

ESTRATEGIA DE CONSERVACIÓN DE LOS RECURSOS FLORÍSTICOS EN EL PARQUE NACIONAL DEL TEIDE: INTEGRACIÓN ENTRE CIENCIA Y GESTIÓN.

Manuel Valentín Marrero Gómez

1. INTRODUCCIÓN

En principio, la conservación de la biodiversidad debe fundamentarse en dar prioridad a la preservación de los seres vivos en su hábitat natural. No obstante, este no ha sido el enfoque prioritario (ni siquiera secundario) en épocas pasadas, ya que los usos del territorio no estaban sujetos a un control enfocado a la conservación, sino que primaban otros intereses de carácter productivo. En la actualidad, fuera de espacios naturales protegidos, y en no pocas ocasiones incluso dentro de estos, sigue predominando dicha visión económico-productiva. Esto ha conducido a un escenario en el que muchos elementos bióticos han quedado reducidos a un estado relictual que prácticamente les avoca a la extinción. Para paliar esta situación, se pueden disponer diversas líneas de actuación, entre ellas la protección del territorio, con el fin de eliminar o controlar los factores de presión que condicionan los posibles procesos regresivos que inciden sobre la biota de un determinado lugar.

No obstante, en no pocas ocasiones, la mera protección unida al desalojo de las actuaciones perniciosas, no es suficiente. Por infinidad de motivos, el estado de regresión puede ser tal que prácticamente sea imposible la recuperación de una especie sin la ayuda del ser humano. Surge así, una perspectiva paralela a la protección territorial, de carácter específico, en la que se hace necesaria la concentración de esfuerzos sobre una especie concreta y actuar sobre ella hasta situarla en un nivel adecuado de conservación. En este contexto se encuentran los Planes de Recuperación y de Conservación, que si bien tienen un dilatado bagaje fuera de nuestro territorio, en España solo se consolidan con la ya derogada Ley 4/1989 de 27 de marzo, de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres, donde queda establecida su obligatoriedad para aquellas especies consideradas como en situación en Peligro de Extinción o Vulnerables dentro del Catálogo Nacional de Especies Amenazadas. Esta situación se ha mantenido a lo largo de los años, considerándose de igual manera en términos similares en la vigente Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad. Vemos así, que aunque la Administración desde 1987 tiene la obligación de confeccionar y ejecutar este tipo de documentos, hay que esperar casi 7 años hasta que vea la luz un Plan de recuperación enfocado a una especie vegetal (*Borderea chouardii*, C.A. Aragón) *aunque*, previamente ya habían sido aprobados varios Planes de Recuperación de extendidos a especies animales. Con el espíritu de evitar este tipo de dilaciones, la Ley 42/2007 impone a las Administraciones un plazo máximo de 3-5 años, pero 11 años después este tipo de documentos sigue teniendo escaso desarrollo en buena parte del País. Esto no es raro, ya que generalmente la redacción de un Plan de recuperación (o de Conservación), aparte de su correspondiente dotación económica, requiere de un profundo conocimiento del taxón o taxones hacia los que se enfoca, con el fin de poder determinar con exactitud qué factores (antrópicos o no) determinan el estado de regresión y poder instaurar medidas de gestión adecuadas para minimizar sus efectos.

En el caso concreto de las Islas Canarias la protección territorial es importante, con una importante Red de Espacios Naturales protegidos, que cubre alrededor del 40% del

territorio, albergando dichos Espacios Naturales poblaciones de la mayoría de las especies vegetales amenazadas. En Canarias, con un total de 138 taxones amenazados (83 en Peligro de Extinción y 55 Vulnerables), actualmente se encuentran aprobados 37 Planes de Recuperación (o Conservación), de los cuales 6 ejecuta el Cabildo Insular de Tenerife. Dos de estos planes, concernientes a sendos taxones considerados En Peligro de Extinción: *Stemmacantha cynaroides* y *Helianthemum juliae* se desarrollan dentro del Parque Nacional del Teide, a los que habría que unir un Programa de Conservación que sin tener anclaje jurídico definido incluye las actuaciones a desarrollar sobre *Bencomia extipulata*, un endemismo tinerfeño-palmero con idéntica categoría de amenaza.

La presencia de estas especies, sujetas a un delicado estado de conservación, no es extraña aún tratándose de un parque nacional. Así, aunque la gestión encaminada a la protección y conservación de los preciados recursos del Parque Nacional del Teide ha contribuido a la expansión y estabilización de algunas especies vegetales, debe tenerse en cuenta la incidencia actual de diversos factores de amenaza como los herbívoros introducidos (conejos, muflones), así como la herencia de actividades pretéritas (pastoreo, aprovechamientos forestales, etc.). Así, aún cuando hoy en día muchos de estos factores de amenaza han sido erradicados o debidamente controlados, son en gran medida causa de la fragmentación de algunos taxones cuyas poblaciones exhiben procesos de inestabilidad demográfica que hacen necesario el desarrollo de medidas concretas de conservación.

No obstante, estamos ante recursos bióticos de extrema sensibilidad. De esta forma, muchas actuaciones de conservación, *a priori* bien intencionadas, pueden suponer efectos nefastos para conservación si no se sustentan en un adecuado nivel de conocimiento sobre la ecología de estas especies. Por ejemplo, plantaciones mal planteadas en el inicio, más que promover la recuperación del taxón, pudieran posibilitar un incremento de los niveles de endogamia, o incluso la pérdida de adaptaciones a las condiciones locales. Sin este adecuado nivel de conocimiento, en el mejor de los casos, nuestras actuaciones, sin llegar a repercutir negativamente, estas actuaciones podrían caer el fracaso con la consiguiente dilapidación innecesaria de recursos económicos. No son pocos los ejemplos de actuaciones enfocadas a la recuperación de una especie en un enclave determinado, aunque las condiciones ambientales reinantes en el mismo hagan inviable la viabilidad de las poblaciones. Por tanto, en la ardua lucha contra la extinción la gestión de las especies debe apoyarse irremisiblemente sobre sólidos argumentos científicos, y esta integración entre ciencia y gestión la que posibilitará una labor exitosa.

En este trabajo exponemos parte de la experiencia adquirida a lo largo de la ejecución de estos Planes de Recuperación, y como en su desarrollo el conocimiento científico complementa a las labores de gestión. Estos Planes, aunque diseñados específicamente para solucionar problemas concretos asociados a un determinado taxón en un marco territorial específico, pudieran ser perfectamente extendidos a otras especies y territorios.

2. SITUACIÓN INICIAL

El hecho de que el Parque Nacional del Teide se ubique en un territorio insular en el cual la actividad económica principal se sustenta en el sector turístico condiciona que sea el parque nacional más visitado de España, con más de 4.000.000 de visitantes al año. Si

bien esta situación pudiera ser la responsable de una importante presión sobre la biodiversidad, lo cierto es que la gestión hasta la fecha desarrollada compatibiliza en gran medida ambos elementos. No obstante, los elementos bióticos no quedan ajenos a determinadas fuentes de presión, siendo el principal factor de amenaza sobre la biodiversidad la existencia de poblaciones importantes de herbívoros introducidos bien en épocas recientes (muflones) o desde la colonización europea de la isla (conejos). A veces esta situación conlleva a situaciones claramente contrapuestas con la conservación y así mientras distintos colectivos, algunos de gran presión, apuestan por mantener las poblaciones insulares de estas especies de herbívoros, varios endemismos exclusivos del Parque Nacional como *Stemmacantha cynaroides*, tienen en la herbivoría la causa fundamental de su estado de regresión. Otros taxones, como *Helianthemum juliae* o *Bencomia exstipulata* no aparentan estar condicionados por estos factores y la explicación de su estado de conservación obedece a otros argumentos más crípticos. De esta forma, a principios de los años 90 la población total de *S. cynaroides* ascendía a poco más de un centenar de individuos localizados en cinco pequeñas poblaciones. Panorama similar presentaba *H. juliae*, otro endemismo exclusivo del Parque Nacional, para el cual apenas sobrevivía por aquellas fechas un centenar de ejemplares divididos en dos pequeñas localidades. Aún más acuciante era el estado de *B. exstipulata*, con poco más de 50 ejemplares presentes en una única localidad tinerfeña, y aproximadamente una veintena en una única población en la isla de La Palma.

3. DEFINICIÓN DE LA ESTRATEGIA GENERAL

Si bien para el caso del *S. cynaroides* el factor causal estaba claro y coincidía con la presencia de herbívoros introducidos, en el caso de *H. juliae* y *B. exstipulata* no se observaban causas aparentes que justificaran su extrema rareza. Incluso se podía dudar de la existencia procesos de causa-efecto, considerando la rareza de dichos taxones como su condición natural. Es precisamente en estos casos donde fue necesario definir una estrategia general y cimentada en varias etapas 1) Diagnosticar el verdadero estado de conservación de las especies y establecer prioridades; 2) Detectar las fases críticas del ciclo vital de estas especies y determinar las causas de dicha condición y 3) Diseño y aplicación de soluciones en función de las fases críticas y los factores condicionantes

3.1. El estado de conservación

En ocasiones, la determinación de una especie como amenazada no es un proceso sencillo. Incluso con especies tan raras en ocasiones se puede llegar a dudar de si se trata o no de taxones correctamente definidos. Un ejemplo de estas situaciones dudosas lo constituye el endemismo exclusivo del Parque Nacional del Teide, *Laphangium teydeum* para el cual ha existido la duda de si se trata no de una buena especie, ya que presenta una morfología muy similar a la ampliamente distribuida *Laphangium luteoalbum*. En otras ocasiones, incluso para territorios tan pequeños como el Parque Nacional del Teide y sus alrededores, no se cuenta con un nivel adecuado de prospección, y se mantienen como dogmáticas las referencias corológicas previas de un taxón concreto a cierto número de localidades sin tener en cuenta su posible existencia en otros enclaves poco prospectados. Este problema es frecuente en ámbitos de orografía compleja como la isla de Tenerife, donde la escasa accesibilidad de muchos enclaves condiciona un precario nivel de conocimiento.

Para los tres casos estudiados, y tras una minuciosa recopilación de la información disponible de cada especie a través de profundos rastreos bibliográficos, se desarrolló una intensa labor de campo con el fin de descartar su presencia en sectores poco estudiados. Estas actuaciones no incrementaron sustancialmente el conocimiento corológico, salvo en el caso de *H. juliae* para el cual se constató la existencia de una localidad adicional a las dos previamente conocidas. Con los resultados obtenidos, teóricamente, se precisó a valorar el estado de conservación de cada especie y determinar con exactitud el grado de amenaza, bien atendiendo a los criterios de la IUCN, o bien sobre la base de las directrices para su inclusión en el Catálogo de Especies Amenazadas de Canarias o en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas. En los tres casos analizados, se daban los requisitos para ser considerados en Peligro Crítico, o en Peligro de Extinción sensu UICN (*S. cynaroides*: CR C2a(ii), *H. juliae*: EN D, *B. exstipulata*: EN D), al mismo tiempo de ser incluidas como en Peligro de Extinción en los dos catálogos de rango legal. Igualmente estos datos, confieren una relativa prioridad a las medidas de actuación sobre *S. cynaroides*, al evidenciarse para la misma un estado de conservación más depauperado, ya que fue el único caso en el que se pudo evidenciar la extinción de varias localidades.

En los tres casos, abordar el proceso anteriormente descrito reveló la existencia de importantes carencias de información, que desde un primer momento se revelaba necesaria, no solo para abordar una correcta caracterización del estado de conservación, sino también para poder definir *a posteriori* medidas de actuación concretas. Para suplir estas carencias fue necesario el desarrollo de un importante elenco de estudios científicos relacionadas principalmente con 4 grandes bloques: a) Ausencia de un conocimiento del hábitat potencial, b) escasa o nula información genética, c) ausencia de estudios de biología reproductiva, d) desconocimiento de la demografía de la especie así como de la viabilidad de las poblaciones existentes. La necesidad de abordar estudios en cada uno de estos bloques vino determinada por las características de cada taxón, y así mientras en *S. cynaroides* y *H. juliae* solo fue necesario abordar estudios genéticos puntuales que determinasen la posible existencia de diferencia interpoblacionales y no fue necesario el desarrollo de estudios de la biología reproductiva, para el caso de *B. exstipulata* fue necesario descender a la caracterización genética de cada individuo y una caracterización completa del proceso reproductivo. Queda pues evidente que la complejidad del bagaje de conocimientos científicos a adquirir es amplia, y muchas veces excede las posibilidades del propio Parque Nacional haciéndose necesario el apoyo de otras instituciones, generalmente de carácter investigador (Universidades, fundaciones, etc.).

3.1.1. Análisis de la vitalidad de las poblaciones

Uno de los aspectos prioritarios en la gestión de especies amenazadas es la adquisición de un conocimiento adecuado respecto a si un determinado taxón se encuentra en situación de declive, expansión o estabilidad. Así, podemos admitir que para el caso de especies vegetales amenazadas la conservación de sus poblaciones depende más de las tendencias demográficas que de la estructura genética, constituyendo el análisis de dinámica poblacional una de las técnicas más utilizadas con el fin de diagnosticar la salud de las poblaciones. De este tipo de estudios, surgen variables tan interesantes de cara a la conservación como la tasa de crecimiento, la tasa reproductiva, la esperanza de vida, la probabilidad de extinción, la sensibilidad, etc. No obstante, sin menoscabo de la existencia de aproximaciones matemáticas de relativa sencillez, estas técnicas suelen ser de difícil aplicación ya que requiere de seguimientos dilatados en el tiempo,

generalmente contrapuestos a una cierta escasez de recursos económicos, disponibilidad humana o simplemente las propias características del vegetal. Estos aspectos se agravan en el caso de especies vegetales amenazadas como las aquí analizadas, cuyos efectivos poblacionales suelen ser muy escasos limitando la fiabilidad estadística de los resultados.

Otro de los aspectos interesantes derivado de este tipo de análisis reside en que los resultados son de indudable utilidad en fases posteriores de la estrategia general y permiten una valoración objetiva y cuantitativa de la urgencia de protección, a la vez que permiten la determinación del mínimo viable de población. Asimismo, permiten teorizar y probar distintos escenarios teóricos con los que poder inferir al futuro los resultados de posibles actuaciones.

No podemos olvidar, que los resultados obtenidos de este tipo de análisis constituyen solo predicciones, la fiabilidad de las cuales está supeditada a la calidad de los datos utilizados. Este aspecto resulta crucial, sobre todo en territorios sometidos a una alta variabilidad ambiental que a menudo condiciona una variabilidad igualmente alta en los principales parámetros demográficos. De esta forma, las predicciones en cuanto al comportamiento de las poblaciones en lo referente a riesgo de extinción y mínimo viable poblacional serán acertadas y útiles en la medida que el seguimiento realizado incluya la mayor parte de la variabilidad del sistema. Por ejemplo, la variabilidad climática reinante en el ecosistema de cumbre de la isla de Tenerife es bastante alta. Así, mientras la temperatura media mensual presenta unos patrones de cierta homogeneidad en los últimos 85 años, con un media anual de $9,5^{\circ}\text{C}$ ($\pm 0,6^{\circ}\text{C}$), no sucede lo mismo con las precipitaciones que presentan un valor medio 474 mm anuales (± 243 mm), habiéndose registrado máximos de 1400 mm anuales y mínimos inferiores a los 100 mm. Sin duda, esta alternancia de años húmedos y años secos tiene sus consecuencias en la dinámica poblacional de muchas especies, incrementándose la mortalidad en los años más secos. Así, en el caso concreto de *H. juliae*, la supervivencia de plántulas aumenta con los años húmedos y disminuye ostensiblemente en años secos. En caso de no incluir en el análisis de datos la citada variabilidad pueden darse situaciones claramente contradictorias. Así, aunque a priori los primeros muestreos realizados con el taxón dejaban entrever una lenta recuperación del mismo, tras concurrir varios años secos se observó que tal circunstancia no era posible, y tras un minucioso seguimiento de 10 años, se pudo aventurar una irremisible tendencia hacia la extinción en un plazo de tiempo inferior a 25 años determinada por una tasa de mortalidad media de plántulas superior al 95%.

En el caso de *S. cynaroides*, un análisis similar (5 años de estudio) determinó un acuciante peligro de extinción, ya que bajo las condiciones observadas de presencia de herbívoros introducidos las poblaciones no pueden soportar las notables pérdidas en la producción seminal, el constante ramoneo de plántulas y la desaparición de ejemplares reproductores adultos. Dicha probabilidad de extinción alcanzó el 98% para un periodo temporal inferior a 50 años siempre y cuando no acometan medidas de gestión oportunas a tales efectos. Un dato esperanzador fue el obtenido de la estimación de la longevidad media individual, la cual puede cifrarse (en ausencia de predadores) en una edad superior a los 100 años.

Por el contrario, en el caso de *B. exstipulata* un estudio de idénticas características a los anteriores (10 años) indicó una población sometida a un proceso expansivo muy lento con un riesgo de extinción inferior al 5% en 100 años, en el que la supervivencia de las

plantas reproductoras constituye la etapa de mayor sensibilidad, pudiendo estas alcanzar una longevidad superior a los 80 años.

3.1.2. Estudios genéticos

Las poblaciones aisladas y de efectivos escasos tienden a la pérdida de variabilidad genética que deriva hacia un incremento del riesgo de extinción, por lo que una caracterización genética lo más exacta posible de los recursos disponibles resulta fundamental para el desarrollo de cualquier programa de conservación. A parte, queda el hecho de que estos estudios genéticos pueden aportar valiosa información a la hora de establecer relaciones entre las distintas poblaciones de un mismo taxón de cara a su conservación. En el caso de territorios insulares la importancia de los estudios genéticos en el ámbito de la conservación es aún más patente ya que la antigüedad geológica o la proximidad a los territorios continentales propician un incremento de la diversidad genética, y que la diversidad de microhábitats y la acción humana propician la existencia de poblaciones pequeñas y fragmentadas con claras diferencias en cuanto a sus características biológicas (estructura demográfica, balance de sexos, vitalidad de la descendencia). Si bien, en el caso de *S. cynaroides*, este último aspecto no aparentaba tener especial significancia, en el caso de *H. juliae* la gran diversificación de este género en la isla de Tenerife apuntaba a la posible existencia de este tipo de procesos.

Los estudios de genética de poblaciones pueden enfocarse desde una óptica inter o intrapoblacional. La primera ofrece información sobre la distribución de la variabilidad genética entre distintas poblaciones, estableciendo relaciones de similitud entre las mismas y siendo de gran utilidad en la planificación de las campañas de refuerzos de poblaciones, especialmente en el caso de en especies fragmentadas pero con un amplio rango de distribución con el fin de evitar situaciones poco deseables en las que se produzca un aumento de la diversidad genética intrapoblacional a expensas de la interpoblacional. Bajo esta consideración se estudiaron las poblaciones de *H. juliae* y *S. cynaroides*. Por otro lado los análisis de variabilidad intrapoblacional desvelan como se distribuyen las dotaciones genéticas de la especie dentro de una misma población, revistiendo especial importancia en el caso de poblaciones poco accesibles o con reducidos efectivos, ayudando enormemente a racionalizar y optimizar los esfuerzos de muestreo dentro de las mismas. Fue este el caso de *B. exstipulata*, debido a su particular mecanismo reproductivo, con tendencia a la ginodioecia y que se manifestaba en ejemplares con un sexo dominante (bien masculino, o bien femenino).

Para el caso de *S. cynaroides* y *H. juliae* se observó una escasa o nula variabilidad genética inter e intrapoblacional, especialmente en el primero de los dos taxones. Tampoco fueron observadas evidencias significativas que señalaran a una determinada población con carácter prioritario de cara a su conservación. Para el caso de *B. exstipulata*, la diversidad genética observada en Tenerife fue sustancialmente inferior a la observada en La Palma, apuntando a un proceso de extinción local (Isla de Tenerife) bastante acentuado inducido por unas altas tasas de endogamia. Posiblemente la responsable de esta situación fue la erupción de Narices del Teide (1798) que sepultó a la mayor parte de los efectivos poblacionales. No obstante, hoy en día se sabe que esta especie de cuello de botella puede ser superada (incluso e forma natural) debido sobre todo al aumento de la eficacia biológica. De hecho, el contraste entre la escasa variabilidad genética intrapoblacional de *B. exstipulata* y una dinámica poblacional ligeramente expansiva, pudiera estar apuntando a esta circunstancia.

3.1.3. Estudios sobre la biología reproductiva

El análisis de los mecanismos reproductivos de una especie constituye una herramienta de gran utilidad para el diagnóstico del estado de conservación y el planteamiento de actuaciones de recuperación en especies vegetales amenazadas. Así, por ejemplo, la propia naturaleza sésil de los vegetales supone una barrera de cara al intercambio genético que los mecanismos evolutivos han intentado solventar con adaptaciones a determinados vectores de polinización y dispersión. No obstante, la fragmentación de hábitats puede conducir a una ruptura en el equilibrio planta-polinizador/dispersor y así propiciar un mayor aislamiento y empobrecimiento de las poblaciones como consecuencia del efecto Allee, lo cual magnifica el riesgo de extinción.

H. juliae, con sus llamativas flores amarillas hermafroditas, responde a un patrón de polinización por insectos (entomogamia). No obstante, la ausencia de estructuras en las semillas adaptadas a la dispersión por el viento indica que estas no difundan más allá de unos pocos centímetros de la planta madre (barocoria). Dichas semillas, presentan una tasa de éxito germinativo superior al 85% con lo que no aparentan existir limitaciones específicas en el ámbito reproductivo para el éxito colonizador de la especie.

S. cynaroides, con flores poco llamativas y hermafroditas, muy posiblemente esté condicionada a una polinización asociada al viento (anemogamia), al igual que la dispersión de sus semillas las cuales presentan estructuras (vilano) especialmente adaptadas a este hecho (anemocoria). La viabilidad de las semillas es igualmente alta, habiéndose constatado un éxito germinativo próximo al 70%. No obstante, estas semillas son objeto de predación (a veces incluso acusada) por determinados insectos autóctonos (*Acanthiophilus walkeri*) disminuyendo de forma importante la productividad de la planta madre. Además, las inflorescencias fructificadas son especialmente apetecidas por herbívoros introducidos (conejo y muflón) lo cual contribuye a maximizar el problema, de tal forma que muchos años la producción de semillas es nula.

B. exstipulata presenta individuos que tienden a ser monoicos con inflorescencias mixtas y masculinas y/o unisexuales femeninas, rara vez dioicos, constatándose que a nivel individual la expresión sexual incluso cambia de un año a otro. Sus características florales sugieren un síndrome predominante de polinización por el viento (flores unisexuales, estambres con filamentos largos, polen seco y estigmas plumosos). La distribución de sexos varía de un año a otro, y así determinados años la población se comporta como mayoritariamente masculina (escasa producción de semillas), mientras que otros sucede lo contrario. Las razones de este comportamiento aún no están claras, ya que no se han observado tendencias significativas relacionadas con las variables climáticas, aparte de que los años con inviernos fríos (<9 °C) concurre una mayor proporción de plantas masculinas (> 50%). Ello podría estar relacionado con un modelo teórico en el que la asignación por sexo refleja la disponibilidad de recursos. En la dispersión de semillas participan fundamentalmente los lagartos (saurocoria) con una dispersión a corta y media distancia (< 40 metros). No obstante, las aves de presa pueden aumentar las distancias de dispersión gracias a la captura y acarreo a otros lugares de lagartos que han consumido frutas y semillas. De hecho, se han observado semillas de la especie en excrementos de cernícalo (*Falco tinnunculus*). Atendiendo a estos datos, la dispersión de semillas en *B. exstipulata* se fundamenta en un proceso de relativa complejidad que puede verse afectado por la presencia de depredadores introducidos (gatos asilvestrados), para los cuales el lagarto forma parte de su dieta, y

que podrían limitar la dispersión secundaria a largas distancias.

3.2. Determinación de fases críticas

A partir de la modelización del comportamiento poblacional se pueden obtener importantes conclusiones respecto a que fases del vegetal presentan un comportamiento más crítico, condicionando totalmente la evolución de la población. En este sentido *H. juliae* se ajusta a un modelo clásico en el que la etapa crítica coincide con el estado de plántula debido a la extrema sensibilidad de las mismas a pequeñas variaciones ambientales, fundamentalmente en la disponibilidad de recursos hídricos. Así los años en los que el régimen de precipitaciones desciende por debajo de 350 mm/año cuando la mortalidad es excesiva alcanzando el 95%, y la cada vez mayor frecuencia con que se registran periodos de sequía en las cumbres tinerfeñas, determinan su tendencia regresiva. *A priori* estamos ante un proceso claramente relacionado con el cambio climático que solo puede ser revertido trasladando la especie a sectores del Parque Nacional del Teide con un régimen de precipitaciones superior al que se registra en las poblaciones naturales del taxón.

En el caso de *Stemmacantha cynaroides*, la etapa crítica coincide con la fase reproductora, donde se asiste a una acusada mortalidad como consecuencia de la predación ejercida por conejos y muflones. Desde este punto de vista, la conservación de la especie pasa necesariamente por el aislamiento frente a este factor de amenaza, tanto a través del control de las poblaciones de herbívoros como mediante el vallado de sus poblaciones. Otro aspecto interesante, pero todavía no resuelto, es la posible incidencia del proceso de calentamiento global en las poblaciones de insectos predadores de semillas. Lo que sí que se ha demostrado es una clara relación con la densidad del conejo con el calentamiento global, de tal manera que las cumbres de Tenerife constituyen un paraje cada vez menos inhóspito para este mamífero.

Finalmente, el caso de *B. exstipulata* es mucho más complejo. Si bien, no constituye un proceso del todo resuelto, aparentemente la frecuencia de ejemplares con mayor número de flores femeninas se incrementa en años cálidos, por lo cual *a priori* cabría esperar una escasa incidencia (o en todo caso una incidencia positiva) del proceso de cambio climático en la dinámica de sus poblaciones. Tampoco parece ser importante la incidencia de herbivoría sobre la especie, lo cual sugiere que son factores más crípticos los afectando negativamente al taxón. La alta mortalidad de plántulas observada en el campo confirma que el reclutamiento natural es extremadamente raro, debido fundamentalmente a la sequía. Se ha de tener en cuenta, que la única población tinerfeña de *B. exstipulata* se localiza en la vertiente meridional del Parque Nacional del Teide, donde la escasez de precipitaciones es cada vez más acusada. De esta forma, estaríamos ante un modelo similar al de *H. juliae* dependiente en cierta medida de la traslocación a sectores más húmedos. No obstante, como ya se ha comentado la dinámica poblacional es ligeramente expansiva, ya que la alta mortalidad de ejemplares jóvenes se compensa con una importante producción de semillas (determinados años) y con un alta longevidad, con lo que tales medidas *a priori* no requieren un tratamiento de urgencia. Aún así, no se debería obviar la traslocación como medida a considerar ya que la existencia de una sola población condiciona un aumento de la probabilidad de la extinción local derivada de fenómenos catastróficos (por ejemplo incendios). De hecho, en 2012, un gran incendio forestal en esta vertiente de la isla llegó a afectar al Parque Nacional, y aunque las labores de extinción evitaron la afección a la población natural de

B. exstipulata, el fuego prácticamente arrasó con todos los efectivos que hasta la fecha se habían plantado en su entorno.

3.3. Diseño y aplicación de soluciones en función de las fases críticas y los factores condicionantes

3.3.1. Actuaciones de urgencia

Conforme se desarrollan las dos primeras etapas de la estrategia planteada, el acuciante riesgo de extinción (al menos aparente) derivado de la extrema rareza inicial de estas especies, demandaba de una serie de medidas de urgencia con el fin de garantizar su conservación por lo menos a medio plazo. Destacamos en este sentido las siguientes. 1) La necesidad de recolectar semillas para su depósito en bancos de germoplasma, si bien se ha constatado de mayor utilidad con contar con uno de estos bancos en el propio Parque Nacional. De hecho, en la actualidad existen accesiones de las tres especies consideradas en distintos bancos de germoplasma de prestigio internacional y con garantías de conservación a largo plazo, al mismo tiempo que se mantiene en el propio Parque Nacional con una dotación constante de material seminal, que es repuesta cada primavera. 2) Control y erradicación de especies introducidas (conejos, muflones, gatos), que en la actualidad se lleva a cabo de forma constante. Especialmente significativo en este caso son las labores de trampeo de gatos silvestres en las proximidades de las poblaciones de *B. exstipulata* y el vallado de las poblaciones naturales de mayor entidad de *S. cynaroides*. 3) El mantenimiento de colecciones vivas en jardines botánicos, aspecto que en este caso se suple con un Jardín Botánico ubicado en el propio Parque Nacional del Teide, donde existe una representación de los tres taxones, y en concreto una réplica de prácticamente todos los ejemplares de *B. exstipulata*. 4) La reintroducción de ejemplares en el medio natural, limitada al reforzamiento de las poblaciones naturales con individuos procedentes de semillas colectadas en ellas mismas. Se desea hacer notar que como medida de urgencia se ha evitado la traslocación o la introducción en una población de material genético procedente de otra, al menos hasta que los estudios genéticos determinen dicha necesidad. De hecho, en los tres casos estudiados, solo con el reforzamiento poblacional durante los primeros años de aplicación de estos Planes de Recuperación, se logró incrementar el número de efectivos de cada taxón hasta unos niveles admisibles que permitieran asegurar su conservación a medio plazo.

3.3.2. Actuaciones posteriores

Tras la consecución de la fase de estudio, y la determinación de las etapas críticas, la conservación un taxón en ocasiones no requiere de medidas adicionales a las ya acometidas con carácter urgente. No obstante, en otros casos se demanda de medidas adicionales, entre las que suele ser frecuente la adopción de una campaña de plantaciones más ambiciosa de la previamente realizada, que minimice los riesgos derivados de la estocacidad ambiental, mitigue los efectos de determinados factores de amenaza difíciles, o simplemente reduzca el efecto de la endogamia y el efecto allee que pueden estar concurriendo. Dicha campaña de plantaciones debe estar supeditada 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.

Los objetivos deben carecer de ambigüedades por lo que se procedió a su establecimiento en función de parámetros numéricos en cuanto a número de ejemplares y poblaciones. No obstante, ello no debe quedar en simple intento de superar un guarismo determinado, sino que los valores planteados deben ser establecidos con el fin de conseguir estructuras demográficas y genéticas estables. En este sentido se debe prestar especial atención a un mínimo viable poblacional, determinado a través de los estudios de dinámica poblacional, cuyo valor depende de las características biológicas del vegetal. Así para *S. cynaroides* este mínimo viable poblacional se fijó en 150 ejemplares, mientras que se estableció en 100 y 300 individuos para *B. exstipulata* y *H. juliae* respectivamente. Igual importancia se debe prestar al número de poblaciones ideal para la recuperación, valor que en gran medida depende de los sistemas de cruzamiento. De esta forma, y aunque se recomienda un mínimo de cuatro poblaciones para especies alógamas y 6 para especies autógamas, en el presente caso se optó por elevar el número a 10 (*S. cynaroides*), 9 (*H. juliae*) y 9 (*B. exstipulata*) localidades, considerando dentro de estos grupos la recuperación de algunas localidades extinguidas (caso de *S. cynaroides*).

Para una apropiada elección del lugar donde llevar a cabo las traslocaciones de individuos deben barajarse multitud de criterios de similitud (físicos, biológicos, logísticos e históricos) entre hipotéticos lugares de actuación y las poblaciones naturales del taxón. No obstante, en el caso de *H. juliae* se ha primado, más que la similitud con las localidades naturales, la elección de lugares con un régimen de precipitación adecuado, normalmente asociado a la vertiente nordeste del Parque Nacional. En el caso de *B. exstipulata*, se ha primado el entorno de la población natural (radio de 3 km), aunque para minimizar los riesgos de la estocacidad ambiental y la incidencia de eventos catastróficos, algunas traslocaciones se han realizado a sectores sustancialmente alejados y asociados a una mayor disponibilidad de recursos hídricos. Finalmente, en el caso de *S. cynaroides*, las nuevas poblaciones se han localizado en razón de similitud con las localidades naturales donde medra el taxón, eligiendo preferentemente diversos llanos pumíticos (que constituyen el hábitat más adecuado), aunque para evitar la incidencia de herbívoros todas ellas fueron valladas.

En cuanto al diseño en términos demográficos y genéticos, en cada lugar se ha procedido a la plantación reiterada en años consecutivos, con el fin de crear una adecuada estructura poblacional. Si bien esta ha sido la máxima en los tres casos analizados, *B. exstipulata* ha sido objeto de un tratamiento diferenciado, ya que el aparente cuello de botella por el que pasa la especie aconsejaba evitar la pérdida de cualquier genotipo existente en la población. A tal fin, las semillas de cada progenitor fueros colectadas, almacenadas y propagadas en vivero de forma diferenciada, de tal forma que para cada descendiente siempre existiera un pleno conocimiento del ejemplar madre del que procedía. Como, en la población natural los ejemplares se encuentran perfectamente identificados en cuanto a su genotipo (en total se identificaron 7 genotipos distintos), cada plantación anual se realiza de forma que se introduce en el campo una muestra proporcional de cada genotipo, con el objeto de que todos estén presentes y no primar alguno de ellos.

Finalmente, una vez ejecutadas las reintroducciones estas han quedado sometidas a un seguimiento más o menos intenso con el fin de comprobar en que grado se cumplen los objetivos iniciales planteados para la misma. Este seguimiento se ha enfocado

fundamentalmente atendiendo a la vitalidad de las plantas introducidas y a la existencia y cuantificación del reclutamiento de nuevos individuos.

Pero normalmente, la fase previa de estudios indica otros aspectos cruciales para garantizar el éxito, y que implican actuaciones que van más allá de una mera campaña de plantaciones (por muy compleja que esta pueda ser). Por ejemplo, en el caso de *B. exstipulata*, a parte de garantizar la conservación de todos los genotipos y evitar la estocidad ambiental, se ha revelado como fundamental un análisis detallado de la posible incidencia de las poblaciones de gatos asilvestrados y el control de las mismas. Para el caso de *S. cynaroides* desde un principio quedó clara la necesidad de vallar sus poblaciones (naturales o no) frente a la incidencia de conejos y muflones, no obstante los mínimos niveles de variabilidad genética inter e intrapoblacional induce a pensar que con el proceso de regresión se han perdido genes que pudieran ser necesarios para la adaptación a las condiciones climáticas locales y a un incremento de la endogamia. En este caso se ha procedido a mezclar individuos procedentes de distintas poblaciones, aunque por prudencia tal actividad se ha dejado para las localidades de nueva creación, manteniendo la pureza de las poblaciones naturales originales. Idénticas consideraciones se han planteado para el caso de *H. juliae* donde los niveles de variabilidad genética son igualmente muy precarios.

4. RESULTADOS

Como se comentaba al principio, los efectivos numéricos de las tres especies analizadas eran muy precarios a principios de los años 90. *S. cynaroides* contaba con poco más de un centenar de individuos distribuidos en cinco pequeñas poblaciones, una de las cuales asumía más del 90% de los efectivos. *H. juliae*, disponía de apenas un centenar de ejemplares divididos en dos pequeñas localidades (posteriormente se descubrió una tercera localidad, pero igualmente muy reducida en efectivos). Por su parte *B. exstipulata*, contaba solo con 50 ejemplares localizados, en Tenerife, en una sola población.

Prácticamente todas las consideraciones realizadas en apartados posteriores quedaron plasmadas en los respectivos Planes de Recuperación o gestión desarrollados para estas especies, los cuales fueron publicados entre 2000 y 2006. Transcurridos unos 15 años de ello, los principales resultados, a parte del indudable valor del incremento en los niveles de conocimiento sobre estas especies, son los siguientes.

En el caso de *B. exstipulata*, en la actualidad la población natural cuenta con 240 ejemplares (170 plantados y 70 ejemplares de origen natural), habiéndose observado la incorporación natural de varias decenas de nuevos individuos en los últimos años. Por el contrario, los procesos de mortalidad han sido poco relevantes, permaneciendo en la actualidad la mayor parte de los ejemplares existentes a principios de los años 90. Adicionalmente, se han creado 8 poblaciones nuevas que albergan un total de 979 ejemplares, aunque no en todas (solo en 4) se ha logrado establecer el mínimo viable poblacional establecido en 100 individuos. Ello se ha debido principalmente, a las limitaciones asociadas a la necesidad de llevar al medio natural una proporción equitativa de genotipos, que conduce a la imposibilidad de utilizar todo el material producido en vivero, especialmente de aquellos ejemplares para los que se consigue un mayor éxito germinativo o un mayor número de semillas. Así, en total el número de ejemplares es de 1.049 distribuidos en 9 poblaciones. En la Isla de La palma, donde se ha desarrollado un programa similar, en la actualidad el número de individuos es

superior a 7.000 ejemplares

Actualmente, *S. cynaroides*, cuenta con 1.418 individuos localizados en 10 poblaciones. La principal población natural del taxón ha incrementado notablemente sus efectivos de forma natural (solo se ha ejecutado el vallado de la misma), sin que en ningún momento la misma haya sido objeto de reforzamientos, pasando de menos de un centenar a 355 ejemplares. Incluso en su *locus clásica* (también objeto de vallado), donde previamente a los años 90 apenas sobrevivía una decena de ejemplares, en la actualidad consta de 202 especímenes. Esta situación se extiende a la mayor parte de las localidades de nueva creación, siempre y cuando hayan sido valladas, donde se observa un constante aporte de nuevos ejemplares fruto de la exclusión de la herbivoría. No obstante el mínimo viable poblacional de 150 individuos, solo se ha alcanzado en 5 localidades, estando en el resto muy próximos a ello.

H. juliae dispone en la actualidad de 3.437 ejemplares, distribuidos en 9 localidades, lo cual contrasta fuertemente con el precario panorama inicial. En las poblaciones naturales el incremento ha sido importante, pasando de menos de un centenar a 710 individuos procedentes tanto de regeneración natural como de reforzamientos. Por su parte, las nuevas poblaciones creadas mantienen en conjunto un total de 2.719 individuos. En todas ellas todos los años se observa regeneración natural, que es especialmente abundante en las localidades de nueva creación localizadas en sectores con un régimen pluviométrico más elevado. El mínimo viable poblacional se ha alcanzado en 5 localidades (1 de las naturales y 4 de las de nueva creación).

Con estos datos se puede abordar la reevaluación del estado de conservación actual. En cuanto a las categorías de la UICN y dado que no existen argumentos que justifiquen un actual proceso de regresión en los tres taxones difícilmente se podrían aplicar los criterios A y C. Igualmente inabordable es la aplicación del criterio B ya no existen evidencias de fluctuaciones severas y la corología actual de las tres especies excede los umbrales establecidos para este criterio. Tampoco es posible aplicar los criterios basados en las probabilidades de extinción ya que estas en la actualidad son sumamente bajas. No obstante, y aunque en los tres casos el número de ejemplares es superior a 1.000 individuos, es posible aplicar la categoría VU bajo el criterio D2.

Por su parte, la Resolución de 6 de marzo de 2017, de la Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental y Medio Natural, por la que se publica el Acuerdo del Consejo de Ministros de 24 de febrero de 2017, por el que se aprueban los criterios orientadores para la inclusión de taxones y poblaciones en el Catálogo Español de Especies Amenazadas, establece en su anexo IV.A criterios para la inclusión de taxones y poblaciones en el Catálogo Español de Especies Amenazadas. Dichos criterios, tanto para especies Vulnerables como en Peligro de Extinción atienden a declives en el tamaño poblacional, reducción del área de distribución, análisis de viabilidad poblacional, o criterio de expertos. Ninguno de los parámetros establecidos al respecto de los tres primeros es alcanzado por las tres especies analizadas ya que el riesgo de extinción es inferior al 15% en 20 años y no se han observado, ni se pronostican, declives poblacionales o corológicos. No obstante, por prudencia, se podría aplicar el denominado Criterio de Expertos y mantener a las tres especies en situación Vulnerable

Igualmente, la Ley 4/2010, de 4 de junio, del Catálogo Canario de Especies Protegidas de Canarias, establece los criterios para que un taxón pueda ser considerado o no como amenazado (En Peligro o Vulnerable) dentro del mismo. Atendiendo a lo establecido en

dicha Ley tampoco se sostiene el estatus de en Peligro de Extinción para los tres taxones, ya que ninguno de ellos ha experimentado en los últimos 30 años reducción en el área de ocupación, efectivos poblacionales o probabilidad de extinción. No obstante, se puede mantener la condición provisional de especies Vulnerables habida cuenta de la reducida área de ocupación que todavía mantienen.

5. CONCLUSIONES

Como norma general, se puede afirmar que la conservación de los recursos naturales de un área protegida, y en especial la biodiversidad, pasa necesariamente por una participación intensa de la administración gestora de la misma, la cual nunca debe quedar al margen de los problemas existentes en cuanto a la conservación de las especies, sino por el contrario participar activamente en la resolución de los mismos, actuando como mínimo de hilo conductor y dictando directrices de actuación. Es en este sentido, los mejores resultados se obtienen cuando la estrategia de actuación es gestionada por el ente administrativo responsable, siendo este también el responsable de la integración de los distintos elementos copartícipes. En el caso de los programas de recuperación desarrollados con especies propias del Parque Nacional del Teide, cuya ejecución corresponde al Cabildo Insular de Tenerife (institución dentro de la que administrativamente se encuadra dicho Parque Nacional), es el propio Parque Nacional el que se encarga de la gestión directa, así como del desarrollo de cualquier actividad prescrita en dichos documentos bien a través del personal de dicha Administración o bien encargando las asistencias técnicas a universidades o empresas públicas y privadas.

Por otra parte, resulta obvia la importancia de disponer de una gran cantidad de información para el desarrollo de muchas de las actuaciones descritas. Dicha información a menudo se encuentra ausente, especialmente en aspectos clave como dinámica poblacional, biología reproductiva y genética. Por tanto, uno de los primeros pasos para el correcto desarrollo de cualquier estrategia de conservación debe ser el suplir esas carencias informativas, mediante la puesta en marcha de estudios a corto y medio plazo. La posterior toma de decisiones deberá estar sustentada y argumentada en función de estos conocimientos, de tal forma que esa integración entre ciencia y gestión sea la que marque el éxito de las actuaciones desarrolladas para la erradicación o control de los factores de amenaza y la mejora de las poblaciones.

Entre todas las actuaciones posibles, la plantación en el medio natural acompañada en ocasiones de vallados se evidencia como una de las más efectivas pero, al mismo tiempo, sustancialmente conflictiva en cuanto a la procedencia del material a utilizar ya que existen posturas contrapuestas al respecto. Desde algunos sectores académicos se postula la necesidad de establecer plantaciones a partir de muestras heterogéneas de ejemplares procedentes de poblaciones distintas, proporcionando el aumento de variabilidad genética de la población al disminuir el riesgo de endogamia. Otra óptica, radicalmente distinta propone una mayor eficacia de los reforzamientos locales ya que la depresión por cruzamiento conduce a una pérdida de la eficacia biológica, lo cual puede llegar a ser especialmente grave en ecosistemas insulares donde abundan las adaptaciones locales. Al mismo tiempo, cuando estos ecosistemas insulares se encuentran sometidos a unos niveles muy altos de presión antrópica resulta enormemente difícil discernir si los patrones de aislamiento geográfico que exhiben muchas poblaciones de especies amenazadas obedece a la fragmentación derivada de

la incidencia humana o a mecanismos naturales de microespeciación. Por todo ello, consideramos que la postura más acertada es operar con la máxima prudencia abordando como primera estrategia de urgencia las plantaciones de reforzamiento de poblaciones naturales con material propio de ellas mismas, para proceder a la creación de poblaciones mixtas si los estudios genéticos lo avalan.

Finalmente señalamos que los resultados obtenidos con la aplicación de los tres planes de recuperación analizados hasta el momento son altamente satisfactorios, habiéndose frenado el proceso regresivo que sufrían los tres taxones estudiados. De hecho, en la actualidad aparentan no existir argumentos suficientes para mantener su catalogación como en Peligro de Extinción, siendo la categoría de Vulnerable más acorde con su estado actual de conservación.