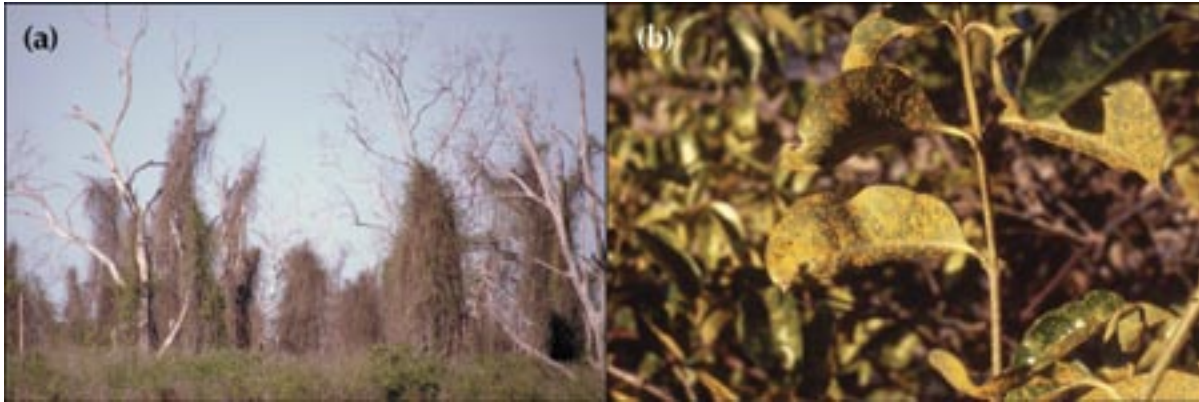


## CAPÍTULO 12: CONTROL BIOLÓGICO DE MALEZAS

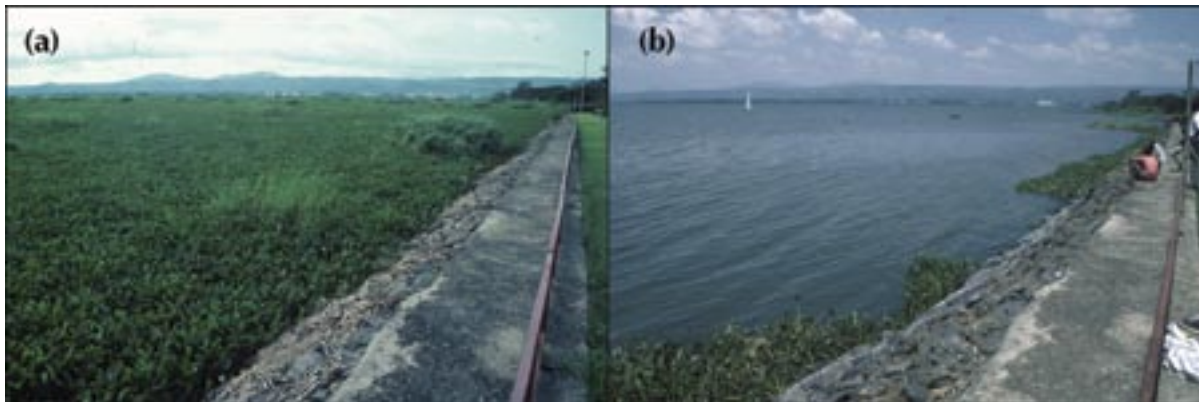
### DIFFERENCIAS Y SIMILITUDES ENTRE LOS PROGRAMAS DE MALEZAS Y DE ARTROPÓDOS

El control biológico de malezas sigue la misma secuencia que el los artrópodos plaga (ver el Capítulo 11). Esto involucra la selección, importación y establecimiento de herbívoros especialistas o fitopatógenos en un ambiente nuevo. Los sitios son usualmente inoculados con unos pocos individuos y el control depende de la capacidad del agente para incrementar y alcanzar niveles críticos de población. Estas poblaciones, una vez se establecen, llegan a ser sostenibles por sí mismas, causando daño a la maleza, luego se dispersan a nuevos sitios infestados con la maleza y, por último alcanzan un equilibrio con ella a largo plazo. El control exitoso puede producir cambios dramáticos en la vegetación (**Figuras 12-1a,b, 12-2a,b, 12-3a,b**), causando que lugares con maleza monotípica sean reemplazados por lugares con vegetación nativa más diversa. La mayoría de los programas han evaluado el impacto de los agentes introducidos sobre la maleza a controlar. Además, la investigación post-liberación de los efectos en la red alimenticia y el daño a otras especies recibe ahora una mayor atención.

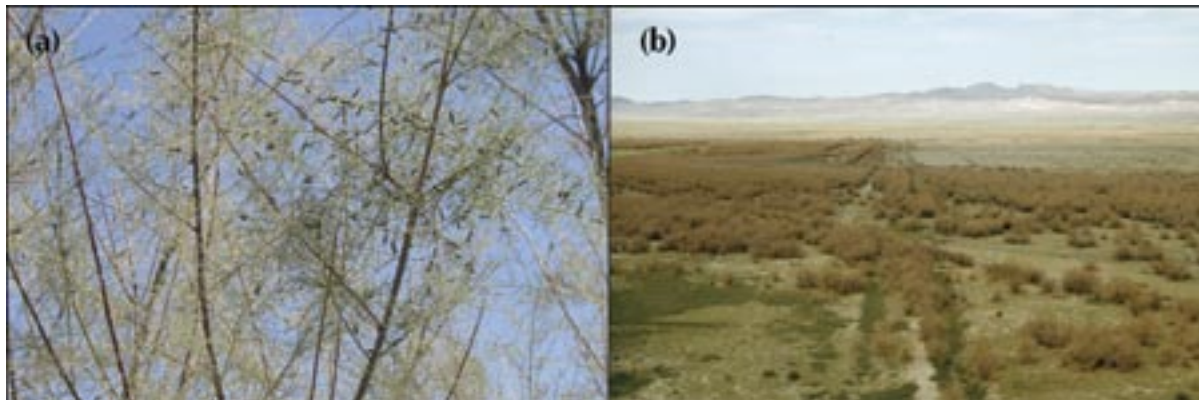
El control biológico de malezas se basa en efectos letales (algo raro) y en el estrés acumulado del impacto no letal. Los insectos que se alimentan de plantas y los fitopatógenos alteran la reproducción de la planta, su habilidad competitiva, la tasa de desarrollo, el reclutamiento de plántulas y muchos otros aspectos de la biología de la maleza. El conocimiento de la fisiología y la ecología de la planta, la ciencia de las malezas, taxonomía vegetal, filogenética y otros campos de la botánica, son importantes para los programas de control biológico de malezas. Como los insectos herbívoros pueden afectar la susceptibilidad de las malezas a los fitopatógenos, entonces las interacciones insectos-patógenos pueden llegar a ser importantes. El efecto de los agentes de control biológico de malezas puede tener un impacto sutil que se acumula en largos períodos de tiempo, haciendo difícil la evaluación, especialmente si una línea base de información de la planta bien definida no está disponible. Por tanto, los datos de la preliberación con frecuencia son buscados para establecer el estatus de la población de la maleza, antes de implementar el control biológico. Por esta razón y por el mayor énfasis en la determinación del rango de hospederos, el tiempo requerido para conducir un proyecto de control biológico de malezas es más largo que para los proyectos con artrópodos. No es inusual que los proyectos contra malezas requieran 20 años o más para su término (Harris, 1985).



**Figuras 12-1a, b.** La enredadera de caucho (*Crytostegia grandifolia* R. Br.) es una plaga severa de áreas naturales en la parte tropical de Queensland n Australia, ahogando la vegetación nativa (a); la roya *Maravalia cryptostegiae* (b), un patógeno importado de Madagascar causa un daño significativo provocando su control (Vogler y Linday, 2002) (Fotografías cortesía de Colin Wilson.)



**Figuras 12-2a, b.** El control biológico del lirio acuático *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms-Laub en el Lago Victoria en África (Kisumu, Kenya) por los picudos introducidos, logró un control impresionante, cambiando las áreas densas con la maleza en mayo de 1999 (a) en áreas sin maleza para diciembre del mismo año (b). (Fotografías cortesía de Mic Julien, CSIRO.)



**Figuras 12-3a, b.** El escarabajo crisomélido *Diarhabda elongata* Brulle *deserticola* Chen, ha sido introducido en el suroeste de los Estados Unidos para el control biológico de *Tamarix* spp., los cuales son unos arbustos euroasiáticos ampliamente invasores en áreas riparias. Aquí se muestran las larvas del escarabajo defoliando arbustos de *Tamarix*. (Fotografía cortesía de Ray Caruthers, USDA-ARS.)

Los proyectos de control biológico de insectos generalmente involucran la introducción de uno o de unos pocos agentes de control biológico. En contraste, el control biológico de malezas involucra más comúnmente la introducción de un complejo de agentes. Por ejemplo, casi el doble de proyectos de control biológico de malezas (40%) como de los dirigidos a insectos (21%), emplean tres o más agentes (Denoth *et al.*, 2002). Agentes individuales pueden lograr un control completo en plantas de arquitectura simple (como *Azolla filiculoides* Lamarck y *Salvinia molesta* Mitchell, Hill [1999], Cilliers *et al.* [2003]) que no se reproducen sexualmente, pero es más probable que se necesiten múltiples agentes para especies de arquitectura complejas, con modos multifacéticos de reproducción, genéticamente variables y ampliamente distribuidas. Un caso extremo es el de *Lantana camara* L., contra la cual cerca de 40 especies de insectos han sido liberadas en más de 30 países. Este arbusto leñoso comprende un complejo extremadamente variable genéticamente de más de 600 cultivares, algunos de los cuales no existen en la naturaleza (Winder y Harley, 1983; Baars y Naser, 1999; Day y Naser, 2000; Day *et al.*, 2003). *Lantana* produce numerosas semillas que son dispersadas por las aves (Thaman, 1974) y forma híbridos fácilmente. Su follaje y semillas son tóxicos, puede ser espinosa e invade una amplia variedad de hábitats. Después de cortarla y quemarla se originan muchas plantas nuevas (Greathead, 1968). Aunque se ha progresado en algunas regiones (p. ej., Hawai), el control completo de esta maleza no ha sido alcanzado en ningún lugar.

## ¿POR QUÉ LAS PLANTAS SE VUELVEN INVASORAS?

Las plantas no nativas que son introducidas en nuevas áreas frecuentemente llegan a ser más grandes, más robustas, más numerosas y producen más flores y semillas que en sus rangos nativos de distribución (Siemann y Rogers, 2001; Stastny *et al.*, 2005). Estos atributos pueden capacitarlas para estar fuera de competencia con las plantas nativas e invadir comunidades naturales, a veces excluyendo plantas nativas cercanas. Se han propuesto tres mecanismos para manejar la invasión de plantas: la hipótesis de la “liberación del enemigo”, la hipótesis de la “resistencia biótica” y la hipótesis del “incremento en la disponibilidad de recursos”.

La *hipótesis de la liberación del enemigo* postula que las plantas introducidas experimentan menos ataque por herbívoros y otros enemigos naturales, permitiéndoles incrementar en densidad y expandir su distribución. Carpenter y Cappuccino (2005) han mostrado una correlación positiva, aunque débil, entre las plantas invasoras y la carencia de herbivoría. Otros han postulado posteriormente que tal herbivoría reducida disminuye la necesidad de las defensas en las plantas. Esta *“teoría de la defensa óptima”* sugiere que existe una asignación de intercambio entre los rasgos para la resistencia a la herbivoría y aquellos para el crecimiento de las plantas. Los proponentes de esta teoría afirman que se pierden o reducen los atributos defensivos, a través de la selección natural, cuando ya no se necesitan. Esto supuestamente permite la asignación de una proporción más grande de fotosintetizados para el crecimiento y la reproducción, permitiéndoles incrementar su capacidad competitiva (Blossey y Notzold, 1995; Bossdorf *et al.*, 2005). Sin embargo, esto puede hacer al invasor más vulnerable a la herbivoría. Otros autores argumentan que las especies introducidas pueden no perder las defensas (Genton *et al.*, 2005; Stastny *et al.*, 2005) o pueden aun desarrollar un incremento de la resistencia a la herbivoría (p. ej., Leger y Forister, 2005), presumiblemente debido a una capacidad incrementada para capturar suficientes recursos para suplir todas las necesidades de

asignación. La situación puede ser todavía más complicada por las respuestas inducidas de las plantas a la herbivoría (Karban y Myers, 1989), las cuales pueden incrementar o disminuir la resistencia de la planta (Tuomi *et al.*, 1984; Williams y Myers, 1984). Para *Senecio jacobaea* L., las poblaciones invasoras han disminuido la inversión en compuestos defensivos dirigidos contra herbívoros especialistas (especies no presentes en la zona invadida) pero han incrementado los niveles de compuestos dirigidos contra los herbívoros generalistas (Joshi y Vrieling, 2005). Un postuladoadicional de esta hipótesis podría ser que, después que los enemigos naturales especializados son reasociados con una población de una planta invasora, esta población debe empezar a reinvertir en los compuestos defensivos necesarios para defenderse de los herbívoros especialistas. Se ha encontrado evidencia en Norteamérica de la readquisición de furanocumarinas tóxicas por la planta invasora europea *Pastinaca sativa* L., después de la invasión subsiguiente de su herbívoro especializado, el gusano telarañero de la pastinaca *Depressaria pastinacella* (Duponchel) (Zangerl y Berenbaum, 2005).

La *hipótesis de la resistencia biótica (o ecológica)*, propuesta primero por Elton (1958), sugiere que las plantas invasoras podrían fallar para establecerse o proliferar debido a sus interacciones con las especies nativas, especialmente herbívoros competitivos y generalistas (Maron y Vilà, 2001; Levine *et al.*, 2004).

La *hipótesis de la disponibilidad de recursos* sugiere que una comunidad de plantas llega a ser más susceptible a la invasión cada vez que la cantidad de recursos no utilizados se incrementa (Davis *et al.*, 2000). Blumenthal (2005) fusionó las hipótesis de los enemigos naturales y la del incremento de recursos como la “hipótesis de la liberación de recursos y de enemigos”, la cual asegura que estos mecanismos actúan juntos para permitir o prevenir la invasión. Ciertamente, no son suficientes las respuestas simples y se requiere de una síntesis para el mejor entendimiento de estos mecanismos. Shea y Chesson (2002) se han movido en esta dirección con su concepto de “oportunidad de nicho”, el cual reconoce tres factores que fluctúan temporalmente y que contribuyen a la tasa de desarrollo del invasor: recursos, enemigos naturales y ambiente físico. Ellos equipararon una baja oportunidad de nicho con la resistencia biótica y sugieren que las comunidades más diversas son menos susceptibles a la invasión.

El control biológico de malezas busca anular los beneficios de la liberación del enemigo natural con la introducción de otros enemigos naturales, mientras que al mismo tiempo reconoce que esto sólo no puede proporcionar un control adecuado de una planta invasora en particular. Para plantas que han llegado a ser invasoras debido a la liberación de enemigos naturales, especialmente las plantas invasoras que han reducido sus atributos de defensa, el control biológico puede ser altamente efectivo. Sin embargo, en la mayoría de los casos, el control biológico debe ser suplementado con otros enfoques de control (Hoffmann, 1995). Blumenthal (2005) anotó que “el manejo exitoso de las invasiones de plantas puede requerir de ambos tipos de control biológico, el que ayuda a reducir los efectos de la liberación de enemigos naturales con la introducción de enemigos naturales desde un rango nativo del invasor, y los métodos que ayudan a limitar o reducir la disponibilidad de recursos”. En muchos casos, quizá en la mayoría, la solución involucra el manejo integrado que emplea el control biológico como una estrategia básica. Podría decirse, sin embargo, que el control biológico puede ser también una solución efectiva siempre y cuando la causa última del problema de malezas se relacione con otro factor distinto a la liberación de enemigos naturales.



## SELECCIÓN DE OBJETIVOS ADECUADOS PARA EL CONTROL BIOLÓGICO DE MALEZAS

Hay muchas formas de dar prioridad a las plantas para controlar con el control biológico. Las mayores prioridades pueden ser asignadas a las malezas más dañinas, a proyectos que podrían ser menos costosos (p. ej., proyectos que han tenido éxito en otras partes), a los que puedan hacerse más fácilmente (p. ej., monitoreos realizados más fácilmente en países amigos con colaboradores dispuestos), a los que carecen de alternativas (control biológico como último recurso), a los más receptivos para el control biológico (susceptibilidad de la maleza), a los más fáciles de tener éxito (aumento de tasa de éxito) o a los que son más aceptables ambientalmente (seguridad para otras especies). Desafortunadamente, el control biológico es visto frecuentemente como el método de último recurso y los proyectos son iniciados con base en conveniencias políticas o en oportunidades de recursos económicos. Peschken y McClay (1995) han desarrollado un sistema de puntaje para ayudar en la selección de la maleza a controlar que integra varios de estos factores. Este sistema, sin embargo, coloca el énfasis más grande en la importancia económica de la maleza con poco interés por el número de especies de plantas nativas relacionadas (como un indicador del potencial de efecto en otras especies). De igual forma, malezas que pudiesen ser buenas candidatas para el control biológico y con pocos parientes nativos podrían no ser elegidas si son malezas principalmente ambientales que causan poca pérdida económica. El sistema de Peschken y McClay, sin embargo, proporciona una base para un esquema de revisión que coloca más énfasis en el daño ambiental y en la protección a las especies nativas.

## CONFLICTOS DE INTERÉS EN EL CONTROL BIOLÓGICO DE MALEZAS

Las políticas que rodean al control biológico de malezas llegan a ser complicadas cuando la maleza no es universalmente reconocida como indeseable (Tisdell *et al.*, 1984). Los rancheros de Australia, por ejemplo, le dicen la “maldición de Patterson” a *Echium plantagineum* L. mientras que los apicultores la conocen como “la salvación de Jane”. Obviamente, los rancheros favorecieron el control de este pasto inferior porque sabían que contiene compuestos potencialmente tóxicos para el ganado, mientras que los apicultores la valoran como una fuente de néctar para la producción de miel (Piggin, 1982). La resolución de este conflicto requirió de la intervención de la corte y por último de la aprobación del Acta del Control Biológico Australiano, la cual ahora considera intereses individuales en contra del bien nacional (Delfosse, 1985). La introducción de un agente de control biológico exótico es irreversible generalmente, pues los agentes son imposibles de erradicar después de su establecimiento (Harris 1988), así que todos los puntos de vista ameritan consideración. Esto dicta acciones conservadoras y consultas exhaustivas (DeBach, 1964b) y debe determinarse que el control biológico sirva a los intereses públicos. Cualquier conflicto debe ser resuelto antes de iniciar un proyecto. El proceso de inicio y conducción del control biológico de malezas está altamente regulado en los Estados Unidos, tanto para el nivel estatal como el federal, con leyes de protección de plantas que protegen los intereses agrícolas previniendo la introducción de plantas plaga. Sin embargo, se ha argumentado que el sistema de los Estados Unidos, por

no proporcionar oportunidades adecuadas para la contribución y divulgación pública, no es adecuado para la identificación y resolución de los conflictos de interés (Miller y Aplet, 2005). Un modelo más agresivo de resolución de conflictos existe en Nueva Zelanda, basado en la legislación que gobierna explícitamente la introducción de nuevos organismos.

## INVENTARIOS FAUNÍSTICOS: HALLAZGO DE AGENTES POTENCIALES PARA EL CONTROL BIOLÓGICO DE MALEZAS

### SELECCIÓN DE ÁREAS PARA EFECTUAR INSPECCIONES DE ENEMIGOS NATURALES

Una vez que se ha escogido una maleza como objetivo, debe decidirse dónde buscar sus enemigos naturales. Esto requiere la delimitación del rango nativo de la especie y la determinación de dónde se originó la población invasora. Tales determinaciones pueden involucrar el estudio de las floras regionales y de otro tipo de literatura, el examen de registros, de especímenes de herbario y consulta con botánicos, la revisión de documentos históricos, la concordancia del clima y los análisis genómicos. Muchas técnicas moleculares modernas ayudan en este proceso (Goolsby *et al.*, 2006a; ver también el Capítulo 15). Las áreas de búsqueda más prometedoras, dentro del rango nativo de distribución de la maleza, pueden ser mejor definidas por la identificación de los regímenes ecolimáticos que se aproximan a los de la área de liberación (ver el Capítulo 14) (McFadyen, 1991). Finalmente, puede ser importante comparar genotipos de plantas para asegurar que es inspeccionada la variante genética correcta de la maleza y para asegurar el biotipo del enemigo natural óptimo.

Cuando se seleccionan las áreas de investigación para los agentes de control biológico de una maleza en particular, se encuentra frecuentemente la frase “área de origen” como la zona más probable en la que se puedan encontrar especies herbívoras que sean específicas de la maleza a controlar. Esto generalmente significa la localización de la zona donde la especie vegetal evolucionó aunque algunas veces sirve para referir al área exacta dentro del rango geográfico completo en el cual fue introducida la maleza. Estas dos áreas pueden ser o no las mismas. La distribución actual no siempre es indicativa de los eventos evolutivos pasados, así que puede ser difícil definir el área evolutiva de origen (McClay *et al.*, 2004). Sin embargo, existen pistas, como enumeran Darlington (1957) y Cain (1943) que proporcionan una mirada hacia la historia geográfica de un taxón. Las dos más útiles de ellas son (1) el “*centro de diversidad*” del complejo de especies, la cual asume que el origen es donde está el mayor número de especies del grupo. Udvardy (1969) indicó que una alta relación de endemismos, para las especies de amplia distribución, es una indicación de qué tanto ha existido dentro de un área, un grupo taxonómico en particular. Tales centros de diversidad están donde los herbívoros especializados podrían haber evolucionado más fácilmente (Wapshere, 1974b); y (2) el “*grado de diferenciación*”, el que declara que debería haber diferencias mayores entre las poblaciones de una especie, entre las especies de un género o entre géneros de la misma familia, en las áreas donde el grupo ha durado más. Las comparaciones moleculares de diversidad genética entre los taxones permiten

tales comparaciones. La zona con mayor diversidad de haplotipos puede ser localizada para algunas plagas y esto puede usarse para inferir áreas de origen.

## CONDUCCIÓN DE INSPECCIONES

Después que un área de búsqueda es identificada, se realizan inventarios faunísticos para compilar una lista de especies herbívoras tan completa como sea posible (usualmente insectos o ácaros) y de fitopatógenos que ataquen a la planta. Las curvas de acumulación de especies (también llamadas curvas de refinamiento) pueden ayudar a determinar cómo ha sido inspeccionada un área completa y para comparar la riqueza de especies entre áreas (Müller-Schärer *et al.*, 1991). Esto involucra el trazado del número de especies encontrado contra el número de individuos muestreado o alguna otra medida de esfuerzo de muestreo (Krebs, 1999; Heard y Pettit, 2005). Estos datos típicamente forman una curva que se nivela conforme son colectadas las especies comunes y se necesita un incremento en el esfuerzo para detectar especies más raras. La asíntota de la curva estima el total de especies en la comunidad que son contables usando los métodos empleados.

Durante las inspecciones, cientos de especies pueden ser enumeradas. Por ejemplo, 116 insectos fitófagos del kudzu *Pueraria montana* var. *lobata* fueron identificados (Willd.) Maesen & S. Almeida en China. Más de 450 especies de insectos fueron identificadas de *Melaleuca quinquenervia* (Cavier) Blake durante las inspecciones en Australia (Balciunas *et al.*, 1994a) y casi el mismo número de *Mimosa pigra* L. en las Américas (Heard y Pettit, 2005). Obviamente, no todas pueden ser completamente estudiadas, comparadas y clasificadas para escoger al “mejor” candidato, como es algunas veces sugerido (p. ej., Myers, 1985; Denoth *et al.* 2002), por lo que dar prioridad a algunas especies y permitir la opinión de un experto se hace necesario. La oportunidad frecuentemente dicta cuáles organismos pasan por una evaluación adicional. Esta oportunidad puede depender de la secuencia del descubrimiento, la rareza o lo común que sea el organismo, su rango de distribución, estacionalidad o permanencia, la facilidad de la cría y el desarrollo de la investigación de las colonias, el tiempo requerido para el desarrollo (algunos barrenadores de madera, por ejemplo, requieren dos años para completar su ciclo de vida), el conocimiento de especies similares por el investigador y la intuición. Esto toma un tiempo considerable para desarrollar un agente de control biológico como candidato para la liberación. Por tanto, mejor que enumerar todas las especies posibles que conducirían a largos estudios sobre cada especie en la lista antes de elegir a los candidatos, los agentes prometedores usualmente son seleccionados rápidamente y los estudios se empiezan sobre ellos. No son selecciones al azar, como algunas veces se ha implicado (Myers, 1985) sino que son opciones bien pensadas, basadas en la información disponible, la observación directa, la experiencia y el conocimiento del grupo de investigación y de la realidad práctica encontrada.

El concepto de “selección del agente de control”, en el cual la biología de la maleza es comparada con el modo de acción de los candidatos, podría jugar un papel importante en el proceso de selección para identificar el tipo de agente necesario (Briese *et al.* 2006a). Los estudios, tanto en los sitios nativos de distribución de la maleza como en los sitios invadidos, muestran cuáles tipos de enemigos naturales serían erróneos en la zona invadida, e indican cuál grupo de especies podría ser introducido con utilidad. Los estudios

comparativos de la dinámica de las poblaciones de la maleza, tanto en áreas nativas como en las invadidas, usando modelos de población, pueden determinar cómo la transición crítica o las fuerzas que controlan los ciclos de vida de las plantas pueden diferir entre esas áreas, orientando adicionalmente hacia introducciones que pueden ser útiles (Briese *et al.*, 2002a,b, 2006a; Jongejans *et al.*, 2006). Tales estudios pueden indicar qué grupos de candidatos de agentes son más probables de afectar la dinámica poblacional de la maleza. Esta información guía la búsqueda de los candidatos a agentes de control (Briese *et al.* 2006a). Obviamente, esto requiere un estudio extensivo, tanto de la maleza como de los agentes candidatos en los sitios nativos y en los sitios invadidos, lo cual necesita un compromiso de recursos a largo plazo. Este enfoque es facilitado por la disponibilidad de laboratorios y de personal en la zona donde se necesitan los estudios (Goolsby *et al.*, 2006a) pero llega a ser mucho más difícil en áreas remotas o peligrosas, no recomendables para visitas frecuentes.

La opinión varía sobre si las especies comunes, distribuidas ampliamente, o si las especies raras, dispersas, son mejores agentes para el control biológico. Es probable que las especies comunes, ampliamente distribuidas, toleren un amplio rango de condiciones ambientales y su éxito sobre las plantas hospederas es obvio. Estos agentes son encontrados frecuentemente al principio de las inspecciones y son los primeros en ser liberados, conduciendo a algunos a pensar que son los más probables de tener éxito. Heard y Pettit (2005) notaron que el picudo y el psílido que habían tenido un impacto sobre la producción de semillas de *M. pigra* en Florida, de hecho fueron especies ampliamente distribuidas y abundantes en el sitio nativo mientras que las especies raras no habían tenido mucho impacto.

Por otra parte, es menos probable que las plantas se hayan adaptado al daño causado por especies raras, especialmente si la supresión por enemigos naturales ha causado su rareza. Tales especies, si son liberadas de sus enemigos naturales a través de la importación, es probable que incrementen significativamente el tamaño de su población. Por ejemplo, la avispa de las agallas de las yemas florales *Trichilogaster acacialelongifoliae* (Froggatt), la cual controló en Sudáfrica a *Acacia longifolia* (Andr.) Willd., era rara en su nativa Australia (Neser, 1985), debido a un fuerte parasitismo y competencia con las larvas de una polilla Gracillariidae. Sin embargo, en dos generaciones, la avispa de las agallas redujo la producción de semillas hasta un 95-99%, disminuyó la biomasa del árbol e incrementó su mortalidad (Dennill, 1985; Dennill *et al.*, 1999). El éxito de este proyecto (Dennill y Donnelly, 1991) muestra el valor potencial de las especies raras.

## SEGURIDAD: “¿SE COMERÁN ESOS INSECTOS MIS ROSAS?”

La consideración más importante en la selección de un agente de control biológico es el grado de riesgo para otras plantas en la zona receptora. Existen dos componentes para este riesgo, el primero es la adopción de otras plantas como hospederas completas, con consecuencias irreversibles a largo plazo y el segundo son los efectos de la alimentación temporal sobre otra planta con consecuencias reversibles, localizadas y a corto plazo (Briese y Walker, 2002). Ambas posibilidades podrían ser consideradas durante el proceso de ensayo. Briese y



Walker (2002) recomiendan separar la medición del riesgo en tres elementos: relación filogenética, traslape biogeográfico y similitud ecológica. El enfoque filogenético de Wapshere (1974a) sigue siendo el elemento central en la evaluación del riesgo, pero este enfoque más nuevo también da peso a la distribución geográfica predicha del agente en la región receptora, en relación con la distribución de las otras plantas que potencialmente estarían en riesgo. Además, este esquema más nuevo toma en consideración el grado de similitud ecológica entre la maleza y la otra especie, con respecto a los requisitos específicos necesarios para que el agente sobreviva y complete su ciclo de vida.

La determinación del rango de hospederos es un ejercicio de evaluación del riesgo en lugar de un mecanismo para asegurar la seguridad absoluta del candidato a agente de control (Briese y Walker, 2002). Esto siempre podría ser un riesgo, pero puede ser minimizado. Una lista de plantas de prueba podría ser desarrollada antes de iniciar los estudios del rango de hospederos. Se da prioridad a los linajes filogenéticos que están asociados más cercanamente a la maleza problema y progresivamente se asigna menos énfasis a los taxa con relaciones más distantes (Wapshere, 1974a). Este proceso requiere del conocimiento de la filogenia y de la taxonomía de la planta, lo cual ha sido enormemente mejorado con la llegada de la sistemática molecular (Goolsby *et al.*, 2006a). Briese y Walker (2002) sugieren que la ecología y la biogeografía sean adicionadas como filtros modificadores adicionales en la evaluación del riesgo indicada antes. Otros criterios usados frecuentemente para establecer las listas de plantas de prueba incluyen (1) hospederos conocidos de especies cercanamente emparentadas filogenéticamente al agente candidato de control biológico (especialmente especies en el mismo género), (2) especies vegetales simpátricas similares ecológicamente que ocurren en el mismo hábitat de la maleza problema, (3) especies vegetales importantes económicamente, especialmente las que se desarrollan en la misma zona climática que la maleza, y (4) plantas distantes o no relacionadas, con fitoquímica similar que pudiera ser atractiva para el agente de control.

Los objetivos “más seguros” usualmente son los que no tienen parientes económicamente importantes o nativos en la zona donde se requiere el control (incluyendo un bajo o nulo traslape biogeográfico o filogenético). Muchas especies vegetales son incluidas en los esquemas de pruebas del rango de hospederos por razones políticas más que por razones científicas, lo cual ha permitido sugerir que tales pruebas, aunque son políticamente tranquilizantes, proporcionan poca información útil y deberían ser abandonadas (Briese, 2003; Briese and Walker, 2002). Sin embargo, Harris (1989) indica que no se debe descuidar los aspectos políticos de un programa de control biológico. Otros autores argumentan que la filogenia sola no es un criterio suficiente, que las similitudes químicas predicen mejor el uso de hospederos porque las especies con químicas secundarias similares son importantes para ser incluidas en las evaluaciones del rango de hospederos (Becerra, 1997; Wheeler, 2005).

La información útil acerca del rango de hospederos también pueden ser derivada de observaciones de campo o de pruebas a campo abierto en el país de origen que comparen la ocurrencia del agente candidato sobre la maleza problema con las especies con las que coexiste, especialmente especies del mismo género o de importancia económica. Sin embargo, todas las especies de interés pueden no encontrarse juntas, por lo que las comparaciones deseadas no siempre son posibles. Para remediar esto, pueden dispersarse otras especies entre las malezas a controlar en parcelas de jardines o ser colocadas en sitios de campo para determinar su uso potencial por el agente potencial (Clement y Cristofaro, 1995; Uygur *et al.*, 2005). Este método

de pruebas produce datos valiosos sobre el rango de hospederos bajo condiciones naturales. Sin embargo, la desventaja viene del hecho de que las densidades del insecto son difíciles de regular y pueden no estar a los niveles de población comparables con los producidos en las regiones no nativas, después de haberse liberado de sus enemigos naturales. Además, todas las pruebas del rango de hospederos, como las de campo abierto, intrínsecamente son pruebas de “opción” por naturaleza y tienen algún riesgo de que los hospederos de bajo rango puedan llegar a no ser reconocidos, y entonces ser atacados si el agente se dispersa más allá del rango de la maleza clave (ver el Capítulo 17). Briese *et al.* (2002c) minimizaron esta posibilidad al usar una prueba a campo abierto de dos fases, donde la primera fase permite la opción entre la maleza problema y otra especie. Las malezas clave entonces fueron cortadas al inicio de la segunda fase, después de que los insectos las habían colonizado, lo cual los forzó a usar a las otras especies, a emigrar o a morir de hambre. Este enfoque fue usado para evaluar cuatro candidatos para el control de *Heliotropium amplexicaule* Vahl. Las cuatro especies se alimentaron solamente de la maleza problema y de una especie cercanamente emparentada de *Heliotropium* durante la primera fase. Una de los candidatos, un trips, desapareció rápidamente después de que el hospedero preferido fue removido mientras que otro candidato, un escarabajo de las hojas, persistió por algunos días sobre la planta emparentada antes de desaparecer también. En contraste, la tercera especie, otro escarabajo de las hojas, rápidamente colonizó y se alimentó sobre la planta emparentada a *Heliotropium*. Esos resultados demostraron la conducta de selección del hospedero de estos insectos bajo condiciones normales y también durante las circunstancias extremas que podrían ocurrir después de que un agente ha destruido la maleza problema (Briese *et al.*, 2002c). Deloach (1976) usó un enfoque similar para evaluar a un picudo (*Neochetina bruchi* Hustache) para controlar al lirio acuático. Se colocaron plantas de otras especies alrededor de una pequeña piscina con plantas de lirio acuático las cuales fueron infestadas con los picudos y después se asperjó un herbicida en el lirio acuático. Después se monitorearon las otras especies para determinar si los picudos se pasaron a ellas cuando las plantas hospederas murieron.

Basados en los tipos de información mostrados anteriormente, la mayoría de los datos de rangos de hospederas provienen de experimentos efectuados bajo condiciones controladas (ver el Capítulo 17). Estos bioensayos confrontan al agente potencial con varias especies vegetales de prueba, usualmente en un ambiente de “jaulas”. La selección de hospederas es un proceso que involucra una secuencia de comportamientos ligados (Heard, 2000), por lo que es importante determinar primero cuándo y en qué estado ocurre la selección de la planta hospedera (Wapshere, 1989). Por ejemplo, la hembra de la mosca de la agalla de la melaleuca (*Fergusonina turneri* Taylor) selecciona a la hospedera larval porque la larva no podría sobrevivir en otra parte que la planta y moverse a otra hospedera. En este caso, la oviposición es el estado crítico en la selección del hospedero y no habría necesidad de probar la alimentación larval. Otros insectos que se alimentan en forma externa y que son más móviles, como los saltamontes, pueden moverse fácilmente entre plantas que el punto de selección de la hospedera es menos aislado. Este tipo de información es necesario para diseñar pruebas en las cuales a los candidatos se les permita escoger entre dos o entre más especies de prueba que no son la maleza a controlar (opción sin testigo), entre dos o más especies de prueba y sus hospederas normales (opción con testigo); o no se les da opción y son forzados a subsistir sobre la planta de prueba o a perecer (pruebas de inanición). Los resultados son discutidos usualmente en términos del “desempeño” del candidato sobre las especies prueba, en relación con

la hospedera normal. La evaluación del desempeño involucra medidas de sobrevivencia, tasas de alimentación, tiempo de residencia sobre la planta, cantidad de tejido consumido, tasas de crecimiento y desarrollo, tasas reproductivas y otros parámetros del ciclo de vida. Los datos resultantes deben ser considerados colectivamente para proporcionar un panorama completo de la conveniencia de las especies vegetales de prueba como potenciales hospederas suplentes (van Klinken, 2000).

## DETERMINACIÓN DE LA EFICIENCIA ANTES DE LA LIBERACIÓN

Se ha reconocido desde hace tiempo que podría ser deseable predecir la efectividad de los agentes biológicos, antes de introducirlos. Esto podría reducir el riesgo de los efectos negativos (ver el Capítulo 18 sobre los efectos indirectos) e incrementar la eficiencia al no malgastar recursos para evaluar agentes ineficientes (McClay y Balciunas, 2005). Harris (1973) desarrolló un sistema de puntaje que después fue modificado por Goeden (1983), en un intento por elegir insectos como agentes efectivos. Estos sistemas incluyen una tendencia hacia las malezas ubicadas en el oeste de los Estados Unidos y enfatizan las características de los agentes pero de igual manera ignoran características igualmente importantes de las plantas. Más bien, lo que importa es predecir qué tanto daño puede hacer un agente dado a la maleza y comparar esto con la cantidad de daño necesario para su control (Harris, 1985). Wapshere (1985) criticó los esquemas de Harris y Goeden, y modificó un enfoque ecológico propuesto anteriormente (Wapshere, 1970a), el cual enfatiza los efectos de un agente sobre una maleza en su rango nativo. Sin embargo, la observación de tales efectos durante períodos cortos de tiempo no siempre revela la causa de origen de la densidad o del grado de daño a la maleza.

En términos generales, el efecto de un agente de control depende de cuatro factores: (1) el daño infligido *per capita*, (2) la tasa de incremento de la población del agente, (3) la duración del ataque, y (4) momento del ataque. El primer aspecto es altamente predecible, partiendo de las pruebas de laboratorio, los otros no lo son. Todavía nadie ha anticipado exitosamente el impacto de un nuevo agente de control biológico, antes de su liberación. No obstante, ya que un alto impacto *per capita* es una condición necesaria si no suficiente de un agente efectivo, la medición del daño *per capita* antes de la liberación es un buen primer paso. Tal información asegura que un agente aprobado para liberación, al menos tiene algún potencial para controlar la maleza. El enfoque de los modelos defendidos por Briese (*et al.* 2006a), en conjunto con la información sobre el impacto *per capita*, puede ayudar a determinar que el estado del ciclo de vida de la maleza apropiado será atacado por los agentes de control escogidos para liberación.

Ya que el alto impacto *per capita* es necesario, pero no suficiente, los efectos sobre el desempeño en una planta no se correlacionan directamente con los efectos sobre la dinámica de población de la planta (Crawley, 1989). En última instancia, el impacto de un agente depende de la combinación del nivel de daño que inflinge *per capita*, qué tanto de la densidad el agente puede lograr controlar después de la liberación y la significancia del daño a la dinámica de población de la planta (Cullen, 1995). Desafortunadamente, los resultados del control biológico no son generalizables y el impacto de un insecto sobre su planta hospedera no sirven para predecir el resultado de otro agente sobre otra planta, aunque compartan algunas similitudes. Cada caso es único porque varían los factores climáticos, la competencia y la depredación, así

como otros aspectos nuevos del ambiente. En lugar de esforzarse por predecir la eficiencia a través de varios proyectos, una mejor meta es el *manejo adaptativo*, en el cual el objetivo es aprender tan rápidamente como sea posible cómo afectan los agentes disponibles a otras especies en el ambiente receptor y usar esta información para guiar el proyecto (Shea *et al.*, 2002). Tal manejo adaptativo también implica analizar proyectos exitosos conducidos en otras áreas contra la misma maleza, para determinar cuánto del éxito previo podría ser transferible a una nueva localidad.

## ¿CUÁNTOS AGENTES SON NECESARIOS PARA EL CONTROL DE MALEZAS?

Cuántas y cuáles combinaciones de agentes de control conducen a reducir la densidad de las especies vegetales invasoras son preguntas ampliamente debatidas. Sin embargo, la respuesta difiere para cada asociación única de planta-insecto y no es generalizable. La respuesta es lo que los agentes le causan a la planta y cómo interactúan sus impactos, no sólo el número de agentes que causan reducciones en la densidad de población de las malezas (Hoffmann y Moran, 1998).

Algunos ecólogos argumentan que el número de los agentes de control biológico introducidos contra una maleza dada debería ser severamente minimizado, para que sea “más basado en la ciencia” (Harris, 1977), o para disipar intereses sociales acerca de potenciales efectos indirectos impredecibles (Denoth *et al.*, 2002), o por miedo que la interferencia entre los agentes pueda disminuir el impacto total alcanzado (p. ej., Crowe y Bouchier, 2006). Otros ecólogos han expresado un concepto contradictorio llamado “estrés cumulativo” (Harris, 1981, 1985), donde varias especies que actúan juntas son más probables de sobrepasar un umbral de daño, más allá del cual la planta no es capaz de tolerar estrés adicional y perece. De hecho, este principio ha sido demostrado en el caso de *Sesbania punicea* (Cav.) Benth. en Sudáfrica. Hoffmann (1990) determinó que el control de este pequeño árbol requeriría una reducción del 99.9% de la producción de semilla. Tres insectos fueron introducidos: *Trichapion lativentre* (Bèguin-Billecocq), el cual destruye las yemas; *Rhyssomatus marginatus* Fåhraeus, que se alimenta de las semillas; y *Neodiplogrammus quadrivittatus* (Olivier), el cual barrena los tallos. *Trichapion lativentre* redujo la producción de semilla hasta un 98%, al atacar las yemas florales y *R. marginatus* destruyó hasta un 88% de las semillas restantes del cultivo (Hoffmann and Moran, 1992). Juntos suprimieron completamente la reproducción. La reducción de los grupos existentes de la maleza, sin embargo, fue más cercanamente asociado con *N. quadrivittatus* (el barrenador), mientras que uno o ambos de los otros supresores de semillas estaban presentes (Hoffmann and Moran, 1998). Colectivamente, esos tres agentes redujeron la maleza a niveles insignificantes, lo cual no habría ocurrido con cada uno de ellos actuando independientemente (Hoffmann y Moran, 1998). Sin embargo, en otros casos, como la interacción entre *Urophora affinis* Frauenfeld y el picudo *Larinus minutus* Gyllenhal, al atacar las cápsulas de semillas de *Centaurea stoebe micranthos*, mostraron que existe el potencial para que los agentes de control biológico actúen antagónicamente hasta un punto que se reduzca, en lugar de que se incremente el control de la maleza (Crowe y Bouchier, 2006). Por tanto, la determinación si agentes adicionales pudiesen ser benéficos o no debe efectuarse en cada caso.

La importancia de los agentes múltiples es escondida por algunos reportes en la literatura: Myers (1985), basado en un análisis posterior de 26 proyectos exitosos citados por Julien (1982) concluyó que, en un 81% de los casos, el éxito se debió a la introducción de una sola especie de insecto, en lugar de al estrés acumulado ocasionado por varias especies. Sin embargo, esto se basó en evaluaciones subjetivas de cuánto contribuyó cada agente, sin análisis experimentales del impacto, donde los tratamientos consisten en varias cantidades de agentes. Este análisis no distingue entre un agente solo que es efectivo individualmente y entre este mismo agente siendo el dominante dentro de un grupo de agentes que colectivamente causan suficiente estrés sobre la planta para controlarla. Denoth *et al.* (2002), usando una base de datos actualizada (Julien y Griffiths, 1998), reconocieron que la tasa de establecimiento del agente no difería entre los proyectos de un agente solo y los de agentes múltiples, y que el éxito se incrementó (aunque estadísticamente débil) conforme fueron liberados más agentes.

El registro histórico del control biológico de malezas, entonces, no apoya fuertemente cada uno de dichos puntos de vista (un agente solo efectivo, comparado con el estrés acumulativo de los agentes múltiples); respuestas más claras están disponibles para casos individuales, tal como el ejemplo de *S. punicea* discutido anteriormente (Hoffmann y Moran, 1992), el cual apoya fuertemente el mecanismo del estrés acumulativo. Debería aclararse que el orden en el que los agentes son liberados puede ser importante. Un agente, por ejemplo, podría debilitar la maleza en una forma que incremente su susceptibilidad a otro agente. O, contrariamente, un agente podría mermar un recurso crítico necesario para un segundo agente. En el primer caso, el establecimiento de un agente subsiguiente debería ser facilitado; en el segundo caso, podría ser inhibido.

## LIBERACIÓN, ESTABLECIMIENTO, DISPERSIÓN

Los muchos años de trabajo diligente que conducen a la liberación de un agente son desperdiciados si el agente no se establece, por lo que es prudente hacer un esfuerzo significativo para maximizar la probabilidad de colonización del campo (ver el Capítulo 19). Para que las poblaciones de insectos fitófagos se establezcan, necesitan un clima favorable, plantas hospederas disponibles, ausencia de competencia severa, refugio, tipo de suelo adecuado y otros factores físicos (Sutherst, 1991). Las poblaciones incipientes localizadas pueden morir también, debido a eventos aleatorios no comunes como las inundaciones o el fuego (p. ej., Hoffmann y Moran, 1995), y en tales casos, los esfuerzos posteriores de liberación podrían permitir resultados más exitosos. Ha habido cerca de 1,200 intentos alrededor del mundo para establecer agentes de control biológico de malezas (Julien y Griffiths, 1998; suplementado con múltiples fuentes), siendo un intento la liberación de un agente de control biológico contra una maleza en una sola área geográfica. Los agentes se establecieron exitosamente en 720 casos, mientras que el establecimiento fracasó claramente en 347 casos, y los resultados fueron inconclusos para los 133 casos restantes. Además, un tercio de todos los intentos en los cuales se conocen los resultados como fallidos, lo fueron debido a la carencia de establecimiento. La tasa de éxito de los proyectos, entonces podría ser mejorada drásticamente al poner más recursos en ese aspecto del programa. Esto requiere de un entendimiento extenso de los requerimientos ecológicos del agente que está siendo liberado.



Cuando pocos individuos están disponibles para la liberación, una decisión debe tomarse entre hacer unas pocas liberaciones grandes o varias más pequeñas. La mejor opción depende de las características del agente, así como de las condiciones de campo (ver Grevstad, 1999a). La población mínima viable (PMV) de algunas especies, como el picudo de la melaleuca *Oxyops vitiosa* Pascoe, parece ser muy baja (Center *et al.*, 2000) porque pueden establecer poblaciones con relativamente pocos individuos, quizá hasta con una sola hembra grávida. En esos casos, es más inteligente prevenir los riesgos de la extinción local al liberar los insectos disponibles en muchos sitios. Otras especies, para las cuales los niveles de la PMV son más altos, pueden requerir la liberación de grandes números en menos localidades (p. ej., Memmott *et al.*, 1998; Grevstad, 1999b) y quizás repetir el aumento de las colonias fundadoras con liberaciones suplementarias (p. ej., Center *et al.*, 1997a).

Los números de individuos (pero no su diversidad genética) pueden ser incrementados con la cría masiva, pero esto puede ser difícil cuando los agentes tienen que ser criados sobre plantas. Otra estrategia usada frecuentemente es primero establecer una colonia bien cuidada en un solo sitio de campo, para contar con una reserva para diseminación a otras áreas. Las jaulas pueden ser usadas al principio en programas de liberación para mantener juntos a los individuos de la colonia fundadora y así maximizar su oportunidad de encontrar pareja. Las jaulas también ocultan a los agentes de algunos depredadores y los protegen (y a sus plantas) de las tormentas o de otro daño (Briese *et al.*, 1996). Las jaulas son removidas después de que la población se establece y sus números se han incrementado. Las condiciones del sitio o de la planta a veces pueden ser manipuladas también para incrementar la probabilidad de que el agente se establezca o se incremente más rápidamente. Por ejemplo, la reproducción en algunos insectos está relacionada al valor nutritivo del tejido vegetal (p. ej., *Cyrtobagous salviniae* Calder & Sands). Los niveles de nitrógeno en los tejidos pueden ser incrementados usando fertilizantes, de esta forma facilitando el incremento de la población (Room and Thomas, 1985). Otras especies pueden necesitar períodos de crecimiento vegetal nuevo (e.g., *O. vitiosa*), el cual puede ser inducido por la poda o el corte.

Después del establecimiento, es útil medir las tasas de dispersión para determinar dónde hacer liberaciones adicionales. El monitoreo de la dispersión frecuentemente emplea trayectos desde el punto de la liberación, en dirección a los cuatro puntos cardinales. Los observadores siguen el trayecto, cuando continuamente investigan o buscan al agente en puntos determinados. Las trampas o plantas centinela pueden ser posicionadas en puntos de monitoreo para facilitar la detección. La distancia de dispersión promedio en todos los trayectos, dividida entre el tiempo después de la liberación (o después del establecimiento) indica la tasa de dispersión de la población. No todos los organismos se dispersan en un patrón simétrico, aunque sea radial, por lo que las técnicas de monitoreo pueden necesitar ser modificadas conforme se necesite (p. ej., Grevstad y Herzig, 1997). Diseños más sofisticados que emplean una cuadrilla espacial con localidades de muestreo espaciadas regularmente también pueden ser empleados. Éstas son hechas usualmente usando GIS (por su sigla en inglés: Geographic Information Systems) y superponiendo las cuadrillas con mapas con características físicas (lagos, riachuelos, bosques, suelos, etc.) y ambientales (dirección del viento, patrones de lluvia, etc.) del paisaje. Las distribuciones son determinadas periódicamente muestreando repetidamente las partes de la cuadrilla. Los datos pueden ser analizados usando modelos espaciales.

## EVALUACIÓN DE IMPACTOS

El impacto de un agente de control biológico introducido sobre una maleza clave debe ser considerado en al menos tres diferentes niveles: 1) sobre su desempeño en plantas individuales, 2) sobre las poblaciones de la planta a nivel local, y 3) en el paisaje o a nivel regional. Algunas de estas consideraciones son las mismas que las del control biológico de artrópodos (ver el Capítulo 20), pero otras, particularmente algunos aspectos del impacto sobre el desempeño de los individuos, son distintivas.

Los efectos sobre su desempeño en plantas individuales pueden ser medidos en un laboratorio o un lugar en el campo, y usualmente involucran la comparación de la reproducción de las plantas (floración y producción de semillas), estatura de la planta y el crecimiento vegetativo entre tratamientos con el agente de control biológico y sin él. En algunos casos, las densidades del agente de control biológico pueden ser variadas para determinar los umbrales de daño crítico. Las densidades de los insectos pueden ser reguladas usando recintos de inclusión, excluyentes o insecticidas. Los experimentos de exclusión con insecticidas frecuentemente son los más valiosos ya que las jaulas pueden ser un factor de confusión. Los insecticidas, sin embargo, generalmente fallan en eliminar totalmente la población del agente y las densidades sobre las plantas no tratadas son casi imposibles de controlar. Los tratamientos, entonces, son mejor reportados como “bajo” vs “alto”. Estos estudios son vitales para el reconocimiento de los síntomas del estrés inducido por bioagentes en escenarios naturales de campo.

Como se indicó anteriormente, demostrar que los agentes de control biológico afectan el desempeño de la planta es completamente diferente a demostrar que afectan la dinámica poblacional de la planta (Crawley, 1989). Por esta razón son necesarios los estudios sobre las poblaciones de plantas, a nivel local. Para ser considerados exitosos, debe demostrarse que el control biológico reduce la densidad de la planta o la superficie que cubre o que permite un control más eficiente por otros medios. La determinación de los efectos del nivel de la población usualmente involucra los estudios de reclutamiento, densidad de plantas en el grupo, la extensión que cubre y las tasas de expansión. Idealmente, las poblaciones de plantas deberían ser comparadas experimentalmente entre sitios donde el agente ha sido liberado y sitios testigo similares, donde no ha sido liberado (McClay, 1995). Los datos de la línea base, de los cuales pueden ser medidos los cambios después del establecimiento de los agentes de control biológico, son ventajosos, tanto que el monitoreo podría empezar aún antes de que las liberaciones sean realizadas. Las relaciones entre las características de las plantas pueden ser aclaradas para que las relaciones alométricas pueden ser establecidas. Esto permite la estimación de variables que requieren muestras destructivas de medidas morfométricas obtenidas más fácilmente (p. ej., biomasa de acuerdo a la altura de la planta).

La extensión geográfica del impacto de los agentes debería ser determinada enseguida al hacer evaluaciones en muchos sitios. Esto frecuentemente excluye la colección de datos detallados. Un ejemplo se encuentra en un estudio de la mosca minadora de la hydrilla (*Hydrellia pakistanae* Deonier). Se colocaron diversos números de moscas sobre la hydrilla en tanques y se encontró que el porcentaje de manojos de hojas que fueron dañados proporcionaba un indicador de la intensidad larval. El daño de hasta 60-70% de los manojos de hojas fue un umbral asociado con la reducción de la biomasa. El monitoreo durante diferentes épocas del año reveló en algunos lugares que los niveles de daño raramente excedían el 15% de los manojos

de hojas, indicando que las moscas no causaron daño suficiente para afectar la densidad de la planta. Estos datos indicaron la necesidad de introducir agentes de control biológico adicionales (Wheeler y Center, 2001).

El enfoque de la evaluación menos detallada involucra evaluaciones regionales amplias del rango y de la extensión de la maleza, usualmente como el total de acres afectados en la región y cómo estos rangos cambian conforme los agentes de control ejercen sus efectos. Esto involucra imágenes satelitales, muestreos aéreos o el esfuerzo concertado de grandes números de participantes que hacen los muestreos en tierra. Tales evaluaciones son usualmente hechas por agencias de manejo de recursos, en lugar de grupos de investigación individuales. Estos datos, junto con la información de las fases de evaluación previa, proporcionan un panorama completo del impacto del control biológico a nivel del paisaje.

## IMPACTOS NO PLANEADOS

Existe el interés sobre los efectos potenciales de los agentes de control biológico introducidos sobre otros organismos. Las predicciones del rango de hospederos derivadas de las pruebas de laboratorio entonces son importantes. Los hospederos potenciales, distintos a la maleza problema, deberían ser identificados en los sitios de liberación y revisados periódicamente para buscar si hay daño. Parcelas de campo que contengan plantas de prueba de esas otras especies, pueden ser establecidas en áreas infestadas de malezas y entonces monitoreadas sobre bases regulares. Los experimentos comunes ‘de jardín’ también pueden ser usados. También el agente de control biológico puede ser liberado directamente en hospederas potenciales (distintas de la maleza a controlar) y después observadas para determinar su tiempo de residencia. El monitoreo para detectar los efectos indeseables potenciales, o su ausencia, es requerido actualmente como una condición para otorgar los permisos de liberación en los Estados Unidos (APHIS-PPQ Forma 526).

## ¿CUÁNDO ES UN PROYECTO EXITOSO?

El éxito del control biológico de malezas debe ser juzgado por proyecto, no por agente de control (McFadyen, 2000). La tasa de éxito de agentes individuales no es importante: de hecho, se espera que sólo algunos de los agentes usados en un programa de control contribuyan a su éxito. La mayoría de los autores usan “éxito” y significa “éxito completo”, en el cual ninguna otra medida de control es requerida para reducir la densidad de las malezas a niveles que no sean problema. Sin embargo, esto descuida la importancia de los proyectos parcialmente exitosos, los cuales tienen valor porque menos esfuerzo es requerido para controlar la maleza, ya sea porque la densidad o la extensión de las malezas es reducida o porque la maleza es menos capaz de reinvadir áreas despejadas o es más lenta para dispersarse (Hoffmann, 1995). Aún cantidades moderadas de estrés pueden reducir la capacidad de competitividad de la planta y hacerla menos invasora.

Los agentes exitosos de control biológico frecuentemente actúan evitando explosiones de población, no reduciendo poblaciones que son ya altas. Entonces, para ver el control biológico en acción, puede ser necesario percibir que nunca pasen dichos aumentos. Ésta es una

hazaña difícil y explica porqué tantos proyectos de control biológico son evaluados en forma incompleta y aún proyectos exitosos pueden ser olvidados o infravalorados. Las estadísticas de las tasas de éxito deberían de ser vistas con reserva y ser consideradas conservadoras ya que sólo son reportados los éxitos obvios. Además, la disminución de malezas puede incrementar durante muchos años o aún décadas y puede no ser fácilmente observada, especialmente cuando los cambios en la línea base de observación a través del tiempo o los cambios de personal a través de las décadas, interrumpen la colección de datos críticos. Los éxitos de los proyectos deberían ser valorados en términos de los objetivos originales del propio proyecto.

Un proyecto es exitoso económicamente cuando los beneficios económicos de la supresión de la maleza exceden los costos del proyecto. El daño hecho por las malezas, sin embargo, algunas veces es difícil de medir, como lo es el beneficio conseguido por los agentes de control biológico. Los beneficios del control biológico continúan acumulándose indefinidamente a través del tiempo, tanto que la proporción costo/beneficio de un proyecto, aumenta anualmente después del control exitoso. Además, los factores económicos como las tasas de inflación cambiantes, los precios de los productos agrícolas o las ganancias de inversiones alternas hacen complejo el computo de beneficios (Room, 1980). Page y Lacey (2006) elaboraron un análisis económico de 104 años de proyectos de control biológico de malezas en Australia y encontraron que el retorno anual en ese período fue de \$95.3 millones para un promedio anual desembolsado de sólo \$4.3 millones. El retorno total fue estimado en cerca de \$10 billones, haciéndolo uno de los programas científicos más exitosos en la historia de la nación.

En los éxitos ecológicos, la medida relevante para los proyectos contra malezas en áreas naturales no es la medida en términos económicos sino el grado en el cual las comunidades naturales invadidas regresan a su estado previo a la invasión, conforme son reducidos los efectos competitivos de la maleza invasora.

## CONCLUSIONES

Los programas de control biológico clásico de malezas han llegado a incrementar su sofisticación, siendo formados con numerosas facetas distintas, frecuentemente involucrando múltiples laboratorios extranjeros y domésticos, y los esfuerzos de numerosos científicos con experiencia en campos ampliamente divergentes. Este incremento en las demandas para el conocimiento comprensivo, tanto de la maleza problema como del agente de control propuesto para liberación, hace que los programas pequeños de control biológico de malezas sean difíciles y potencialmente irresponsables. Sin embargo, la mayoría de los programas de control biológico no siguen una secuencia lineal de pasos, tal como se describe en la literatura (p. ej., Wapshere *et al.*, 1989). Con mayor frecuencia, requieren de un manejo adaptativo en el cual las metas sean fijadas de acuerdo a una estrategia general, pero con un plan de aprendizaje tal que los pasos prescritos puedan ser alterados, conforme el conocimiento aumente y conforme decrezca la incertidumbre (Shea *et al.*, 2002). El enfoque adaptativo permite el uso eficiente de los recursos humanos y materiales, los cuales frecuentemente son limitantes. Los proyectos deberían ser efectuados en plenitud, incluyendo las evaluaciones subsecuentes. Los compromisos deberían ser ajustados a los resultados para asegurar que las evaluaciones sean incluidas como parte de un paquete completo de financiamiento. El seguimiento debería

incluir los efectos en otros organismos y en la red alimenticia así como evaluaciones de la eficiencia de los agentes, tanto individual como colectivamente.