies es un paso importante que puede ahorrar recursos, pues optimiza los esfuerzos en investigación (metodologías) y en gestión (medidas). Dentro del colectivo de las plantas endémicas y amenazadas, por ejemplo, son abundantes las

especies rupícolas y glareícolas (VILLAR & GARCÍA, 1989; MÉDAIL & VERLAQUE, 1997; DOMÍNGUEZ *et al.*, 2003). Se trata, por tanto, de un grupo con alta contribución al conjunto de la flora amenazada. El hábitat rupícola suele ser escaso y de difícil acceso, lo que dificulta la puesta en práctica de los métodos más frecuentemente utilizados con el resto de las plantas que viven en lugares más accesibles. En este artículo mostramos una serie de metodologías para el inventario y seguimiento de flora rupícola amenazada, aplicado de forma exitosa a 20 plantas de la flora de Aragón, el 15% de la flora catalogada de esta Comunidad Autónoma.

El objetivo de la puesta a punto de este conjunto de métodos es desarrollar un programa de seguimiento de poblaciones de flora que permita:

- Recoger o actualizar datos demográficos básicos relativos a la corología, área de ocupación y tamaño poblacional
- Obtener información demográfica que sea repetible en el tiempo, de manera que permita detectar cambios temporales en los parámetros poblacionales básicos
- Aplicar medidas de gestión enfocadas a los problemas reales específicos de cada población y asignar prioridades de conservación según los criterios de la UICN.

Descripción de la metodología y ejemplos de aplicación

Se trata de una división jerárquica con 3 niveles, según la intensidad del esfuerzo realizado y el ámbito espacial abarcado. Todas las especies que son censadas (nivel 2) deben haber sido prospectadas sobre el terreno (nivel 1), y todas las poblaciones que se sigan a nivel de individuos (nivel 3) deben haber sido censadas (nivel 2) y prospectadas (nivel 1).

Nivel 1. Distribución y área de ocupación de las poblaciones

El objetivo es conocer el número de poblaciones existente, su ubicación y delimitación precisa, así como algunos aspectos sobre su hábitat.

Método 1: prospección básica

Requerimientos

- Pliego de herbario, cita bibliográfica u oral en el territorio que se estudia

- Hábitat muy específico y fácilmente identificable y localizable para poder extender las búsquedas a lugares en los que no se haya citado.

Procedimiento

- Localización de las poblaciones conocidas y/o citadas en la bibliografía, sobre cartografía detallada y/o fotografía aérea
- Delimitación precisa sobre base cartográfica de las áreas con presencia y ausencia del taxón, así como áreas no prospectadas pero con condiciones ecológicas potencialmente favorables para su desarrollo. Mediante trabajo de campo se delimita la posición de los grupos o manchas donde se observa la especie, y se estima el área de ocupación
- Tamaño poblacional: es muy conveniente aprovechar la visita para estimar el número de individuos totales (o reproductores) en términos de órdenes de magnitud (decenas, centenas, millares...)
- Ficha poblacional: hábitat principal y hábitat secundario, especies acompañantes potencialmente competidoras, dinámica de la comunidad vegetal, procesos que condicionan el hábitat, descripción de las amenazas: factores reales y potenciales, y efectos previstos (fragmentación, reducción, declive, etc.).

Ejemplos

El uso de este método en 14 especies rupícolas de Aragón ha resultado en la modificación del número de cuadrículas (UTM de 1 km²) en 14 de las 33 poblaciones estudiadas: 9 han visto aumentado el número (de 1 a 7 cuadrículas más) y 5 lo han visto reducido (de 1 a 2 cuadrículas menos). Además, en 6 de las 19 poblaciones que mantienen el número de cuadrículas UTM se ha tenido que corregir la ubicación de algunas de ellas. El ejemplo más destacable corresponde a *Petrocoptis montsicciana* en los alrededores del Congost de Monrebei, donde la prospección básica comenzada en 1998 y repetida en 2006 por los Agentes de Protección de la Naturaleza ha resultado en el aumento de 9 cuadrículas UTM conocidas a 16 en la actualidad.

Mediante el uso de polígonos cartografiados sobre mapas a escala 1:10.000 o 1:25.000 (o delimitados con GPS), el resultado más generalizado (y lógico) ha sido la reducción del área de ocupación respecto al estimado según número de cuadrículas. El método clásico de la suma de cuadrículas UTM de 1 km de lado sobreestima unos *dos órdenes de magnitud* el resultante mediante polígonos para el caso de especies rupícolas (media \pm sd: 446 \pm 546; n= 33 poblaciones analizadas). En la figura 1 se puede observar la diferencia de resultados según el método empleado en una población de *Saxifraga cotyledon* (Figura 1).

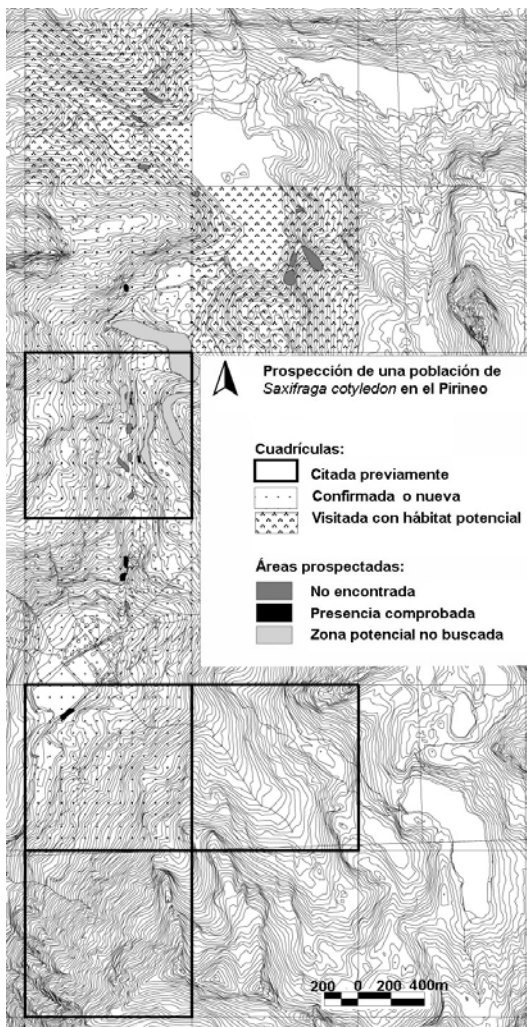


Figura 1. Cartografía de *Saxifraga cotyledon* en un valle del Pirineo aragonés. Una prospección detallada en campo ha permitido confirmar su presencia en dos cuadrículas de 1 km de lado, detectar su presencia en otras dos próximas, su ausencia en otras dos vecinas, y la localización de importantes superficies de hábitat potencial que deberían ser prospectadas en detalle. Se observa el pequeño tamaño de las manchas ocupadas en relación con las cuadrículas UTM de 1 x 1 km.

Figure 1. Cartography of Saxifraga cotyledon in a Pyrenean valley. The detailed prospection in the field allowed confirmation of its presence and absence in new areas besides the cited ones, and revealed delimiting some other potential habitat areas were it should be looked for. Note the small size of the patches occupied in relation to the standard 1km² UTM squares.

Las prospecciones realizadas en campo han permitido mejorar y precisar la caracterización del hábitat de las especies, identificándose áreas de hábitat potencial donde realizar nuevas prospecciones. Esta aproximación se puede realizar para muchas otras plantas mediante SIG; sin embargo, la resolución de este método puede no ser válida para plantas rupícolas, que precisan de información registrada a escala mucho más detallada y que ocupan superficies que no se pueden representar mediante proyecciones ortogonales, por lo que solo puede obtenerse de forma presencial.

Nivel 2. Censo de poblaciones

El objetivo de este nivel es determinar el tamaño poblacional, y si es posible también la estructura (proporción de plántulas, juveniles y reproductores por ejemplo). Conviene que el método de censo utilizado se pueda repetir a lo largo del tiempo, para poder detectar tendencias en la dinámica de las poblaciones a partir de la comparación de censos tomados en diferentes momentos.

Método 2: Prismáticos y factores de corrección

La imposibilidad de realizar un recuento directo de todos y cada uno de los individuos debido a la inaccesibilidad de buena parte de las poblaciones obliga a utilizar un método de estimación, que en nuestro caso se basó en la obtención de factores de corrección, según la relación entre el número de individuos observados a distancia mediante prismáticos y catalejo y el recuento real en pequeñas zonas accesibles.

Requerimientos

- Áreas accesibles donde sea posible hacer tanto un recuento directo de todos los individuos presentes, como uno indirecto a cierta distancia
- Se debe llevar a cabo por más de una persona.

Procedimiento

- Selección de varias áreas con presencia de la especie, donde exista al menos una fracción poblacional accesible para el observador (suele corresponder a la franja inferior del roquedo), ya que puede ser necesario “tocar las plantas” para realizar un recuento tras identificarlas de forma individual (con frecuencia lo que parece una sola planta corresponde a grupos de individuos muy próximos, y pueden incluir también minúsculas plántulas). Siempre que sea posible es reco-

mendable apuntar el tipo de planta o su estado reproductor, para posteriormente poder calcular las frecuencias relativas de plántulas, vegetativos y reproductores (estructura por estados)

- Búsqueda y recuento de “unidades visuales” en la misma zona accesible, y posteriormente por todo el área de ocupación, mediante prismáticos o telescopio (Figura 2). Anotación mediante GPS del punto o puntos desde los que se han realizado los recuentos a distancia de las “unidades visuales”
- Cálculo y aplicación de los factores de corrección (FC). En cada área prospectada según los dos métodos anteriores (de cerca y a distancia), se calcula el cociente entre el recuento directo (total de ejemplares registrados de cerca) y el número de unidades visuales (a distancia). El FC medio obtenido (o la media si son varios) se multiplica después por el total de unidades visuales registradas para el conjunto del núcleo o población. Si no se han podido obtener FC por la completa



Figura 2. Método del factor de corrección (FC) aplicado a un núcleo poblacional de *Androsace pyrenaica*: censo con prismáticos y recuento completo de plantas en la misma superficie, delimitada por una línea blanca.

Figure 2. Correction factor method (FC) used in a population patch of *Androsace pyrenaica*: census with binoculars and recording of all plants in the same area (delimited by a white line).

inaccesibilidad del núcleo estudiado, se puede utilizar una media de los calculados en el resto de la población

- Diferentes FC. En ocasiones hay sectores del roquedo mucho más alejados y poco visibles que otros, y áreas con mayor o menor densidad de plantas. Por ello, se pueden calcular varios factores de corrección para diferentes condiciones de observación (distancia, resolución...), definiendo explícitamente dichas condiciones, o aplicar medias ponderadas de los FC.

Ejemplo: Androsace pyrenaica

En junio de 1998 se censaron 17 poblaciones de *Androsace pyrenaica* repartidas por el Pirineo central mediante la estimación de unidades visuales y el cálculo de FC. Tras localizar una población mediante prismáticos o telescopio, se realizó un primer recuento a larga distancia (con prismáticos si se encontraba entre 40 y 200 m y con telescopio si estaba a más de 200 m), registrando este dato como "distancia 2". A una distancia menor (hasta 10 m sin óptica adicional y entre 10 y 40 m con prismáticos, desde donde se podía apreciar el estado reproductor o vegetativo de los individuos) se realizó un segundo recuento, registrado como "distancia 1". Ambos recuentos se

Tabla 1. Factores de corrección (FC) para obtener censos fiables del número de individuos en cada población de *Androsace pyrenaica* estudiada. FC1 y FC2 se obtienen de dividir el censo real a distancia 0 entre los valores obtenidos a distancia 1 y 2 respectivamente. En algunos casos solamente se ha podido medir en uno de los dos tipos de distancia, por lo que solo se ha obtenido uno de los dos tipos de FC.

Table 1. Correction factors (FC) used to obtain reliable censuses of number of individuals in each studied population of Androsace pyrenaica. FC1 and FC2 are obtained dividing the actual census at distance 0 among the values obtained at distances 1 and 2 respectively. In some cases only has been possible to measure at one of the two types of distance, so only one of the two types of FC has been obtained.

Población	Distancia 0	Distancia 1	Distancia 2	FC1	FC2
Barbarisa	11		5		2,2
Barbarisa	21	10		2,1	
Lago Ribereta	81	42	22	1,9	3,7
Aigüeta de la Ball	77	46	20	1,7	3,9
Aigüeta de la Ball	75	25		3	
Barleto	50	25		2	
Barranco Pardinas	77	47	19	1,6	4,1
Barrosa	36	19		1,9	
Barrosa	67		13		5,2
Sestrales	132	27		4,9	
La Mota	40	19	9,5	2,1	4,2
La Coma	70	30,5	12,5	2,3	5,6

llevaron a cabo sobre la misma área definida previamente, accesible desde la base del roquedo. Por último, acercándose a ella se contaron directamente todos los ejemplares presentes. De esta forma se obtuvieron tres recuentos de una misma área, con los cuales se calcularon dos FC según la relación existente entre los censos a distancia y el realizado junto a las plantas. Este método se aplicó a 12 núcleos diferentes para los cuales se obtuvieron los factores de corrección que se detallan en la Tabla 1.

Como se observa en dicha tabla, el FC1 calculado en la población de Sestrales difirió considerablemente del resto de los valores: según un test de individuos sospechosos, este valor es significativamente distinto al de la media del resto de las observaciones ($t_{8\text{ gl}} = 20,84$, $p < 0.005$). Eliminando este valor se obtiene un FC1 medio de 2,1 ($n = 9$ núcleos), que es el que se ha utilizado para estimar el número de ejemplares en las poblaciones sin cálculo de FC. El FC2 medio fue de 4,1, calculado a partir de 7 núcleos. Los coeficientes de variación para estos índices fueron de 19,6% y 26,7%, respectivamente, lo que no indica una excesiva dispersión y por tanto da cierta confianza sobre el uso de la media para áreas inaccesibles.

Las estimas obtenidas mediante este método, sumadas a las de otras 9 poblaciones visitadas cuyo tamaño aproximado fue proporcionado por anteriores visitantes (FERRÁNDEZ *et al.*, 1993; SÁINZ-OLLERO *et al.*, 1996 y FERRÁNDEZ, com. pers.), dio como resultado final 17.551 individuos para las 26 poblaciones conocidas, lo que supuso un incremento del 80% sobre la anterior estima (SÁINZ-OLLERO *et al.*, 1996).

Método 3: Densidad y área de ocupación

Cuando las dimensiones de la pared y la ubicación excesivamente alejada de los puntos de observación a la misma impiden detectar individuos de las plantas mediante medios ópticos, la presencia y abundancia pueden estimarse en función de las observaciones de hábitat potencial, densidad de individuos en puntos concretos y regularidad de presencia en los puntos accesibles.

Requerimientos

- Accesibilidad a alguna franja del roquedo donde determinar la densidad de individuos
- Existencia de algún lugar desde donde tomar una fotografía perpendicular al roquedo, y al menos dos puntos en el roquedo fácilmente identificables, que sirvan de referencia de coordenadas geográficas

- Se debe tener una idea de la regularidad de la presencia de la especie en el roquedo.

Procedimiento

- Muestreo de la densidad. Durante el recorrido de las zonas accesibles del roquedo se cuentan los individuos presentes y la superficie donde aparecen. Si es posible se diferencian plántulas, individuos reproductores y vegetativos. Es importante anotar en cada sector algunas características ecológicas generales tales como especies acompañantes, microtopografía, etc. Se obtiene así un conjunto de datos de densidad asociada a cada microambiente, y una definición del hábitat potencial dentro del roquedo
- Fotografía perpendicular a escala. Desde el punto que se tenga una visión más perpendicular del roquedo, se realiza una fotografía del mismo con alta resolución. En esta fotografía debe de incluirse toda la superficie de hábitat potencial que se asume ocupada por la especie y al menos dos puntos fácilmente reconocibles en fotografía aérea o en mapas topográficos
- Calibración de la fotografía. Utilizando un Sistema de Información Geográfica, se mide la distancia existente entre dos puntos de referencia elegidos en la fotografía que previamente han sido georreferenciados. Conocida esta distancia, se modifica la resolución de la fotografía para que al ser incorporada a un SIG como imagen, la medición de distancia entre los dos puntos de referencia de la fotografía se corresponda con la distancia real
- Estimación del tamaño poblacional. Sobre la fotografía resultante anterior se digitalizan las superficies de hábitat potencial, que se asumirá corresponden al área de ocupación, y ésta se multiplica por la densidad media obtenida para estimar el tamaño de la población. Si se detecta fuerte heterogeneidad topográfica, especialmente si se observan áreas con muy distintas densidades de plantas, conviene realizar el cálculo de las densidades y las áreas de ocupación por separado y estimar los tamaños poblacionales de forma ponderada.

Ejemplo: Androsace cylindrica subsp. willkommii

El roquedo en el que habita la única población conocida de *Androsace cylindrica* subsp. *willkommii* es de grandes dimensiones (Peña Oroel), y tanto su posición alejada y elevada sobre una llanura (lo que obligaba a realizar recorridos junto a la pared sin ninguna perspectiva a cierta distancia) como el

pequeño tamaño de las plantas impedían aplicar el método de prismáticos y factores de corrección descrito anteriormente.

Se trabajó en 12 puntos de la pared de la cara norte de la montaña a los que se pudo acceder. Ocho puntos de muestreo se encontraban dentro de una



Figura 3. Imagen de la cara norte de la Peña Oroel (Jaca, Huesca) utilizada para calcular el área de ocupación de la única población conocida de *Androsace cylíndrica* subsp. *willkommii*. Las flechas indican los lugares en los que se ha muestreado la densidad (dos puntos de muestreo más quedan fuera del campo de visión de la imagen). Los triángulos indican la cima y la antecima, utilizados como referencia para calibrar la imagen.

Figure 3. View of the north face of Peña Oroel (Jaca, Huesca), used to calculate the occupancy area of the only known population of Androsace cylíndrica subsp. willkommii. The arrows point at the places where the density was sampled. Triangles are located on two top places, used as references to calibrate the picture.

misma cuadrícula UTM de 1 × 1 km situada al este, y otros cuatro en la cuadrícula oeste (véase Figura 3), siendo las densidades obtenidas (media ± s.d.) de $0,30 \pm 0,14$ ind./m² y de $1,19 \pm 0,61$ ind./m² respectivamente. Además de estas importantes diferencias en la densidad de individuos, durante el muestreo se comprobó la gran especificidad en el microhábitat (solamente aparecían plantas en extraplomos), y la gran regularidad en la ocupación de dicho hábitat (presente en todos a los que se pudo acceder). La fotografía perpendicular a la pared se tomó a unos 7 km, aprovechando una nevada intensa que cubrió la pared en todas sus partes inclinadas y verticales, quedando los extraplomos sin cubrir por la nieve (Figura 3).

La estimación de tamaño poblacional para la cara norte fue de 22.604 individuos en el sector oeste y de 8.812 individuos en el sector este. Al total así obtenido se le sumaron los 19 individuos encontrados en el Barranco Fondo (en otra vertiente de la montaña) y censados por conteo directo, donde se consideró prospectado todo el hábitat potencial disponible. De esta manera, se estimó un tamaño poblacional total de 31.435 individuos.

Método 4: Rápel

Cuando existen partes inaccesibles de la población en las que es de gran interés la toma de datos muy precisos es necesario recurrir a técnicas de escalada.

Requerimientos

- Experiencia en técnicas de escalada
- Existencia de puntos fácilmente accesibles en los que anclar con la máxima seguridad las sujeciones de las cuerdas.

Procedimiento

- Inspeccionar visualmente la pared desde un punto lo más perpendicular posible, identificar “núcleos” de la especie con prismáticos, y diseñar las líneas por las que pueden deslizarse las cuerdas
- Instalar los anclajes y descender con los sistemas de máxima seguridad, deteniéndose al pasar junto a los ejemplares. Con una leve oscilación se

Tabla 2. Resultados de los censos de *Borderea chouardii* mediante rápel. Los valores corresponden a la media de tres años (2001 a 2003). **N**: número de individuos censados; **% rep**: porcentaje de reproductores; **sex ratio**: cociente machos / hembras.

Table 2. Results of Borderea chouardii censuses by means of rappel. Values correspond to the mean from three years (2001 to 2003). N: number of individuals; % rep.: percent of reproductives; sex-ratio: male/female ratio.

	N	% rep	sex ratio
Rápel a	101	73,61	2,00
Rápel b	37	70,99	2,50
Rápel c	101	65,25	5,92
Rápel d	81	73,58	3,08
Rápel e	134	54,23	3,88

puede recorrer algún metro a izquierda y a derecha de la línea recta que marca la cuerda

- La proximidad a los individuos permite realizar un recuento directo diferenciando los posibles estados de las plantas.

Ejemplo: Borderea chouardii

En la única población conocida de *Borderea chouardii*, aproximadamente el 90% de las plantas son inaccesibles por encontrarse en grietas y extraplomos a gran altura. Dado que la especie se considera prioritaria según diversos catálogos oficiales, era necesario un censo altamente fiable y la recolección de semillas que se “pierden” de forma natural, para lo cual se realizaron cinco líneas de rápel entre 2001 y 2003 en las áreas más inaccesibles. Se trata de una especie dioica, por lo que durante el recuento se diferenciaron tres estados: machos, hembras y vegetativos (Tabla 2).

Mediante este método se han llegado a censar 507 individuos, lo cual supone al menos una décima parte del total de la población, estimada entre 3.800 – 5.100 con el método de prismáticos y factores de corrección.

Nivel 3. Seguimiento individual

Generalmente el nivel 2 se reduce a la estima o al recuento indiscriminado de todas las plantas presentes, de manera que no es posible atribuir los cambios de tamaño poblacional entre años a ninguna razón concreta. En el caso de una población de la que se sabe que ha decrecido un 20% según dos censos anuales, por ejemplo, no es posible reconocer qué elementos han sido los responsables de tal retroceso. Éste puede haberse debido a una falta de reclutamiento durante el segundo año de estudio, a una mortalidad masiva de plántulas reclutadas el año anterior, a una mortalidad inusual de individuos reproductores, etc. Las tasas de fecundidad y mortalidad suelen diferir con la edad o el estado de los individuos, por lo que sólo conociendo el comportamiento individual podremos desentrañar los procesos responsables de la dinámica poblacional.

Método 5: marcaje de individuos y/o cuadrados colgantes

Requerimientos

- Acceso directo a varias decenas, a ser posible centenares, de plantas

- Mayor esfuerzo de tiempo respecto a los métodos anteriores, ya que requiere marcaje o mapeo individualizado, con la suficiente precisión y permanencia como para que las plantas puedan ser relocalizadas en años sucesivos.

Procedimiento

- La instalación de alguna clavija en la roca servirá para colocar de forma vertical cuadrados con rejilla. Una foto anual en cada una de ellas y/o la realización a mano alzada de un mapa con la posición de cada una de las plantas contenidas en los cuadrados, serán de gran ayuda para la identificación individual sin la necesidad de marcajes individuales extensivos
- En caso de dificultad para el uso de estos cuadrados es necesario recurrir al marcaje individual, para lo que puede procederse de diversas formas: a) escritura de un número sobre la roca junto a la planta, con rotulador indeleble o lapicero, b) marcaje mediante etiquetas numeradas si la planta tiene alguna parte leñosa a la que ajustar dichas etiquetas, c) adherencia a la roca de una etiqueta plástica numerada (por ejemplo mediante el sistema "DYMO") mediante silicona, fuerte pegamento, o masilla de reparación de trabajos de piedra en exteriores, d) fotografía digital de alta resolución que permita la identificación certera de todos los individuos contenidos en la parcela. En cualquier caso siempre es conveniente realizar un mapa aunque sea esquemático, de la posición espacial de los cuadrados, así como marcar algunos de los individuos de forma permanente, que servirán como referencia y seguro en caso de pérdida de otros sistemas de relocalización
- Cada individuo puede así ser localizado en visitas posteriores, registrándose su supervivencia o mortalidad, tamaño y fecundidad, así como cualquier otra incidencia como la predación, aparición de nuevas plántulas entre las plantas ya establecidas, etc. Este tipo de información es necesaria en el caso de querer conocer en profundidad las diferencias de comportamiento entre plantas de distintos tamaños, estados, o en distintas condiciones ecológicas, así como de haberse previsto el desarrollo de modelos demográficos de poblaciones estructuradas, como los conocidos análisis de viabilidad poblacional (PVA).

Ejemplo: Borderea chouardii

Si hay algo singular en la dinámica de plantas rupícolas es la dificultad para la dispersión de semillas, que debe luchar contra el efecto de la gravedad para que el reclutamiento de nuevos individuos tenga lugar en las escasas

grietas y repisas disponibles, y sin el cual es imposible mantener la población a largo plazo. Cabe preguntarse, por tanto, por el balance entre la mortalidad de plantas establecidas y reclutamiento, y las consecuencias del éxito o fracaso de un sistema tan dificultoso.

El seguimiento durante una década de cientos de individuos de *Borderea chouardii*, exclusiva de paredes verticales y extraplomadas, permite descubrir algunos de esos patrones. En esta planta dioica las hembras realizan un giro de los pedicelos de las flores para intentar insertar los ovarios recién fecundados en el interior de alguna grieta próxima, y sólo el 38% de las 140 hembras en seguimiento resultaron ser capaces de finalizar el desarrollo de alguno de sus frutos en el interior de alguna grieta a lo largo de una década. De esta forma sólo el 6,6% del total de frutos producidos (N=1.719) tuvieron la oportunidad de dispersar las semillas en su interior, a escasos centímetros de la planta madre.

Gracias al marcaje de las nuevas plántulas, se ha podido comprobar que solamente el 53% de éstas han aparecido en el mismo lugar donde la madre sembró las semillas, lo que significa que una de cada dos plántulas aparecidas proviene de una semilla que ha viajado y se ha dispersado secundariamente, hasta germinar en un lugar alejado de cualquier madre. Los mecanismos para esta dispersión secundaria son difíciles de conocer y cuantificar; sin embargo, nuestras observaciones indican que las semillas pueden tanto “descender” por la red de canalículos internos en la roca gracias a las filtraciones de agua, como “ascender”, probablemente gracias al transporte por hormigas (las semillas son oleaginosas). No obstante, la dispersión secundaria no parece ser muy exitosa puesto que sólo el 37% sobrevivieron al primer año, frente al 81% de las aparecidas junto a la madre (N=16 en ambos casos; se trata de todas las plántulas observadas durante una década en las zonas de estudio).

Para el conjunto de la población, la tasa de reclutamiento fue de tan solo el $0,06 \pm 0,03$ (media \pm sd por año y madre). Este valor tan bajo empieza a verse contrarrestado por una elevada e inusual supervivencia durante el primer año de vida ($77\% \pm 20\%$; media entre años \pm desviación típica, calculada a partir de las plántulas de origen natural y de las aparecidas por siembras manuales), que se incrementa considerablemente en individuos juveniles de más de un año ($95\% \pm 4\%$), y se convierte en extraordinariamente alta en hembras adultas ($99,2\% \pm 1,5\%$). Aunque la probabilidad de muerte de estas últimas parece ser mayor que la de machos adultos ($0,96\%$ frente a $0,58\%$; tasas obtenidas a partir de 416 y 861 eventos anuales de supervivencia o mortalidad registrados), las diferencias son muy pequeñas y estadísticamente no significativas como para considerar que sufren una mayor mortalidad (Test exacto de Fisher: $p=0,33$). En cualquier caso, las bajas

tasas de mortalidad tienen como consecuencia una elevada longevidad, estableciéndose en esta especie por encima de los 300 años según tanto modelos demográficos como características morfológicas de los tubérculos (GARCÍA *et al.*, 2002; GARCÍA, 2003).

Discusión

Distribución y área de ocupación de las poblaciones

El método clásico para la determinación de la distribución de las poblaciones de plantas se basa en la presencia de la especie en cuadrículas UTM de 10 x 10 km o de 1 x 1 km, y ejemplo de ello son las grandes bases de datos de biodiversidad de flora de la Península Ibérica (BIOCAT, ANTHOS, Atlas de Flora de Aragón...). Sin embargo, tan valiosa es la información de presencias como de ausencias cuando se trata de inventariar la biodiversidad. La prospección sistemática del territorio por cuadrículas de tamaño algo menor que 1 x 1 km (500 x 500 m ó 100 x 100 m), indicando presencias y ausencias ya está realizándose (KEITH, 2000; IRIONDO *et al.*, 2003), y según nuestra experiencia con plantas rupícolas, con un adicional soporte técnico fácilmente disponible (GPS, ortofotos, topografía detallada), es posible representar los resultados de las prospecciones de una forma explícita mediante polígonos que se ajustan a los “parches” de hábitat realmente ocupados, desocupados o disponibles. Las ventajas de este método de prospección básica son que permite gestionar los usos que pueden afectar a las poblaciones con mayor precisión (VILCHES & RODRÍGUEZ, 2005), elaborar modelos de selección de hábitat mediante GIS (DRAPER *et al.*, 2003), y utilizar el dato de área de ocupación para estimar el tamaño poblacional en el caso de hábitats con pendientes bajas a moderadas.

La información recogida mediante este método permite además realizar un seguimiento temporal básico de la extensión de las poblaciones y evaluar su estado de conservación mediante algunos criterios de la UICN (UICN, 2001). De hecho, el seguimiento de poblaciones de *Androsace pyrenaica*, *Petrocoptis pseudoviscosa* y *P. montsicciana* que habían sido prospectadas inicialmente por nosotros en los años 1998 y 1999, y continuado posteriormente por parte de Agentes de Protección de la Naturaleza en 2005, ha permitido confirmar la presencia de todos los núcleos poblacionales, corregir la ubicación y extensión de algunos de ellos, y descubrir nuevas poblaciones.

Estimación del tamaño poblacional

El tamaño poblacional es un parámetro de gran importancia para evaluar el estado de conservación o el riesgo de extinción de una población (MATTHIES *et al.*, 2004; BROOK *et al.*, 2006). El recuento directo de todos los individuos, o la estimación mediante métodos de muestreo que tienen en cuenta la heterogeneidad espacial de la población en pocas ocasiones es posible para el caso de las plantas rupícolas, donde generalmente sólo una pequeña parte es accesible (SUTHERLAND, 1996; RICH *et al.*, 2005). Para ello hemos aplicado algunos métodos de estimación utilizando accesorios ópticos (binoculares, telescopio), técnicas de escalada, o fotografías de las paredes.

Recomendamos el método de *prismáticos y factores de corrección* siempre que sea posible, ya que se prospecta toda la superficie con presencia de plantas. El método de *densidad y área de ocupación* asume que todo el hábitat potencial está ocupado por la población, lo cual a menudo no es fácilmente comprobable. El *rápel* es un método que presenta muchas limitaciones a la hora de realizar censos de especies rupícolas, pues requiere de conocimientos y materiales relativamente sofisticados y es lento de realizar. Si bien es útil para recuentos directos, obtener material biológico (MATTHES-SEARS, 1999; MCMILLAN & LARSON, 2002), y para acceder a individuos de especies de gran tamaño (KELLY & LARSON, 1997), el censo de las poblaciones es siempre parcial y difícilmente repetible. Combinado con la utilización de *cuadrados colgantes*, sin embargo, permite no sólo detectar evoluciones temporales sino también acceder al nivel 3 (seguimiento individual).

Nuestros resultados en 4 especies indican que las estimaciones realizadas tras aplicar estos métodos siempre han incrementado los tamaños poblacionales estimados visualmente (hasta en un 370% en algunas de las especies más prioritarias como *Petrocoptis pseudoviscosa*, véase GARCÍA *et al.*, 2002), lo que siempre es una buena noticia para la conservación.

La repetición de censos en el tiempo es una aproximación necesaria cuando se pretende conocer la tendencia poblacional. Cuantos más censos se realicen, o lo que es lo mismo, cuanto más larga sea la serie temporal, mejor será el conocimiento de la dinámica de la especie, ya que no solo se determinará la tendencia general sino también su variabilidad temporal, otro de los factores que más pueden afectar al riesgo de extinción poblacional (MENGENS, 1992; BOYCE *et al.*, 2006).

Seguimiento detallado

A pesar de estar frecuentemente catalogadas como amenazadas por su restringida área de distribución, las especies rupícolas apenas han sido

estudiadas desde un punto de vista de dinámica poblacional. Probablemente esto se debe tanto al esfuerzo que supone como a la inaccesibilidad de sus poblaciones. Recientes estudios demográficos detallados están demostrando tanto una gran longevidad (LARSON *et al.*, 2000; GARCÍA *et al.*, 2002; FORBIS & DOAK, 2004) como una inusual estabilidad demográfica y resiliencia en especies localizadas en estos hábitats (MORRIS & DOAK, 1998; PICÓ & RIBA, 2002; GARCÍA, 2003), lo que en parte ayuda a entender la antigüedad de muchas de estas especies relictas, y en parte permite albergar esperanzas sobre su capacidad para persistir en el futuro si su hábitat no se altera.

La longevidad, consecuencia de unas bajas tasas de mortalidad, está ligada a dinámicas muy estables, y es un buen seguro de vida para especies que viven en hábitats difíciles pero poco competitivos y con escasas perturbaciones. Esa estabilidad poblacional hace que la importancia del “fracaso” de parámetros como los reproductivos se diluya. Factores negativos como una predación ocasional de estructuras reproductivas, un bajo éxito en el cuajado de frutos, escasa dispersabilidad de sus diásporas, o reducida presencia de plántulas, adquieren otra dimensión cuando se registran tasas de supervivencia muy elevadas. Son pocas las oportunidades que estos medios rupícolas brindan a las especies que allí viven, y por ello es lógico que sólo especies muy longevas, que disponen de mucho tiempo de vida para autorreemplazarse mediante el reclutamiento, hayan podido permanecer en dichos ambientes. La información disponible hasta la fecha sugiere que nos encontramos ante un grupo de especies cuya dinámica es muy estable y altamente independiente del reclutamiento, pero también y por ello, donde la muerte de alguno de los individuos ya establecidos tiene una trascendencia muy superior a la de otras plantas de más corta vida.

Implicaciones para la gestión de la flora amenazada de Aragón

La aplicación de estos métodos en las poblaciones de especies rupícolas de flora amenazada en Aragón ha permitido valorar su amenaza una vez incluidas en el Catálogo de Especies Amenazadas de Aragón (ANÓNIMO, 1995a) y diseñar planes de gestión para este grupo de especies que comparten un hábitat marginal como el rupícola.

Así, el mejor conocimiento de parámetros como el número de poblaciones y el número de individuos mediante algunos de los métodos descritos ha propiciado que se modifiquen las categorías de amenaza de *Androsace pyrenaica* (de “En peligro de extinción” a “Vulnerable”), *Petrocoptis*

montsiciana (de “Sensible a la alteración de su hábitat” a “Vulnerable”) y *P. pseudoviscosa* (de “Sensible a la alteración de su hábitat” a “Vulnerable”) (ANÓNIMO, 2004).

El decreto que regula el Catálogo de Especies Amenazadas declara la necesidad de realizar planes de gestión para las especies catalogadas. Aragón fue la primera Comunidad Autónoma en publicar un Plan de Recuperación oficial para una especie de flora en Europa, concretamente para una especie rupícola: *Borderea chouardii* (ANÓNIMO, 1995b). En cumplimiento de dicho Plan se ha llevado a cabo un seguimiento detallado con *marcaje de individuos* de una muestra de su única población, y los resultados obtenidos de los modelos de dinámica poblacional han permitido dirigir las líneas de gestión hacia el aspecto crucial de su demografía: la supervivencia de las hembras. Dicho seguimiento ha servido para detectar una capacidad de regeneración sexual extremadamente baja, por lo que otra de las líneas de gestión está siendo el reforzamiento poblacional y la fundación de nuevas poblaciones a partir de semillas que de forma natural se “pierden” por fracaso de la autosiembra.

La elaboración de planes conjuntos de varias especies se incluyó como posibilidad legal recientemente en Aragón (ANÓNIMO, 2005). En esta línea se han realizado en 2005 los trabajos previos para un plan conjunto de especies rupícolas amenazadas de Aragón, donde se han incluido 29 especies (el 20% de las especies de flora catalogadas). Para 20 de estas especies se ha contado con información básica tomada sistemáticamente conforme a la metodología de *prospección básica*, lo cual ha permitido: a) acotar ámbitos geográficos de aplicación del Plan con precisión suficiente, b) proponer medidas ajustadas a la problemática real de las poblaciones y sus hábitats y c) establecer el sistema de seguimiento y vigilancia que deberá ser llevado a cabo por Agentes de Protección de la Naturaleza y personal especializado.

La aplicación de los diferentes métodos presentados, desarrollados *ad hoc* para plantas rupícolas, ha permitido obtener la información necesaria para catalogar y gestionar estas singulares especies de alto valor biológico. La objetividad es clave para la gestión de la biodiversidad, y no es posible sin el uso de métodos eficaces y estandarizados. La gestión de la flora amenazada, donde se incluyen especies con muy diversas casuísticas y prioridades, requiere distintas intensidades y aproximaciones, para lo cual es muy conveniente disponer de un conjunto de métodos entre los que elegir en función de las necesidades y disponibilidad de recursos.

Agradecimientos

La realización de los estudios en los que se han aplicado las metodologías que se presentan aquí ha sido financiada en su mayoría por el Gobierno de Aragón, a través del proyecto LIFE 96 NAT/E/3096 impulsado por Julio Guiral, y otros proyectos de continuación dirigidos por Javier Puente y Manuel Alcántara. Han sido muchas las personas que de una u otra forma han participado o contribuido al desarrollo de estos estudios y proyectos, pero queremos agradecer especialmente la ayuda de Arancha Campo, José Luis Benito y los Agentes de Protección de la Naturaleza Javier Navas, Rubén Pueyo, José Luis Alejandre, Andrés Compairé, Luis Miguel Berzal y Jesús Ezquerria por su colaboración en los trabajos de campo.

Referencias

- ANÓNIMO (1995a). Decreto 49/1995 de 28 de marzo, Catálogo de especies amenazadas de Aragón. B.O.A. n° 42/1995.
- ANÓNIMO (1995b). Decreto 239/1994 de 28 de diciembre, de la Diputación General de Aragón, por el que se establece un régimen de protección para *Borederea chouardii* (Gaussen) Heslot y se aprueba el plan de recuperación.
- ANÓNIMO (2004). Orden de 4 de marzo de 2004, del Departamento de Medio Ambiente del Gobierno de Aragón, por la que se incluyen en el Catálogo de Especies Amenazadas de Aragón determinadas especies, subespecies y poblaciones de flora y fauna y cambian de categoría y se excluyen otras especies ya incluidas en el mismo.
- ANÓNIMO (2005). Decreto 181/2005, de 6 de septiembre, del Gobierno de Aragón, por el que se modifica parcialmente el Decreto 49/1995, de 28 de marzo, de la Diputación General de Aragón, por el que se regula el Catálogo de Especies Amenazadas de Aragón.
- BAÑARES, A. (1994). Recuperación de la flora amenazada de los Parques Nacionales Canarios. Metodología para su planificación y ejecución. *Ecología*, 8: 227-244.
- BAÑARES, A.; BLANCA, G.; GÜEMES, J.; MORENO, J. C. & ORTIZ, S. (Eds.) (2003). *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, 1.072 pp., Madrid.
- BOYCE, M. S.; HARIDAS, C. & LEE, C. T. (2006). Demography in an increasingly variable world. *TREE*, 21: 141-148.
- BROOK, B. W.; TRAILL, L. W. & BRADSHAW, C. J. A. (2006). Minimum viable population sizes and global extinction risk are unrelated. *Ecology letters*, 9: 375-382.

- DOMÍNGUEZ, F.; MORENO, J. C. & SÁINZ, H. (2003). Rarity and threat relationships in the conservation planning of Iberian flora. *Biodiversity and Conservation*, 12: 1861-1882.
- DRAPER, D.; ROSSELLÓ-GRAELL, A.; GARCÍA, C.; TAULEIGNE, C. & SERGIO, C. (2003). Application of GIS in plant conservation programmes in Portugal. *Biological Conservation*, 113: 337 - 349.
- FERRÁNDEZ, J. V.; SESÉ, J. A. & VILLAR, L. (1993). *Androsace pyrenaica* Lam. (Primulaceae): Planta endémica del Pirineo central. Corología, ecología y conservación. *Lucas Mallada*, 5: 93-100.
- FORBIS, T. A. & DOAK, D. F. (2004). Seedling establishment and life history trade-offs in alpine plants. *Amer. J. Bot.*, 91: 1147-1153.
- GARCÍA, M. B. (2003). Demographic Viability of a Relict Population of the Critically Endangered Plant *Borderea chouardii*. *Conservation Biology*, 17: 1672-1680.
- GARCÍA, M. B.; GOÑI, D. & GUZMÁN, D. (2000). *Estudio de viabilidad poblacional y riesgo de extinción de tres plantas amenazadas del Pirineo*. Diputación General de Aragón, Zaragoza.
- GARCÍA, M. B.; GUZMÁN, D. & GOÑI, D. (2002). An evaluation of the status of five threatened plant species in the Pyrenees. *Biological Conservation*, 103: 151-161.
- GUZMÁN, D.; GOÑI, D. & GARCÍA, M. B. (2000). *Estudio y conservación de seis especies de flora amenazada en Aragón, LIFE 1997 - 2000*. Diputación General de Aragón, Jaca.
- HEYWOOD, V. A. & IRIONDO, J. M. (2003). Plant conservation: old problems, new perspectives. *Biological Conservation*, 113: 321-335.
- IRIONDO, J. M.; ALBERT, M. J.; BAÑARES, A.; CRUZ, M. D. L.; DOMÍNGUEZ, F.; ESCUDERO, A.; GARCÍA, M. B.; GUZMÁN, D.; MARRERO, M.; MORENO, J. C.; SAINZ, H.; TAPIA, F. & TORRES, E. (2003). Metodología de obtención de datos en las poblaciones naturales. In A. BAÑARES; G. BLANCA; J. GÜEMES; J. C. MORENO & S. ORTIZ (Eds.): *Atlas y libro rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, 1072 pp., Madrid.
- KEITH, D. A. (1998). An Evaluation and Modification of World Conservation Union Red List Criteria for Classification of Extinction Risk in Vascular Plants. *Conservation Biology*, 12: 1076-1090.
- KEITH, D. A. (2000). Sampling designs, field techniques and analytical methods for systematic plant population surveys. *Ecological Management & Restoration*, 1: 125-139.
- KELLY, P. E. & LARSON, D. W. (1997). Effects of rock climbing on populations of presettlement eastern white cedar (*Thuja occidentalis*) on cliffs of the Niagara Escarpment, Canada. *Conservation Biology*, 11: 1125-1132.

- KERR, J. T. & DEGUISE, I. (2004). Habitat loss and the limits to endangered species recovery. *Ecology Letters*, 7: 1163-1169.
- LARSON, D. W.; MATTHES, U.; GERRATH, J. A.; LARSON, N. W. K.; GERRATH, J. M.; NEKOLA, J. C.; WALKER, G. L.; POREMBSKI, S. & CHARLTON, A. (2000). Evidence for the widespread occurrence of ancient forests on cliffs. *J. Biogeogr.*, 27: 319-331.
- MARGULES, C. R. & PRESSEY, R. L. (2000). Systematic conservation planning. *Nature*, 405: 243-253.
- MARRERO, M.; BAÑARES-BAUDET, A. & CARQUÉ-ALAMO, E. (2003). Plant resource conservation planning in protected natural areas: an example from the Canary Islands, Spain. *Biol. Conserv.*, 113: 399-410.
- MATTHES-SEARS, U. (1999). Community structure of endolithic and epilithic lower plants on Niagara Escarpment cliffs. *Leading Edge '99: Making Connections*, October 6 to 8, Burlington, Ontario, Canada.
- MATTHIES, D.; BRÄUER, I.; MAIBOM, W. & TWCHARNTKE, T. (2004). Population size and the risk of local extinction: empirical evidence from rare plants. *Oikos*, 105: 481-488.
- McMILLAN, M. A. & LARSON, D. W. (2002). Effects of Rock Climbing on the Vegetation of the Niagara Escarpment in Southern Ontario, Canada. *Conservation Biology*, 16 (2): 389-398.
- MÉDAIL, F. & VERLAQUE, R. (1997). Ecological characteristics and rarity of endemic plants from Southeast France and Corsica: implications for biodiversity conservation. *Biol. Conserv.*, 80: 269-281.
- MENGES, E. S. (1992). Stochastic modeling of extinction in plant populations. In P. L. FIEDLER & S. K. JAIN (Eds.): *Conservation Biology: the theory and practice of nature conservation, preservation and management*. Chapman & Hall, 253-275 pp., New York.
- MENGES, E. S. (2000). Population viability analyses in plants: challenges and opportunities. *Trends in Ecology and Evolution*, 15(2): 51-56.
- MENGES, E. S. & GORDON, D. R. (1996). Three levels of Monitoring Intensity for Rare Plant Species. *Natural Areas Journal*, 16 (3): 227-237.
- MORRIS, W. F. & DOAK, D. F. (1998). Life history of the long-lived gynodioecious cushion plant *Silene acaulis* (Caryophyllaceae), inferred from size-based population projection matrices. *Am. J. Bot.*, 85: 784-793.
- PICÓ, F. X. & RIBA, M. (2002). Regional-scale demography of *Ramonda myconi*: Remnant population dynamics in a preglacial relict species. *Plant Ecology*, 161: 1-13.
- RICH, T.; HACK, V. & McMEECHAN, F. (2005). Vascular plants. In D. HILL, M. FASHAM, G. TUCKER, M. SHEWRY & P. SHAW (Eds.): *Handbook of Biodiversity Methods (Survey, Evaluation and Monitoring)*. Cambridge University Press, 573 pp., Cambridge.

- SÁINZ-OLLERO, H.; FRANCO, F. & ARIAS, J. (1996). *Estrategias para la conservación de la flora amenazada de Aragón*. Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón, 221 pp., Zaragoza.
- SUTHERLAND, W. J. (1996). *Ecological Census Techniques: A Handbook*. Cambridge University Press, 336 pp., Cambridge.
- UICN (2001). *Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN: Versión 3.1*. UICN, 33 pp., Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido.
- VILCHES, J. & RODRÍGUEZ, C. (2005). Localización y seguimiento de flora amenazada y de interés en Andalucía. Comunicación Oral. *II Congreso de Biología de la Conservación de Plantas*, Jardín Botánico Atlántico, Gijón.
- VILLAR, L. & GARCÍA, M. B. (1989). Vers une banque de données des plantes vasculaires endémiques des Pyrénées. *Acta Biol. Mont.*, IX: 261-274.

ANEXO: CUADRO COMPARATIVO DE MÉTODOS DE INVENTARIO Y SEGUIMIENTO PARA ESPECIES RUPÍCOLAS

Nivel de seguimiento	Método	Parámetros que permite obtener	Ventajas	Inconvenientes	Indicaciones
Localización poblaciones (nivel 1)	1. Prospección básica	Actualización corológica Áreas de ocupación	Rapidez Integración en GIS Caracterización ecológica	Proyección en el plano de superficies verticales	Inventario básico Primeros datos Proyectos con numerosas especies/poblaciones
Censo (nivel 2)	2. Prismáticos y Factores de Corrección	Estimación N	Se cuenta solamente donde hay. Se accede visualmente a toda la población	Precisión variable. Es necesario un número elevado de puntos accesibles en los que calcular los Factores de Corrección	Terrenos escarpados con peñascos dispersos.
Censo (nivel 2)	3. Densidad y área de ocupación	Estimación N Área de ocupación más ajustada	El muestreo de la densidad no presenta dificultades. No requiere tener acceso visual a toda la población. Rapidez	Se cuentan como ocupadas superficies de hábitat potencial sin comprobar presencia. El muestreo de la densidad sesgado por puntos accesibles	Grandes paredes verticales. Especies de extraplomos.
Censo (nivel 2) Seguimiento detallado (nivel 3)	4. Rápel	Estimación N (parcial) Estructura poblacional	Detalle manipulabilidad. Acceso a zonas imposibles de otra forma.	Costoso. Limitación a una franja estrecha. Obtención de datos lenta.	Muestreo de características individuales de plantas grandes (árboles, arbustos). Muestreo de aspectos ecológicos de la comunidad de roquedo, como transectos.

Nivel de seguimiento	Método	Parámetros que permite obtener	Ventajas	Inconvenientes	Indicaciones
Censo (nivel 2)	5.	Densidad	Permite repetición en el tiempo para evolución N	Limitado a pocos sitios accesibles.	Medición de la densidad.
Seguimiento detallado (nivel 3)	Cuadrado colgante y/o Marcaje individual	Estructura poblacional Tasas vitales	Máxima precisión. Permite valorar la importancia del reclutamiento y realizar modelos estocásticos de viabilidad poblacional.	Obtención de datos lenta, se requieren varios años.	Combinación con fotografía ortogonal. Evaluación de riesgos de extinción y sensibilidad de la población de distintos factores de amenaza.