

Müller-Schärer, H., 2002. Biologische Verfahren. In: Unkraut: Biologie und Bekämpfung (P. Zwerger und H. U. Ammon, eds.) Ulmer Verlag, Stuttgart, 118-131.

5. 2. 1 Biologische Verfahren

5.2.1.1 Grundlagen

Die Häufigkeit und Verbreitung von Pflanzen wird abgesehen von Boden- und Klimafaktoren vor allem durch biologische Interaktionen bestimmt (Crawley 1983). Bei der Durchsicht der Literatur, die sich mit der Häufigkeit und Verbreitung von Pflanzen beschäftigt fällt auf, dass natürliche, biotische Begrenzungsfaktoren in der Regel kaum Beachtung finden. Dies ist erstaunlich, da doch denselben natürlichen Gegenspielern (Antagonisten), wenn sie als Schädlinge und Krankheitserreger von Kulturpflanzen auftreten, zu Recht große Beachtung geschenkt wird, und ihre Bedeutung für die Entwicklung und den Ertrag von Kulturpflanzen allgemein bekannt ist. Pflanzen dienen zahlreichen Konsumentengruppen als Nahrungsressource; dies sind vor allem Mikroorganismen wie pilzliche Pathogene und Bakterien, Nematoden, Insekten und Milben, sowie Wirbeltiere. Diese sog. natürlichen Gegenspieler können dabei sowohl als zufällige (stochastische) wie auch als regulierende (dichteabhängige) Faktoren wirksam werden und dadurch zur "natürlichen" Kontrolle von Wirtspopulationen beitragen (Van Driesche und Bellows 1996).

Einige der im folgenden häufig verwendeten Begriffe seien hier kurz erläutert: Den Ausdruck Unkraut benutzen wir im folgenden als Artbegriff, d.h. wir verstehen darunter eine Pflanzenart (Kraut-, Baum- oder Grasart) deren Individuen oft in anthropogen-beeinflussten Habitaten vorkommen und dort die Absichten und/oder Aktivitäten des Bewirtschafters beeinträchtigen bzw. unter Unkräutern mehrere Pflanzenarten. Eine Unkrautpopulation ist eine Gruppe von Individuen der gleichen Unkrautart, die eine bestimmte Fläche besiedelt, während ein Unkrautbestand mehrere Unkrautarten auf einer bestimmten Fläche bezeichnet. Unter biologischer Unkrautregulierung verstehen wir den Einsatz von natürlichen Feinden zur Reduktion einer Unkrautpopulation, mit dem Ziel, diese unter die ökonomische und/oder ökologische Schadschwelle zu drücken. Diese Definition der biologischen Unkrautregulierung, wie sie z.B. von der Arbeitsgruppe "Biologische Bekämpfung" der "Europäischen Gesellschaft für Herbologie" benutzt wird, schließt also Kulturmethoden wie Fruchtwechsel, Mischkulturen, Blindstriegele usw. aus, die gelegentlich zur präventiven biologischen Unkrautbekämpfung gezählt werden. Nicht berücksichtigt werden außerdem der Einsatz von mikrobiellen Toxinen (von Mikroorganismen produzierte, pflanzenschädigende Stoffe), allelopathischen Effekten von Kulturpflanzen und Untersaaten sowie Herbizid-resistente Kulturpflanzen. In jüngerer Zeit wurden insbesondere Pflanzenschutzprojekte mit gentechnisch veränderten Organismen den biologischen Verfahren zugeordnet, was jedoch eher für den guten Ruf der biologischen Bekämpfung spricht, als ein Hinweis auf eine gemeinsame Pflanzenschutzstrategie ist.

5.2.1.2 Anwendungsgebiete der biologischen Unkrautregulierung

Unkräuter können in verschiedenen Bereichen ein Problem darstellen (Zimdahl 1993): i) In Intensivkulturen wie dem Acker-, Obst-, Wein- und Gartenbau; ii) Im Grünland; und iii) In nicht-landwirtschaftlichen Habitaten. Zu diesen zählen natürliche Habitats wie Erholungs- und Naturschutzgebiete, Ruderalflächen, sowie Flussufer und aquatische Habitats. Als Unkräuter im weiteren Sinne gehören zu letzteren auch Pflanzen, die in natürliche Habitats eindringen und diese gefährden können. Die in der Definition der biologischen Unkrautbekämpfung erwähnte "ökologische Schadschwelle" bezieht sich vorwiegend auf solche Situationen. Pflanzliche Eindringlinge sind meist florenfremden Ursprungs und werden daher auch als invasive Exoten bezeichnet. Mit diesen drei Kategorien sind auch unterschiedliche biologische Bekämpfungskonzepte verbunden.

Biologische Unkrautbekämpfung wurde in der Vergangenheit und zum Teil mit großem Erfolg gegen eingeschleppte Pflanzenarten eingesetzt, und vorwiegend in langlebigeren Habitatstypen, wie ungedüngtem Weideland und natürlichen oder naturnahen Habitats. Goeden (1988) und Harley und Forno (1992) geben einen kurzen historischen Abriss zur Entwicklung der biologischen Unkrautbekämpfung. Gemäss Goeden (1988) ist das erste dokumentierte Beispiel die Einfuhr der Schildlausart *Dactylopius ceylonicus* (Greene) von Brasilien nach Indien. Die Art ist irrtümlicherweise für *D. coccus* Costa gehalten und zur Produktion von Karmin 1795 eingeführt worden ist. Sie entwickelte sich auf der vorgesehenen, kultivierten Feigenkaktusart *Opuntia ficus-indica* (L.) Miller aber schlecht und wechselte rasch auf *O. vulgaris*, eine ursprünglich aus Südamerika eingeschleppte und weit verbreitete Unkrautart. Später wurde diese Schildlausart in verschiedene Länder importiert, in denen sie die Populationen von *O. vulgaris* erfolgreich reduzierte.

Die große Bedeutung, die natürliche Antagonisten für die Verbreitung und Häufigkeit von Wildpflanzen haben, wird oft erst erkannt, wenn Pflanzen außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebietes verschleppt werden und sich dadurch der Kontrolle durch ihre spezialisierten, natürlichen Feinde entziehen. Eingeführte Arten können vor allem in Habitats eindringen, die natürlicherweise oder durch menschliche Eingriffe eine offene Pflanzendecke aufweisen, wie z.B. Trockenrasen oder überweidetes Weideland. Die Bedeutung invasiver Unkrautarten zeigt die Tatsache, dass z.B. in den USA 230 der deklarierten 500, und 13 der 15 ökonomisch bedeutendsten Unkrautarten eingeschleppt sind. In Kanada gelten 78 der 107 wichtigen Unkrautarten als eingeschleppt.

Im folgenden werde ich mich, gemäss der Ausrichtung dieses Lehrbuches, vorwiegend auf Unkrautarten in Agro-Ökosystemen beschränken. Für biologische Unkrautregulierungsprojekte im Rahmen des Naturschutzes sei z.B. auf die hervorragenden und erfolgreichen Projekte zur Bekämpfung des in Feuchtgebiete Nord-Amerikas eingeführten *Lythrum salicaria* oder der invasiven Strauch- und Baumarten *Sesbania punicea* und *Acacia longifolia* nach Süd-Afrika (Hoffmann 1995) verwiesen. Projekte in aquatischen Habitaten beinhalten unter anderem die jeweils erfolgreiche biologische Regulierung von *Eichhornia crassipes* in mehreren Kontinenten, von *Salvinia molesta* und von *Pistia stratiotes* (Julien and Griffiths 1998).

Der Einsatz der biologischen Unkrautbekämpfung in intensiv bewirtschafteten Agro-Ökosystemen wird vor allem durch die Kurzlebigkeit der Habitate (enge Fruchtfolge) und die häufigen Störungen durch Kulturmaßnahmen erschwert. Abgesehen von einigen wenigen perennen Unkrautarten verursachen vor allem kurzlebige Annuelle, die z.T. mehr als zwei Generationen pro Jahr haben können, besondere Probleme. Die Samen dieser Arten weisen meist keine Dormanz auf und vermögen nach jeder Bodenstörung rasch zu keimen, insbesondere nach mechanischer Bekämpfung. Sie müssen zudem rasch und effizient bekämpft werden, da die kritische Schadwirkung vorwiegend während der frühen Entwicklung der Kulturpflanzen erfolgt. Der zum Teil hohe Schädlings- und Krankheitsdruck auf unsere Kulturpflanzen, der oft durch einzelne Arten dominiert wird zeigt, dass Antagonisten auch in diesen Habitatstypen in kurzer Zeit hohe Populationsdichten aufbauen und ihre Wirtspflanzen nachhaltig zu schädigen vermögen.

Wohl die wichtigste Eigenschaft der biologischen Bekämpfung ist ihre Wirtspflanzen-Spezifität. Meist wird nur eine Zielunkrautart bekämpft, was sowohl ein Vorteil, aber auch ein Nachteil sein kann (vgl. unten). Eine Ausnahme bildet der Einsatz von Wirtspflanzen-unspezifischen Wirbeltieren, der jedoch für Intensivkulturen nur beschränkt in Frage kommt. Das Anwendungsgebiet der biologischen Unkrautbekämpfung in Agro-Ökosystemen sind daher Situationen mit einzelnen Problem-Unkrautarten, wobei man sich durch Unterdrücken dieser Arten eine wesentliche Verminderung des allgemeinen Unkrautproblems erhofft. Solche Situationen sind in Tabelle 1 zusammengefasst.

Tabelle 1. Unkrautsituationen in Agro-Ökosystemen mit einzelnen "Problem-Unkrautarten"

Eingeschleppte Unkrautarten in Habitate, in denen chemische und mechanische Bekämpfung nicht wirtschaftlich sind (z.B. extensive Weidegebiete);
 Unkräuter im Grünland (intensiv und extensiv); meist verursachen nur wenige Arten ökonomischen Schaden; es sind oft eingeschleppte Arten, die von Weidetieren nicht gefressen werden;
 Unkrautarten, die sehr konkurrenzstark und mit mechanischen Verfahren schwierig zu bekämpfen sind und in Habitaten oder Bewirtschaftungssystemen vorkommen, in denen der Einsatz von Herbiziden verboten ist (z.B. bei Gefahr der Grundwasserkontamination, in öffentlichen Bereichen, im biologischen Landbau);
 Unkrautarten, die gegenüber gängigen Herbiziden natürlicherweise resistent/tolerant sind;
 Unkrautarten, zu deren Bekämpfung besonders hohe Dosierungen von Herbiziden eingesetzt werden müssen, während die restlichen Arten mit bedeutend geringeren Herbizidmengen bekämpft werden können;
 Unkrautpopulationen, die gegenüber wichtigen Herbiziden Resistenz/Toleranz entwickelt haben.

Zu der Erfolgswahrscheinlichkeit eines Projektes für die biologische Unkrautbekämpfung hat sich bereits eine beachtliche Datenmenge angesammelt (Julien and Griffiths 1998) . Eigenschaften von Unkrautarten und Kontrollorganismen, Habitatstypen, sowie die angewendeten Strategien und Methoden wurden dabei in Beziehung zu Erfolgen und Misserfolgen gesetzt (Crawley 1997) . Diesbezügliche Eigenschaften der Pflanzen sind in Tabelle 2 zusammengefasst. Diese Resultate zeigen wohl allgemeine Tendenzen auf, sind jedoch mit gewisser Vorsicht zu interpretieren, da die Datensätze auf Einzelprojekten beruhen und von wenigen Pflanzenarten dominiert werden, die in mehreren Gebieten (Projekten) erfolgreich bekämpft worden sind.

Tabelle 2. Kennzeichen von Pflanzen, die mit erfolgreichen und erfolglosen Projekten der biologischen Unkrautbekämpfung assoziiert sind (verändert nach Crawley 1997).

Erfolg	Misserfolg
aquatische Unkräuter	terrestrische Unkräuter
Unkräuter in halb-trockenem Weideland	Waldunkräuter
zweijährige Arten	einjährige Arten
Sträucher	Bäume
ohne starken Wiederaustrieb	starkes kompensatorisches Wachstum
ohne Samenbank	mit Samenbank
limitierte Samenverbreitung	weite Samenverbreitung
genetische Uniformität	genetischer Polymorphismus

5.2.1.3 Beziehungen zwischen Pflanzen und ihren Antagonisten

Biologische Bekämpfung gründet auf den beiden ökologischen Mechanismen, dass 1) natürliche Gegenspieler Pflanzenpopulationen begrenzen können, und 2) die Mehrheit dieser Antagonisten einen eingeschränkten Wirkkreis hat. Biologische Verfahren richten sich auf die Bekämpfung von Unkrautpopulationen, wobei neben der Dichte auch andere Populationsparameter wichtig sind, insbesondere die räumliche und zeitliche Verteilung der Individuen, sowie die genetische Zusammensetzung und die Altersstruktur. Alle diese Parameter vermögen die biologischen Interaktionen wesentlich zu beeinflussen.

Die Literatur zum Einfluss von pilzlichen Pathogenen und herbivoren (pflanzenfressenden) Insekten auf das Pflanzenverhalten kann kaum mehr überschaut werden. Sie stammt größtenteils aus der landwirtschaftlichen Forschung und betrifft die Wirkung von Schadorganismen auf Kulturpflanzen. Diese Studien sagen meist jedoch nichts aus über die Wichtigkeit von Antagonisten in natürlichen Pflanzenpopulationen und Pflanzengesellschaften. Zur Regulierung von Pflanzenpopulationen und der diesbezüglichen Bedeutung der natürlichen Antagonisten gibt es ausgesprochen wenig Untersuchungen. In der Tat liefern Projekte zur biologischen Regulierung von Unkräutern die zur Zeit besten Beispiele zum Einfluss von natürlichen Feinden auf Pflanzenpopulationen. Die biologische Regulierung von Unkräutern hat, als Teildisziplin der Pflanzenökologie, dadurch wesentlich

zur ökologischen Theorie beigetragen, insbesondere zum Einfluss von Antagonisten auf die Verbreitung und Häufigkeit von Pflanzen, und zur Wirkung von Antagonisten als Selektionsfaktoren (Crawley 1997).

Unkräuter in Intensivkulturen können als "natürliche" Populationen in einem stark gestörten Habitat angesehen werden und bilden dadurch ein Bindeglied zwischen Kulturpflanzen-Schädlings Interaktionen einerseits, und entsprechenden Interaktionen in natürlichen Habitaten andererseits. Ein gegenseitiges Übertragen von Resultaten zwischen unterschiedlichen Typen von Pflanzen-Antagonisten Systemen ist jedoch problematisch, da: i) häufig Unkräuter als auch ihre Antagonisten eingeführte Arten sind; ii) diese nun in vorwiegend anthropogen gestörten und daher bezüglich ihrer ursprünglichen Verbreitung unterschiedlichen Habitaten vorkommen, und iii) vermutet werden kann, dass infolge der kleinen, ursprünglich eingeführten Populationen das Ausmaß der genetischen Variabilität im Vergleich zu ihren Herkunftshabitaten eingeschränkt ist (Crawley 1997).

5.2.1.4 Methoden und ausgewählte Beispiele

Grundsätzlich werden in der biologischen Unkrautbekämpfung vier Methoden unterschieden:

- (i) die Bekämpfung mit polyphagen, d.h. relativ unspezifischen Herbivoren
- (ii) die "klassische" oder inokulative Methode
- (iii) die Bioherbizid oder inundative Methode
- (iv) die System-Management Methode (ähnlich der Erhaltung und Förderung einheimischer Antagonisten)

Die Methoden (ii) bis (iv) beruhen auf dem Einsatz von Wirtspflanzen-spezifischen Kontrollorganismen und bilden die Disziplin der biologischen Unkrautbekämpfung im engeren Sinne (Abb. 1).

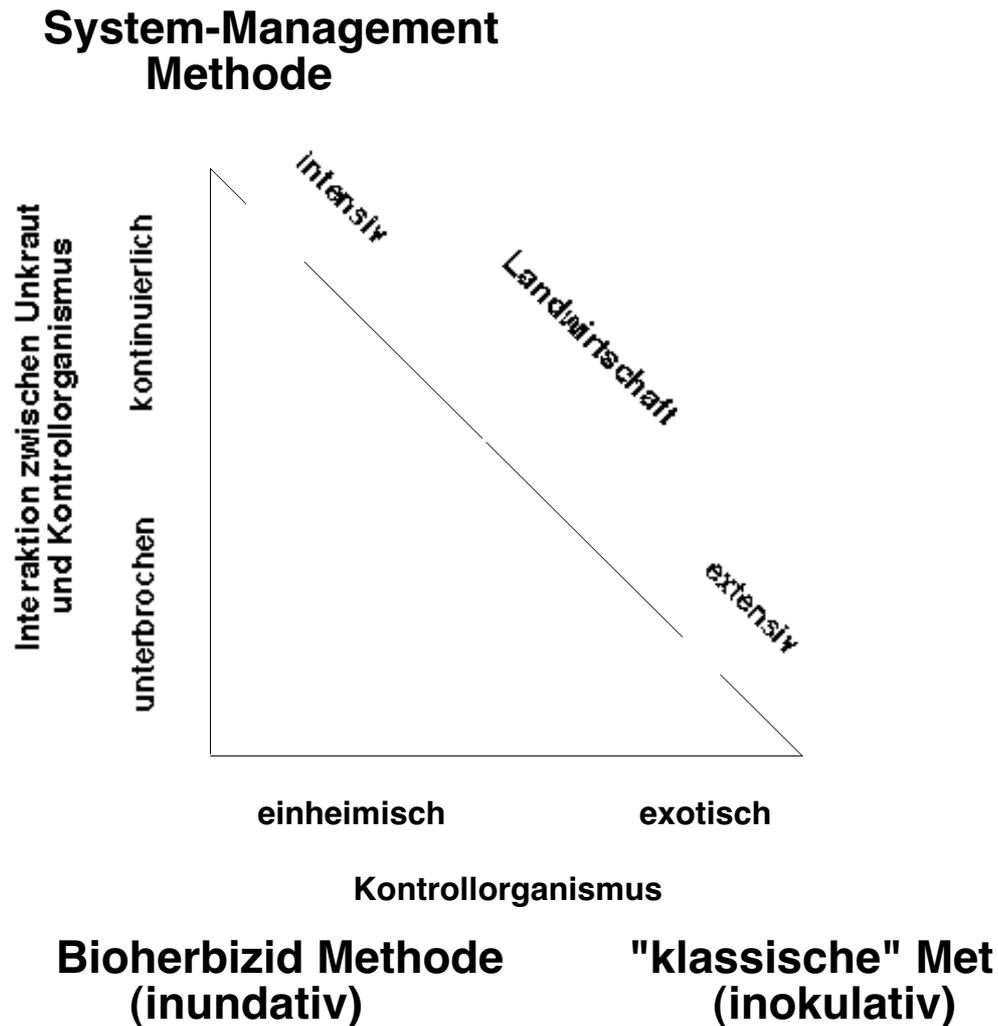


Abbildung 1: Methoden der biologischen Unkrautbekämpfung in Agro-Ökosystemen

Bekämpfung mit polyphagen Herbivoren

Wie bereits erwähnt, ist der Einsatz von wirtsunspezifischen Herbivoren in intensiv bewirtschafteten Agro-Ökosystemen nur beschränkt möglich. Oft zitierte Projekte betreffen die Bekämpfung von Wasserunkräutern durch Seekühe (z.B. *Trichechus manates* zur Entkrautung von Wasserläufen und Wasserreservoirs in den Tropen) und Fische (z.B. den aus China stammenden Graskarpfen, *Ctenopharyngodon idella* (Cuvier und Valenciennes) zur Bekämpfung der untergetauchten Wasservegetation in stehenden oder schwach fließenden Gewässern) (Julien and Griffiths 1998). Wegen mangelnder Wirtsspezifität und der Gefahr einheimische Pflanzenfresser zu verdrängen bleibt ihr Einsatz kontrovers.

In terrestrischen Habitaten wurden Schafe, Ziegen und Kühen eingesetzt, um Unkrautpopulationen auf Weiden und in Plantagenkulturen wie Gummi und Ölpalmen zu reduzieren, aber auch um laubwerfende Straucharten in Nadelbaumkulturen zu unterdrücken

(Julien and Griffiths 1998). Selektive Beweidung infolge unterschiedlicher Wirtspflanzenpräferenzen und notwendige, zusätzliche Bewirtschaftungsanforderungen sind die meist genannten Faktoren, die den Einsatz von Weidetieren begrenzen. Oft sind kostspielige Einzäunungen und ein kontrolliertes, intensives Bewegen der Weidetiere notwendig, da der Erfolg der Unkrautregulierung sowohl vom Zeitpunkt als auch von der Intensität der Beweidung abhängig ist. Im Fall der Nickenden Distel *Carduus nutans* L. in Neuseeland führte eine Kombination von intensiver Beweidung und chemischer Bekämpfung zu einer guten Kontrolle.

Die "klassische" oder inokulative Methode

Die inokulative Methode ist die älteste (klassische) und bis heute erfolgreichste Methode der biologischen Unkrautregulierung. Eine beschränkte Anzahl von Individuen eines faunenfremden (nicht bereits ansässigen) Kontrollorganismus wird auf einer Fläche freigelassen, die im Vergleich zur insgesamt kolonisierten, d.h. vom Unkraut besetzten Fläche äußerst klein ist. Der Kontrollerfolg stellt sich langsam ein und ist von günstigen Umweltbedingungen abhängig, die den Populationsaufbau und die Ausbreitung der Kontrollorganismen fördern. Spezifische Maßnahmen, um die direkte Effizienz der Kontrollorganismen zu fördern, sind auf gezielte Sammlungen und Wiederfreilassungen zur schnelleren Ausbreitung, sowie in Einzelfällen auf zusätzliche Düngung und Herbizidbehandlung kleinerer Flächen beschränkt. Eingriffe, um eine weitere, ungewollte Ausbreitung zu begrenzen, sind jedoch nicht vorgesehen und wären wohl auch kaum zu realisieren. Das Ziel ist die Verminderung des Unkrautdruckes auf ein wirtschaftlich und/oder ökologisch tragbares Maß, und die dauerhafte Stabilisierung der Unkrautpopulation auf dieser tieferen Dichte. Neben einigen wenigen pilzlichen Pathogenen sind bisher vor allem phytophage Insekten zum Einsatz gekommen.

Aufgrund der geringen Kosten pro Flächeneinheit und dem sich relativ langsam einstellenden, Kontrollerfolg wird diese Methode vorwiegend in extensiv bewirtschafteten Agro-Ökosystemen angewandt, z.B. gegen Unkräuter in Weiden, in Wäldern und Feuchtgebieten, in Flüssen und Seen, in Naturschutz- und Erholungsgebieten, in Brachland und entlang von Verkehrswegen (Abb. 1). Sie wird also vorwiegend dort angewandt, wo die mechanische oder chemische Bekämpfung entweder unrentabel oder unerwünscht ist. Die Zielunkrautart ist in den meisten Fällen ebenfalls eingebürgert (exotisch) und die eingeführten Antagonisten stammen generell aus dem Herkunftsgebiet der Unkrautart (Julien and Griffiths 1998). Es gibt jedoch auch Beispiele für eine erfolgreiche, klassische biologische Bekämpfung von Unkräutern in Intensivkulturen. So wurde *Chondrilla juncea* im Weizen-Brache System in

Australien durch den aus Europa eingeführten Rostpilz *Puccinia chondrillina* Bubak und Syd. erfolgreich bekämpft (Cullen und Kable 1973).

Zwischen 1865 und 1990 wurden auf allen Kontinenten insgesamt 729 Freilassungen von 300 faunenfremden (exotischen) Kontrollorganismen gegen 114 Unkrautarten vorgenommen. Freilassungen wurden am häufigsten in Australien, Kanada, Hawaii, Neuseeland, Südafrika und den USA gemacht, gefolgt von tropischen Ländern in Afrika und Asien (Julien 1991). Obwohl Europa das Herkunftsgebiet von vielen Kontrollorganismen in Nordamerika, Australien und Neuseeland ist, wurden bis heute in Europa erst ein inokulatives Projekt durchgeführt: gegen die aus Nord-Amerika eingeführte, und heute verwilderte Ackerunkrautart *Ambrosia artemisifolia* in der früheren UdSSR und im früheren Jugoslawien. Im weiteren wurden erste Freilassungen von Insekten aus Süd-Afrika in Feldkäfige gegen *Pteridium aquilinum* in England vorgenommen.

Eine detaillierte Beschreibung der Organisation und Durchführung eines "klassischen" Projektes findet sich u.a. bei Schroeder (1990). Ein Projekt dauert in der Regel 10 bis 15 Jahre und umfasst die folgenden drei Schritte: (i) Auswahl der Zielunkrautart und taxonomische, ökologische und populationsbiologische Untersuchungen im Schadgebiet; (ii) Suche von potentiellen Kontrollorganismen im Herkunftsgebiet der Zielpflanze und Untersuchungen zu deren Biologie, Wirksamkeit und Wirtsspezifität; (iii) Einfuhr, Freilassung und Ansiedlung ausgewählter Kontrollorganismen und Nachfolgestudien zu ihrer Wirkung auf die Populationsdichte und die Verbreitung der Zielpflanze.

(i) Untersuchungen im Schadgebiet

Interessenskonflikte zwischen ökonomischen, ökologischen und ästhetischen Zielen machen die Entscheidung über ein neues Projekt zunehmend schwierig und zeitaufwendig. Eine Entscheidung stützt sich heute meist auf eine detaillierten Kosten-Nutzen Analyse. Dabei sind neben den aktuell verursachten Verlusten und den Aufwendungen der Bekämpfungsmaßnahmen auch die Kosten zu berücksichtigen, die bei einer weiteren Ausbreitung der Zielpflanze in Zukunft entstehen würden. Dies bedingt wissenschaftlich anspruchsvolle und zum Teil aufwendige Untersuchungen, insbesondere Abklärungen zur (i) Taxonomie und Phylogenie: genaue Identifikation und Sammlung von Informationen zur Evolution des Pflanzentaxons und zur Besiedlungsgeschichte; (ii) Biologie: Populationsbiologie (Dynamik und Genetik) der Zielpflanze und der Interaktion mit der einheimischen Flora und Fauna; (iii) Ökonomie: Bestimmung des durch die Zielpflanze verursachten und potentiellen ökonomischen Schadens, und von möglichen positiven Eigenschaften der Zielpflanze (z.B. als Bienenpflanze, Erosionsschutz oder

landschaftsbildender Wert); (iv) Ökologie: Stellung der Zielpflanze im Schadgebiet, ökologische Konsequenzen der Infestation und einer weiteren invasiven Ausbreitung, sowie der Abschätzung möglicher ökologischer Folgen einer erfolgreichen Bekämpfung.

Anhand der Entwicklungsgeschichte des Pflanzentaxons können bereits besonders erfolgversprechende Untersuchungsgebiete für die Suche nach potentiellen Kontrollorganismen ausgewählt werden, da aufgrund evolutionstheoretischer Überlegungen die Anzahl spezifischer Antagonisten im evolutiven Zentrum des Pflanzentaxons am größten sein sollte. Experimentelle Untersuchungen zur Populationsbiologie im Schadgebiet erlauben es, die Entwicklungsstadien im Lebenszyklus der Zielpflanze zu identifizieren, deren Reduktion die größten Auswirkungen auf die Gleichgewichtsdichte der Population hätte. Antagonisten, die diese Pflanzenstadien befallen, sind vermutlich besonders wirksame Kontrollorganismen und daher von besonderem Interesse während der Felduntersuchungen im Herkunftsgebiet (Müller 1991a).

(ii) Auswahl von geeigneten Antagonisten im Herkunftsgebiet

Nach Auswertung der Literatur und anderer Informationsquellen folgen detaillierte Felduntersuchungen im natürlichen Verbreitungsgebiet der Zielpflanze. Ihr Ziel ist die Erstellung einer Liste von Organismen, die eng mit der Zielpflanze assoziiert sind und möglichst eine regulierende Wirkung auf die Unkrautdichte haben. Realistische Voraussagen über die Effizienz von potentiellen Kontrollorganismen bleiben jedoch schwierig. Gründe hierfür sind u.a. die im Herkunftsgebiet meist geringe Dichte und lückenhafte Verbreitung der Zielpflanze, die zum Teil hohe natürliche Mortalität der Kontrollorganismen durch Räuber, Parasitoide und Krankheiten, sowie die Schwierigkeit, Resultate von Gewächshaus- und Feldexperimenten zur Wirkung einzelner Kontrollorganismen auf die Freilandbedingungen in den "neuen" Habitaten zu übertragen (Schroeder und Goeden 1986).

Nach einer ersten Auswahl geeignet erscheinender Kontrollorganismen muss deren Biologie und Populationsökologie, sowie der potentielle Wirkkreis unter Labor-, Gewächshaus und Freilandversuchen untersucht werden. Da eine Freilassung nicht mehr rückgängig gemacht werden kann, muss eine solche Studie zu einer klaren Aussage bezüglich der potentiellen Wirkung und dem zu erwartenden Wirtsspektrum führen. Insbesondere muss die Studie sicherstellen, dass der Kontrollorganismus hochgradig spezifisch ist und der Wirkkreis keine Pflanzen umfasst, die frei von Befall bleiben müssen, wie Kulturpflanzen und geschützte oder gefährdete Pflanzenarten im Einsatzgebiet. Diese Resultate sind die Grundlage für eine spätere Empfehlung zur Einfuhr des untersuchten Kontrollorganismus zuhanden der Auftraggeber, und der entsprechenden nationalen Behörden. Die Bestimmung der

Wirtsspezifität bleibt daher der "kritische" Aspekt in jedem klassischen, biologischen Unkrautbekämpfungsprojekt. Hierzu wurde ein heute international gültiges Testverfahren entwickelt (siehe z. B. Wapshere 1989; Schroeder 1990), und in Absprache mit den Behörden der Einfuhrländer wird jeweils eine spezifische Testpflanzenliste aufgestellt. Dieses Verfahren garantiert jedoch keine absolute "Sicherheit", sondern ist Teil einer allgemeinen Risikoanalyse. Diese muss die ökologischen Auswirkungen der Infestation und einer weiteren Ausbreitung den möglichen Konsequenzen einer erfolgreichen Unterdrückung der Zielpflanze und den potentiellen Nebenwirkungen gegenüberstellen und mit den Folgen alternativer Bekämpfungsmethoden vergleichen. Obwohl von biologischen Verfahren kaum Nebenwirkungen auf Boden, Wasser oder die menschliche Gesundheit zu erwarten sind, steht das Risiko eines Befalls von Nicht-Zielpflanzen im Zentrum. Zu einer Risikoanalyse gehört daher auch eine Abschätzung dieses Risikos, sowie der ökologischen Bedeutung eines potentiellen Befalls von Nicht-Zielpflanzen.

(iii) Einfuhr und Nachfolgeuntersuchungen

Durch geeignete Wahl der Herkunftspopulation kann erreicht werden, dass die Inokulum-Population optimal an die Zielpflanzen-Biotypen und die öko-klimatischen Bedingungen der Freilassungshabitate angepasst ist. Bevor Freilassungen erfolgen, muss durch Quarantäneuntersuchungen sichergestellt werden, dass die Kontrollorganismen frei von Parasiten und Krankheiten sind. Weder theoretische Überlegungen noch eine Auswertung früherer Projekte erlaubten eine allgemeine Aussage über Eigenschaften der Kontrollorganismen, welche die Etablierung und ein schnelles Populationswachstum begünstigen. Untersucht wurden u.a. die Anzahl freigelassener Individuen, die Anzahl von Freilassungen, und die genetische Zusammensetzung und Struktur der freigelassenen Organismen. Die sorgfältige wissenschaftliche Überwachung der Entwicklung etablierter Populationen und ihres Einflusses auf die Unkrautpopulation sollte daher Bestandteil eines jeden Kontrollprogramms sein. Freilassungen exotischer Organismen zur biologischen Regulierung von Unkrautpopulationen stellen einzigartige ökologische Experimente dar. Eine detaillierte Auswertung hilft nicht nur, die Erfolgchancen zukünftiger Projekte zu erhöhen, sondern kann auch wesentlich zu einem besseren Verständnis der Wirkung von Antagonisten auf Pflanzenpopulationen beitragen.

BEISPIEL 1: Bekämpfung von Flockenblumenarten in Nord-Amerika durch Einfuhr spezifischer Insekten aus Europa

Centaurea maculosa und *C. diffusa*, eine kurzlebig perennierende, respektive eine biannuelle Pflanze, sind beide eurasiatischer Herkunft und wurden um die Jahrhundertwende als Verunreinigung von Kleesamen von Turkistan nach Nord-Amerika verschleppt. Beide Arten verbreiteten sich rasch über die trockenen Weidegebiete in SW-Kanada und in NW der USA. Die befallene Fläche betrug 1988 bereits 2.8 Mio ha für *C. maculosa* und 1.3 Mio ha für *C. diffusa* (Müller-Schärer und Schroeder 1993). Allelopathie, hohe Samenproduktion und selektive Überweidung (wobei vor allem blühende Flockenblumen von den Rindern gemieden werden) führten dazu, dass beide Arten meist nach relativ kurzer Zeit die natürliche Vegetation dominierten, was über weite Gebiete Heureduktionen von bis zu 88 % zur Folge hatte. Eine chemische Bekämpfung ist möglich, jedoch für den Grossteil der befallenen Fläche nicht wirtschaftlich. Das gleiche gilt auch für Kulturmaßnahmen wie Bewässerung und Düngung. Als "letzte" Möglichkeit der Bekämpfung wurde 1961 ein klassisches, biologisches Kontrollprogramm begonnen. Vor Beginn der Felduntersuchungen in Europa mit dem Ziel der Erstellung einer Liste von spezifischen und effizienten Kontrollorganismen wurden leider im Schadgebiet keine populationsbiologischen Untersuchungen durchgeführt. Aufgrund der sehr großen Samenproduktion der beiden Flockenblumenarten mit bis zu 36.000 Samen m⁻² wurden zuerst Organismen, welche die Blütenköpfe befallen als vermeintlich wirkungsvollste Kontrollorganismen ausgewählt, d.h. die beiden Fliegenarten *Urophora affinis* Frfld. und *U. quadrifasciata* Meig. (Diptera: Trypetidae) und die Kleinschmetterlingsart *Metzneria paucipunctella* Zell. (Lepidoptera: Gelechiidae). Alle drei Arten konnten erfolgreich angesiedelt werden, und die beiden Fliegenarten breiteten sich rasch über die gesamten Flockenblumenbestände aus, was über weite Gebiete zu einer Samenreduktion von bis zu 95 % führte. Diese Reduktion hatte aber weder einen reduzierenden Einfluss auf die Flockenblumendichte noch auf die weitere Ausbreitung der beiden Arten. Offenbar ist die Keimlingsrekrutierung auch bei dieser reduzierten Samenmenge nicht Samen-limitiert. Nachdem dies erkannt worden war, wurde 1978 eine zweite, intensive Felduntersuchung im Herkunftsgebiet begonnen, diesmal gezielt nach spezifischen Rosettenpflanzen- und Wurzelfressern. Neben der Prachtkäferart *Sphenoptera jugoslavica* Obenb. (Coleoptera: Buprestidae), die bereits 1976 nach Nord-Amerika eingeführt worden war, wurden acht weitere Insektenarten gefunden, von denen bis 1987 drei Kleinschmetterlingsarten und eine Rüsselkäferart eingeführt und erfolgreich angesiedelt worden sind. Drei dieser Wurzelfresser, *S. jugoslavica*, *Agapeta zoegana* L. (Lepidoptera: Cochylidae) und *Cyphocleonus achates* (Fabr.) (Coleoptera: Curculionidae) sind heute weit verbreitet und führten in den letzten Jahren lokal bereits zu signifikanten Reduktionen der Flockenblumendichten.

Experimente im Herkunftsgebiet zeigten, dass befallene Pflanzen erst relativ spät im Jahr absterben und vorwiegend durch Gras ersetzt werden, falls solches vorhanden ist. Zudem wurde eine additive Wirkung von Grasskonkurrenz und Wurzelbefall auf das Überleben der Flockenblumen festgestellt. Eine konkurrenzstarke Grasvegetation ist daher sowohl für die Reduktion der Flockenblumendichte als auch für eine Langzeitstabilisierung auf niedriger Dichte notwendig, indem die nach dem Absterben der Flockenblumen frei gewordenen Nischen von Futtergräsern besetzt werden. Es ist daher nicht zu erwarten, dass die eingeführten Kontrollorganismen allein das Flockenblumen-Problem lösen werden. Zusammen mit unterstützenden Bewirtschaftungsmaßnahmen wie Grasseinsaaten und gezielte, intensive Beweidung, welche die Konkurrenzkraft der Begleitflora erhöhen, können die Kontrollorganismen jedoch das Konkurrenzgleichgewicht zugunsten der Futtergräser verschieben. Derartige Kulturmaßnahmen, wie sie aufgrund von populationsbiologischen Untersuchungen vorgeschlagen worden waren (Müller 1991), wurden in den letzten Jahren erfolgreich in die Praxis umgesetzt (Sheley et al. 1996).

Bioherbizid oder inundative Methode

Die Bioherbizid-Methode ist später als die klassisch-inokulative Methode entwickelt worden. Bei dieser Methode werden große Mengen eines einheimischen Organismus' über die gesamte, zu behandelnde Fläche verteilt. Nach Charudattan (1988) sollte der Ausdruck "inundative Kontrollorganismen" auf Pathogene beschränkt bleiben, die *in vitro* in Massen vermehrt und als herbizides Präparat appliziert werden können. Solche Kontrollorganismen werden im allgemeinen ähnlich wie ein chemisches Herbizid formuliert, abgepackt und registriert. Aufgrund der relativ hohen Kosten und der potentiell schnellen Wirkungsweise wurde diese Methode speziell für die Bekämpfung von Unkräutern in Intensivkulturen entwickelt (Abb. 1).

Während die klassische biologische Unkrautbekämpfung auch heute noch hauptsächlich eine Domäne der Entomologie ist, erfolgte der Anstoß für die Entwicklung von Bioherbiziden durch Phytopathologen. Das Interesse richtete sich bis heute fast ausschließlich auf den Einsatz von Pilzen (Mycoherbiziden).

Die Grundlagen für die Entwicklung von Pathogenen zu Bioherbiziden wurde u.a. von Charudattan (1988) und Watson (1988) eingehend beschrieben. Die Wirkung einheimischer Pathogene auf die Vitalität und Dichte ihrer Wirtspflanzen wird durch verschiedene Faktoren begrenzt. Zu diesen gehören (i) Faktoren, die mit dem Pathogen selbst assoziiert sind (z.B. ein

zu geringes Inokulum, zu geringe Virulenz, ungenügende Sporenverbreitung), (ii) Umweltfaktoren (z.B. ungeeignete Feuchtigkeits- und Temperaturbedingungen), und (iii) Pflanzenfaktoren (z.B. geringe Empfindlichkeit der Wirtspflanze und weitere Verteidigungsmechanismen, weit verstreute Wirtspopulationen). Die Bioherbizid-Methode versucht, diese Begrenzungsfaktoren durch die gleichmäßige Applikation eines ausreichend großen, virulenten Inokulums über die gesamte Unkrautpopulation zu überwinden. Gleichzeitig erfolgt die Anwendung unter günstigen Umweltbedingungen, oder das Bioherbizid wird zusätzlich formuliert, damit ungünstige Bedingungen die Infektionsrate nicht negativ beeinflussen können.

Ein ideales Bioherbizid sollte nach Watson (1988) (i) harmlos für den Anwender, (ii) unschädlich für die Umwelt, (iii) leicht zu produzieren und zu lagern, (iv) preisgünstig und (v) wirksam sein. Ein Pathogen, das als potentielles Bioherbizid geeignet ist, sollte daher folgende Bedingungen erfüllen: (i) einfache Massenproduktion (durch *in vitro* Fermentation), (ii) über eine große Virulenz verfügen, (iii) genetisch stabil und wirtsspezifisch sein, (iv) große Toleranz gegenüber Umweltbedingungen zeigen, (v) eine große Vermehrungsrate aufweisen, (vi) die Fähigkeit haben, die Wirtspflanzen zu schädigen und schnell abzutöten, und (vii) im Anwendungsgebiet nicht überdauern. Diese Anforderungen werden am ehesten von fakultativen Parasiten erfüllt, wobei Pilze, wie oben erwähnt, bisher die größte Bedeutung haben.

Die Entwicklung eines Bioherbizid-Projekts umfasst im allgemeinen die folgenden drei Schritte: (i) Entdeckung, (ii) Entwicklung, und (iii) Anwendung.

(i) Entdeckung

Nach einer breit angelegten Sammlung von infiziertem Pflanzenmaterial über möglichst weite Teile des Verbreitungsgebietes erfolgt die Isolation und Bestimmung der einzelnen krankheitserregenden Organismen, sowie des Nachweises, dass diese auch die Verursacher des beobachteten Krankheitsbildes sind (Koch's Postulate). Aufgrund von Feldbeobachtungen und Literaturangaben zur Spezifität, Verbreitung und Effizienz kann meist eine erste Auswahl von potentiell geeigneten Kontrollorganismen getroffen werden. Es ist von Vorteil, wenn gleichzeitig bereits Methoden zur Vermehrung des Pathogens auf künstlichen Nährmedien entwickelt werden.

(ii) Entwicklung

Während der Entwicklungsphase werden Experimente zur Bestimmung der optimalen Bedingungen für Sporenproduktion, Krankheitsentwicklung und Schadwirkung potentieller

Kontrollorganismen durchgeführt. Außerdem muss der Infektionsprozess, der Wirkungsmodus des Pathogens und dessen möglichen Toxine untersucht werden. Diese Kenntnisse bilden die Grundlage für die genaue Abklärung der Wirtsspezifität und Effizienz.

(iii) Anwendung

Während dieser Phase ist eine enge Zusammenarbeit zwischen den Pflanzenpathologen, die das Pathogen ausgewählt, untersucht und getestet haben, und Fachleuten aus der Industrie nötig, die über Erfahrungen in der großtechnischen Produktion, Formulierung, Zulassung und Kommerzialisierung von Pflanzenschutzmitteln verfügen. Obwohl einige große Hersteller von Pflanzenschutzmitteln sich auch aktiv an den grundlegenden Studien von Pathogenen beteiligen, erwartet die Industrie in der Regel, dass die Untersuchungen bis zum Abschluss der Freilandtests aus öffentlichen Mitteln finanziert werden.

Durch die frühen innovativen Untersuchungen in den USA wurde ein weltweites Interesse an der Entwicklung einheimischer Pathogene zu Bioherbiziden geweckt. Obwohl die anfänglich hohen Erwartungen in der Zwischenzeit etwas gedämpft worden sind, wird die Entwicklung von Bioherbiziden in zahlreichen Forschungsgruppen des öffentlichen und privaten Sektors weiter verfolgt, ein Sachverhalt, der sich unter anderem in über 40 angemeldeten Patenten widerspiegelt. Die Forschungsarbeiten auf diesem Gebiet in den letzten 25 Jahren haben gezeigt, dass es relativ einfach ist, pflanzenpathogene Mikroorganismen, die potentiell als Bioherbizide geeignet sind zu isolieren, zu bestimmen und zu beschreiben. Für jede der bis jetzt untersuchten Zielpflanzen wurden erfolgversprechende Pathogene gefunden. Es hat sich aber auch gezeigt, dass es äußerst schwierig ist, im Labor und Gewächshaus gewonnene Erkenntnisse auf Feldbedingungen zu übertragen und zur effizienten und verlässlichen Unkrautbekämpfung einzusetzen.

Die am häufigsten genannten Schwierigkeiten, die einer erfolgreichen Entwicklung von Bioherbiziden entgegenstehen, sind mangelnde Virulenz der Pathogene und unzulängliche Toleranz gegenüber natürlichen Umweltbedingungen. Manche Projekte scheitern aber auch an einer mangelnden Abklärung des potentiellen Absatzmarktes (Charudattan 1991; Auld und Morin 1995). Heutige Forschungsprojekte zielen daher einerseits auf eine Verbesserung der Formulierungs- und Anwendungstechnologie ab, und andererseits auf eine engere Zusammenarbeit mit der Industrie und zwar nicht erst während der Anwendungsphase, sondern bereits bei der Auswahl geeigneter Zielpflanzen (Auld 1992; Greaves et al. 1998). Die zur Zeit auf dem Markt erhältlichen Bioherbizide sind in Tabelle 3 aufgelistet. Weitere, direkt von Produzentenvereinigungen vermehrte oder nur für den lokalen Markt produzierte Organismen sind u.a. Stämme von *Colletotrichum gloeosporioides* gegen *Cuscuta*-Arten in

China (LUBAO II) und gegen *Clidemia hirta* in Hawaii, und von *Alternaria cassiae* Isolaten gegen *Cassia obtusifolia* (CASST). Diese, sowie weitere sich in der Endphase der Entwicklung befindenden Produkte wurden kürzlich durch Charudattan (1999) eingehend beschrieben und diskutiert.

Tabelle 3. Liste der registrierten Bioherbizide (Stand 1998).

Pathogen	Handels- bezeichnung	Zielunkraut	Anwendungsgebiet/ (Verkäufer)
<i>Phytophthora palmivora</i>	DeVine	<i>Morrenia odorata</i>	Zitrusplantagen in Florida (Abbot Laboratories, Chicago, IL)
<i>Colletotrichum gloeosporioides</i> f. sp. <i>aeschynomene</i>	COLLEGO	<i>Aeschynomene virginica</i>	in Reis in Arkansas, Mississippi, Louisiana (Encore Technologies, Minnetonka, MN und Uni Fayetteville, AR)
<i>Colletotrichum gloeosporioides</i> f. sp. <i>malvae</i>	BioMal	<i>Malva pusilla</i>	in verschiedenen Reihenkulturen wie Flachs und Linsen in Kanada (PhilomBios und Agriculture and Agri-Food, Saskatoon, Kanada)
<i>Puccinia canliculata</i>	DR. BioSedge	<i>Cyperus esculentus</i>	kein kommerzieller Produzent oder Verkäufer
<i>Xanthomonas campestris</i> pv. <i>poae</i> (Bakterium!)	CAMPERIC O	<i>Poa annua</i> ssp. <i>annua</i>	Golfrasen (Japan Tobacco, Yokohama, Japan)
<i>Chondrostereum purpureum</i>	BIOCHON	<i>Prunus serotina</i>	in Wäldern der Niederlande (zugelassen als "Holzabbau- Promotor")

BEISPIEL 2: Bekämpfung eines Unkrauts in Reis- und Sojafeldern der USA mit einer einheimischen Pilzart

Aeschynomene virginica ist eine in Nord-Amerika heimische, annuelle Leguminose (Fabaceae) und ein Unkraut in Reis und Sojafeldern der Südstaaten der USA. Die Idee, die einheimische Pilzart *Colletotrichum gloeosporioides* als möglichen Kontrollorganismus zu nutzen, beruht auf der zufälligen Beobachtung, dass *A. virginica* in einem Konkurrenzexperiment durch diesen Pilz (*C. g. f. sp. aeschynomene*) vollständig abgetötet worden war. In den Jahren 1969 bis 1972 wurde der Pilz bei der systematischen Überprüfung von Reisfeldern in 31 Bezirken von Arkansas festgestellt. In keinem Fall war der Befallsgrad jedoch hoch genug, um einen wesentlichen Einfluss auf die Samenproduktion von *A. virginica* zu haben, oder die Dichte dieses Unkrauts zu reduzieren. Es zeigte sich, dass nur ein sehr geringer Teil von Sporen den Winter überdauert, was die allgemein niedrige Infektionsrate auf frühen Stadien von *A. virginica* erklären könnte (Templeton et al. 1984). Falls die tiefe Infektionsrate tatsächlich durch eine zu niedrige Inokulummenge bedingt ist, könnte dies durch die inundative Methode überwunden werden. Nachdem der Pilz erfolgreich auf einem künstlichen Nährmedium vermehrt werden konnte, wurde der Einfluss von Umweltfaktoren auf die Entwicklung und Sporulation des Pilzes in intensiven Labor- und Gewächshausversuchen untersucht. TeBeest et al. (1978) zeigten, dass bei Applikation von Sporenkonzentrationen von mehr als 10^5 Sporen ml^{-1} , $28\text{ }^\circ\text{C}$ und 12 h Tauperiode eine hundertprozentige Infektion erfolgt und die Pflanzen absterben. Versuche in kommerziellen Reisfeldern zeigten, dass *A. virginica* durch Applikation einer Suspension von $4\text{-}19 \times 10^{10}$ Sporen ml^{-1} und $94\text{-}374$ l Wasser ha^{-1} effizient kontrolliert werden kann (Smith 1986). Resistenz der Pflanzen gegenüber dem Pilz wurde nicht gefunden (Templeton et al. 1984). Nachdem der Pilz alle notwendigen Tests zur Wirtsspezifität erfolgreich durchlaufen hatte, folgte die industrielle Produktion und 1982 die Zulassung als Bioherbizid "Collego". Aufgrund von Feldbeobachtungen nach der Zulassung musste der Wirkkreis jedoch erweitert werden, da insbesondere auch einige Kulturpflanzen befallen wurden. Dies zeigt die Bedeutung, aber auch die Schwierigkeit der Erstellung der Testpflanzenliste, der Durchführung geeigneter Wirtsspezifitätstests und der Testbedingungen, um Infektionen aufzudecken (Weidemann und TeBeest 1990).

Collego ist ein Zwei-Komponenten Produkt, das aus einer wasserlöslichen, Sporen-hydratisierenden Komponente und einer benetzbaren Pulverformulierung der Pilzsporen besteht. Reisfelder sollten kurz vor der Applikation überflutet, respektive Sojakulturen bewässert werden. Der höchste Infektionsgrad wird bei einer Luftfeuchtigkeit von über 80 % und einer Temperatur von ca. $26\text{ }^\circ\text{C}$ während mindestens 12 Stunden erreicht. Die

Applikation erfolgt meist aus der Luft mit ca. 100 l Wasser ha⁻¹. Läsionen treten vorwiegend auf dem Stängel auf, und infizierte Pflanzen sterben ca. 4-5 Wochen nach der Applikation ab. Nebenwirkungen auf den Menschen oder die Umwelt sind bisher keine bekannt (Watson 1993).

System-Management Methode

Diese Methode ist zur Zeit noch in Entwicklung (Müller-Schärer und Frantzen 1996) und soll die älteren Bezeichnungen der Erhaltungs- oder Vermehrungsmethode ersetzen. Letztere fanden wohl wiederholt Erwähnung in der Literatur, sind jedoch unterschiedlich und meist nur vage definiert und fanden bis heute kaum eine praktische Anwendung (Crutwell McFadyen 1998). Die Vermehrungsmethode wird meist als Mittelweg zwischen der klassischen und der inundativen Methode verstanden und als "periodische Wiederansiedlung eines klassischen Kontrollorganismus" (Charudattan 1988) oder als "manipulative Inokulationsstrategie" (Hasan und Ayres 1990) beschrieben.

Die "System-Management Methode" ist für Situationen vorgesehen, bei denen kein sofortiges und vollständiges Abtöten der Unkräuter notwendig ist. Sie trägt dadurch auch neueren Erkenntnissen der Agrar-Ökologie Rechnung, wonach eine vollständige Vernichtung der Unkrautpopulation nicht wünschenswert ist (Altieri 1994). Der neue Begriff der "System-Management-Methode" wurde daher vorgeschlagen, um vor allem den qualitativen Aspekt, der mit einer wohl überlegten, sorgfältigen Manipulation eines Unkraut-Pathogen-Systems verbunden ist, zu betonen.

Das Ziel dieser Methode ist es, das Gleichgewichts zwischen Wirt und Pathogenpopulation zugunsten des Pathogens zu verschieben. Dies soll vor allem durch die Stimulierung und Förderung der Krankheitsepidemie einer natürlich vorkommenden Antagonistenart erreicht werden. Sie schließt dadurch Maßnahmen aus, die eine natürliche Unkraut-Pathogen Beziehung unterbrechen, wie sie durch die Einfuhr von exotischen Kontrollorganismen (klassische Methode) und die Massenapplikation von Inokulum (inundative Methode) entstehen. Wie die inundative Methode ist auch die System-Management Methode primär auf eine Anwendung in Intensivkulturen ausgerichtet (Abb. 1). Phatak et al. (1983) nutzten als erste dieses Konzept für die Rostpilzart *Puccinia canaliculata* (Schw.) Lagerh. zur Bekämpfung von *Cyperus esculentus* in den USA. Sie überwinterten den Rostpilz im Gewächshaus und brachten infizierte Pflanzen zu Beginn der Vegetationsperiode ins Feld. Der dadurch verfrühte Epidemieaufbau führte zu einer signifikanten Reduktion der vegetativen und reproduktiven Biomasse von *C. esculentus*. Die Methode kann prinzipiell

jedoch auch mit anderen Unkraut-Antagonisten wie Nematoden oder Arthropoden realisiert werden.

Im folgenden werden kurz einige Grundlagen dieser Methode für pilzliche Kontrollorganismen diskutiert. Epidemien von Pflanzenkrankheiten beziehen sich sowohl auf die Verbreitung der Krankheit über infizierte Wirtspflanzen, wie auch auf eine Zunahme der Krankheitsintensität auf einem Pflanzenindividuum. Wie bereits bei der inundativen Methode erwähnt, wird die Krankheitsentwicklung durch ein ungeeignetes Inokulum (einschließlich einer räumlichen und zeitlichen Trennung zwischen Wirt und Pathogen), Resistenz der Wirtspflanzen und ungünstige Umweltbedingungen eingeschränkt (Shrum 1982). Im Gegensatz zur inundativen Methode, die diese Einschränkungen vor allem durch Massenausbringung (und teilweise durch Formulierungen der Pathogensporen) umgeht, versucht die System-Management Methode die verschiedenen Hindernisse schrittweise abzubauen. Dies kann z.B. durch folgende Maßnahmen erreicht werden: (i) durch zusätzliche Einfuhr von Inokulum in eine Unkrautpopulation, insbesondere unter Berücksichtigung des "Zeitfensters" für eine erfolgreiche Infektion (z.B. ein bestimmtes Entwicklungsstadium der Unkrautpflanzen); (ii) durch sorgfältige Wahl der genetischen Zusammensetzung der Pathogenpopulation; und (iii) durch spezifische Beeinflussung der Infektionsbedingungen durch Kulturmaßnahmen (z.B. durch Bewässerung oder Düngung). Derartige Maßnahmen werden ausführlich von Müller-Schärer und Frantzen (1996) diskutiert.

Die System-Management Methode verbindet Erkenntnisse der Epidemiologie, der allgemeinen Phytopathologie, der Unkrautökologie und der Populationsbiologie, und stellt eine allgemeine Grundlage für eine erfolgreiche und nachhaltige Regulierung von Unkrautpopulationen dar. Ziel der Maßnahmen ist dabei eine Reduktion der durch Unkräuter bedingten Ernteverluste, und nicht eine unkrautfreie Kultur (Watson 1992).

BEISPIEL 3: Regulierung des Gemeinen Kreuzkrauts in Intensivkulturen durch eine einheimische Rostpilzart

Senecio vulgaris ist eine vorwiegend autogame, kurzlebige Annuelle und produziert in Mitteleuropa bis zu drei Generationen pro Jahr. Die Art gilt als ursprünglich südeuropäische Pflanze, ist jedoch heute fast über die ganze Welt verbreitet (Holm et al. 1997). *Senecio vulgaris* ist vor allem in gärtnerischen Kulturen wie dem Gemüse- und Zierpflanzenanbau zu einem wichtigen Unkraut geworden (Müller-Schärer und Wyss 1994). Wesentlich zur Verbreitung der Art beigetragen hat die schnelle Keimung nach Bodenbearbeitungen und die Resistenz gegenüber Herbiziden, insbesondere gegen s-Triazine. Herbizid-resistente

Populationen sind heute besonders in Europa und Nordamerika weit verbreitet. Erntereduktionen aufgrund von Konkurrenz mit *S. vulgaris* ist für Salat, Tomaten, Karotten und Knollensellerie nachgewiesen worden (Müller-Schärer und Rieger 1998).

In Mitteleuropa wird *S. vulgaris* häufig von der ursprünglich nur in Australien und Neuseeland verbreiteten Rostpilzart *Puccinia lagenophorae* Cooke (Basidiomycetes: Uredinales) befallen. Über die physiologischen Auswirkungen einer Infektion durch diese Rostpilzart und deren Interaktionen mit verschiedenen Umweltfaktoren liegen umfangreiche und detaillierte Untersuchungen vor (z: B. Paul et al. 1993). Bis heute wurde ausschließlich die Infektion durch Aeciosporen (asexuelle Phase) untersucht. Abhängig von zusätzlichen biotischen und abiotischen Faktoren, hat sie ein breites Wirkungsspektrum, das vom Absterben der Wirtspflanze bis zu kaum sichtbaren Symptomen reicht (Paul et al. 1993). Von besonderem Interesse ist die Beobachtung, dass *S. vulgaris* Populationen in Gemüsekulturen im Herbst oft so stark befallen sind, dass die Pflanzen vor der Samenreife absterben. Dies könnte ein Hinweis darauf sein, dass die fehlende Effizienz des Pilzes durch eine zu niedrige Inokulummenge im Frühling begrenzt ist. In einer weiteren Studie konnte gezeigt werden, dass bei hoher Unkrautdichte eine Infektion von *S. vulgaris* durch den Rostpilz den Salatertrag um das 2- bis 3fache erhöht, weil die befallenen Pflanzen weniger konkurrenzkräftig sind (Paul und Ayres 1987). Aufgrund der schnellen Ausbreitung von *P. lagenophorae* in Europa während der letzten 30 Jahren, sowie dem experimentell nachgewiesenen und im Feld beobachteten, teilweise nachhaltigen Einfluss auf *S. vulgaris* Populationen wurde diese Rostpilzart als potentieller Kontrollorganismus ausgewählt. Da *P. lagenophorae* als biotropher Pilz auf lebendem Gewebe kultiviert werden muss, ist ein inundativer Einsatz nur bedingt möglich. Dies war der Anlass zur Entwicklung der System-Management Methode auf der Grundlage dieses Unkaut-Pathogen Systems (Müller-Schärer und Wyss 1994; Müller-Schärer und Frantzen 1996; Frantzen und Hatcher 1997).

In einer detaillierten Untersuchung zu den Resistenzmechanismen konnte mit Hilfe von Inzuchtlinien des Kreuzkrauts und des Rostpilzes eine quantitative, rassenunspezifische Resistenz nachgewiesen werden, wobei Umweltbedingungen und das Pflanzenstadium eine wichtige Rolle spielten (Wyss und Müller-Schärer 1999). Dieses wichtige Resultat zeigt, dass offenbar aggressivere Rostlinien gefunden werden können. Obwohl eine quantitative, im Gegensatz zu einer qualitativen Resistenz den Einsatz eines Kontrollorganismus nicht ausschließt, könnten jedoch weniger anfällige Pflanzengenotypen ausgelesen werden. Zur Zeit wird noch untersucht, mit welcher Intensität Pflanzen befallen werden müssen, damit ein ausreichend großes Inokulum zur Verfügung steht, um eine epidemische Krankheitsentwicklung zu garantieren. In einem kleinen Feldversuch mit Knollensellerie

(*Apium graveolens* L.) konnte gezeigt werden, dass die Anwendung der System-Management Methode prinzipiell möglich ist. In Parzellen, in die eine mit dem Rostpilz infizierte Pflanze transferiert worden war, konnten Erntereduktionen durch Kreuzkrautkonkurrenz aufgehoben werden (Müller-Schärer und Rieger 1998). Weitere Arbeiten beschäftigen sich u.a. mit der genetischen Zusammensetzung und Dynamik von Kreuzkrautpopulationen in verschiedenen Habitaten (einschließlich annuellen und perennen Kulturen), mit der Epidemiologie des Rostpilzes und Populationsuntersuchungen zum Einfluss des Rostpilzes auf die Pflanzenkonkurrenz (Frantzen und Müller-Schärer 1998), sowie mit der Wirkung von Herbiziden und Fungiziden auf den Infektionsprozess.

5.2.1.5 Möglichkeiten, Grenzen und zukünftige Entwicklungen

Veränderte Anforderungen an die Unkrautbekämpfung

Die integrierte Schädlingsbekämpfung wird heute als neuer Standard einer modernen Pflanzenproduktion postuliert (UNCED 1992). Minimaler Einsatz von Pestiziden und Schutz der Biodiversität sind die wesentlichen Ziele bei der Entwicklung von nachhaltigen Agro-Ökosystemen. Das kürzlich für die Unkrautbekämpfung in Intensivkulturen vorgestellte Konzept einer ökologischen Schadenschwelle (Hurle 1997) geht nicht mehr von der Frage aus, welche Unkrautflora toleriert werden kann (ökonomische Schadenschwelle), sondern wie viele Unkräuter benötigt werden. Um dies zu beantworten, sind jedoch nicht nur Kenntnisse über positive und negative Wirkungen von einzelnen Unkrautarten notwendig, sondern es muss auch möglich sein, einzelne Unkrautarten selektiv zu bekämpfen. Obwohl wir zur Zeit noch weit von einem solchen Konzept entfernt sind, das die Artendiversität spezifisch fördert, könnte dies jedoch durch die Folgen breitflächig angewandter, nicht-selektiver Herbizide in Herbizid-resistenten Kulturen schnell an Bedeutung gewinnen. Für dominante Unkrautarten, die mit konventionellen Methoden nicht oder nur ungenügend bekämpft werden können, müssen daher neue Unkrautbekämpfungsmethoden entwickelt werden, die einerseits selektiv und andererseits mit integrierten Pflanzenschutzkonzepten kompatibel sind. Biologische Verfahren stellen dank ihrer Selektivität und Umweltsicherheit hierzu potentielle Einsatzmöglichkeiten dar. Dabei sollten Kontrollorganismen nicht als Unkraut-Killer angesehen werden, sondern als Stressfaktoren, die das Konkurrenzgleichgewicht zwischen Unkraut und Kulturpflanze zugunsten der Kulturpflanze verschieben (Müller-Schärer 1995). Im folgenden werden potentielle Einsatzmöglichkeiten und Probleme bei der Anwendung der oben beschriebenen Methoden in Europa kurz diskutiert.

Unkräuter im Grünland und im nicht-landwirtschaftlichen Bereich: die klassische Methode

Durch menschliche Aktivitäten bedingte oder geförderte biologische Invasionen sind eine wichtige Ursache für die Bedrohung von Arten (Agenda-21 1992). Verschiedene Regierungen und Umweltschutzorganisationen sehen heute in der klassischen biologischen Unkrautbekämpfung die einzige Möglichkeit, um pflanzliche Eindringlinge in natürlichen Habitaten zu kontrollieren (Cronk und Fuller 1995; Waage 1996). Detaillierte Untersuchungen belegen den oft sehr großen ökonomischen und ökologischen Nutzen von erfolgreich durchgeführten Projekten (Hoffmann 1995; Crutwell McFadyen 1998). So wurde z.B. durch die biologische Bekämpfung von *Salvinia molesta* der Reisanbau in Sri Lanka gesichert (Doeleman 1989), und auch die einzigartige Artendiversität des Okavango Deltas in Botswana erhalten (Smith 1993). In Europa wurde bis jetzt nur ein exotischer Kontrollorganismus im Feld freigelassen (vgl. vorne). Invasive Pflanzenarten in Europa und Möglichkeiten ihrer biologischen Bekämpfung wurden u. a. durch Holden et al. (1992) und Böcker et al. (1995) aufgelistet und diskutiert. Als mögliche Zielpflanzen werden neben gebietsfremden Gehölzarten vor allem *Fallopia* Arten, *Heracleum mantegazzianum*, *Impatiens glandulifera* und *Solidago* Arten genannt. Möglichkeiten der biologischen Bekämpfung von Problemunkrautarten im Grünland wurden für die Schweiz von Schroeder (1984) beschrieben. Im intensiv genutzten Grünland sind dies vor allem *Rumex obtusifolius* und *Ranunculus* Arten, und in extensiver genutzten Gebieten *Senecio alpinus*, *Veratrum album*, *Euphorbia cyparissias* und verschiedene *Carduus* und *Cirsium* Arten (Ammon und Müller-Schärer 1999).

Ungelöste gesetzliche, politische, sozio-ökonomische und ökologische Probleme behindern zur Zeit in mehreren Ländern eine stärkere Anwendung der inokulativen Unkrautbekämpfung. Im Vordergrund stehen dabei Konflikte zwischen einzelnen Interessensgruppen (Crutwell McFadyen 1998) und die Gefahr eines möglichen Wirtswechsels auf einheimische und gefährdete Pflanzenarten (Simberloff und Stiling 1996; Louda 1997). Länder mit einer langen Tradition der biologischen Bekämpfung von Unkräutern wie Australien und Neuseeland haben bereits spezielle Gesetze und Protokolle zur Lösung von Interessenskonflikten entwickelt, um für jedes einzelne Projekt einen nationalen und regionalen Konsensus zu finden (Paton 1992; Crutwell McFadyen 1998). Die starke Ausbreitung von gebietsfremden Pflanzenarten (auch in Europa) und das wachsende Interesse an biologischen Verfahren ist für viele Entwicklungs- und Industrieländer zu einer großen Herausforderung geworden (Cronk und Fuller 1995; Crutwell McFadyen 1998). Um diesem Problem zu begegnen, hat die FAO einen Verhaltenskodex für die Einfuhr und Freilassung von exotischen, biologischen Kontrollorganismen entwickelt und im November 1995 verabschiedet (Food and Agriculture Organization of the United Nations 1997). Diese Regelungen werden zur Zeit von den einzelnen Ländern angepasst. Es bleibt zu hoffen, dass

entsprechende Gesetze auch bald für die Einfuhr von exotischen Pflanzen ausgearbeitet werden.

Unkräuter in Intensivkulturen: die Inundative und System-Management Methode

In den ersten 25 Jahren der biologischen Unkrautbekämpfung in Intensivkulturen konzentrierte sich die Forschung vor allem auf pilzliche Organismen. Viele der oben erwähnten Hürden zur erfolgreichen Nutzung von Pflanzenpathogenen als Bioherbizide sind inzwischen für einzelne Organismen überwunden worden. Zusammen mit dem heutigen politischen und öffentlichen Druck zur Reduktion von Pestiziden in der Landwirtschaft ist anzunehmen, dass bald weitere Produkte auf dem Markt erscheinen werden. Kurzfristig werden dies vor allem Nischen-Märkte sein, wie das unlängst zugelassene, erste bakterielle Herbizid CAMPERICO gegen *Poa annua* in Zierrasen. Längerfristig kann jedoch damit gerechnet werden, dass Bioherbizide auch gegen einige der weltweit schädlichsten und in den ökonomisch wichtigsten Kulturen vorkommenden Unkrautarten auf dem Markt erscheinen werden. Da die Wirtschaftlichkeit eng mit der Pflanzenschutzgesetzgebung verknüpft ist, wird das Interesse an der Entwicklung von Bioherbiziden auch wesentlich von den zukünftigen Anforderungen für ihre Zulassung abhängen. Nur eine enge Kooperation zwischen Wissenschaftlern, potentiell interessierten Herstellern, den Umwelt- und Naturschutzbehörden und den für den Pflanzenschutz zuständigen Behörden kann eine Zulassungspraxis sicherstellen, die alle wissenschaftlich begründeten Risiken berücksichtigt, aber unnötige, entwicklungshemmende Auflagen vermeidet. Die bisherigen Erfahrungen zeigen, dass die Entwicklungskosten von Bioherbiziden wesentlich geringer sind als diejenigen von chemischen Herbiziden. So betragen die Entwicklungskosten für Collego etwa 1.5 Millionen Dollar, im Gegensatz zu 25 bis 30 Millionen für ein chemisches Herbizid (Schroeder 1990). Falls die Entwicklung bis zur Patentierung aus öffentlichen Mitteln finanziert wird, ist das Kostenverhältnis noch günstiger.

Die System-Management Methode gründet, ähnlich der klassischen Methode, auf einer genauen Kenntnis der Biologie der Zielpflanze und ihrer Populationsökologie. Da die System-Management Methode auf die Regulierung einer kompetitiven Unkraut-Kulturpflanzen Interaktion ausgerichtet, stellt die Ausarbeitung dieser Methode keinen marktnahen Forschungszweig dar. Vielmehr liefert sie wichtige und unerlässliche Grundlagen für die Entwicklung eines nachhaltigen Pflanzenschutzkonzeptes. Eine direkte Anwendung wird aber immer eine lokale Anpassung, und vom einzelnen Anwender ein Verständnis agrarökologischer Zusammenhänge erfordern .

Es war die Arbeitsgruppe "Biologische Bekämpfung" der Europäischen Gesellschaft für Herbologie, die sich als erste mit einem möglichen Einsatz der biologischen Unkrautbekämpfung in europäischen Intensivkulturen beschäftigte. Sie führte zwischen 1986 und 1992 eine Umfrage in 31 europäischen Ländern durch, um Problemunkrautarten in den zehn ökonomisch wichtigsten Produktionssystemen zu erfassen (Schroeder et al. 1993). Gleichzeitig wurde geprüft, ob die einzelnen Arten sich für eine biologische Bekämpfung eignen. Folgende fünf Artengruppen wurden ausgewählt und für ein koordiniertes europäisches Forschungsprogramm vorgeschlagen: *Amaranthus* Arten., *Chenopodium album*, *Calystegia sepium* / *Convolvulus arvensis*, *S. vulgaris* und *Orobanche*-Arten. Das Projekt konnte 1994 begonnen werden und umfasst 30 Institutionen aus vierzehn Ländern (Müller-Schärer und Scheepens 1997). Eine Übersicht über die erzielten Resultate ist kürzlich veröffentlicht worden (Müller-Schärer et al. 2000), detaillierte Ergebnisse der einzelnen Projekte, in denen unterschiedliche Methoden zur Anwendung gekommen sind, werden in einer Sondernummer von BioControl zusammengestellt werden.

Integration von Pflanzenschutzmassnahmen und Habitat Management

Es gibt kaum eine Situation, in der eine einzelne Methode der Unkrautbekämpfung ausreicht, um den gesamten, mit einer Kulturpflanze assoziierten Unkrautbestand zu kontrollieren. Diese Einschränkung gilt insbesondere für die biologischen Verfahren, die meist auf die Bekämpfung einer einzelnen Unkrautart ausgerichtet sind. Eine Kombination mit anderen Methoden ist daher häufig. Einzelne Studien haben bereits gezeigt, dass biologische Methoden erfolgreich mit anderen Pflanzenschutzmassnahmen kombiniert werden können (Watson und Wymore 1989; Gassmann und Evans 1998). Dabei ist es hilfreich, zwischen horizontaler Integration über mehrere Unkrautarten im gleichen System, und vertikaler Integration verschiedener Kontrollmethoden gegen eine einzelne Unkrautart in einem oder mehreren Systemen zu unterscheiden (Watson und Wymore 1989; Müller-Schärer et al. 2000). Bezüglich der vertikalen Integration sind synergistische Wirkungen zwischen biologischen und chemischen Maßnahmen von besonderem Interesse, d.h. zwischen den Kontrollorganismen und niedrig bis niedrigst-dosierten Herbizidmengen. Dies kann sowohl den Effekt der Pathogene infolge einer reduzierten Pflanzenabwehr, als auch die Wirkung von Herbiziden durch eine gesteigerte Aufnahme erhöhen (Hasan und Ayres 1990; Sharon et al. 1992; Gressel et al. 1996). Als horizontale Integration vermag eine Kombinationen zwischen biologischer und chemischer Bekämpfung zusätzlich den Wirkungsbereich zu verbreitern, erlaubt eine Reduktion der Herbizidmengen, und trägt dadurch wesentlich zur Erhaltung der Artenvielfalt in Intensivkulturen bei.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass biologische Verfahren eine detaillierte Kenntnis der Problemsituation voraussetzen, insbesondere der Kulturpflanzenumgebung mit ihren verschiedenen biotischen und abiotischen Komponenten, deren mannigfaltigen Interaktionen, und den diesen zugrunde liegenden Mechanismen. Die dadurch erworbenen Kenntnisse bilden aber auch die Grundlage eines modernen Habitat-Managements. Biologische Verfahren können daher als ein grundlegendes Konzept einer nachhaltigen Pflanzenschutzstrategie angesehen werden, wie auch als ein integraler Bestandteil von ökologisch ausgerichteten Pflanzenproduktionssystemen.

Danksagung

Den vorliegenden Übersichtsartikel widme ich Dieter Schroeder als Dank für seinen unermüdlichen Einsatz für die Sache der biologischen Unkrautbekämpfung. Jos Frantzen, Harriet L. Hinz, Diethart Matthies und Dieter Schroeder danke ich für die kritische Durchsicht des Manuskripts. Die Arbeit wurde durch das Bundesamt für Bildung und Wissenschaft (COST-816) und den Schweizerischen Nationalfonds (31-46821.96; 5001-50250/1) finanziell unterstützt.

Literatur

- Agenda-21 (1992). *Agenda 21: Programme of action for sustainable development. Rio Declaration on Environment and Development*. UN Department of Public Information, New York.
- Altieri, M. A. (1994). *Biodiversity and Pest Management in Agroecosystems*. New York, USA, The Food Products Press.
- Ammon, H. U. and Müller-Schärer (1999). Prospects for combining biological weed control with integrated crop production systems, and with sensitive management of alpine pastures in Switzerland. *Journal of Plant Diseases and Protection* 106, 213-220.
- Auld, B. A. (1992). *Development and commercialization of biocontrol agents*. Proc. Proceedings of the First International Weed Control Congress, Monash University, Melbourne. Weed Science Society of Victoria Inc. Melbourne, Australia, pp. 269-272.
- Auld, B. A. and Morin, L. (1995) Constraints in the development of bioherbicides. *Weed Technology* 9, 638-652.
- Böcker, R., Gebhardt, H., Konold, W. and Schmidt-Fischer, S. (1995). *Gebietsfremde Pflanzenarten: Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope; Kontrollmöglichkeiten und Management*. ecomed Verlagsgesellschaft AG & Co., Landsberg, Deutschland.

- Charudattan, R. (1988). Inundative control of weeds with indigenous fungal pathogens. In: Burge, M N (ed), *Fungi in Biological Control Systems*. Manchester University Press, Manchester, pp. 86-110.
- Charudattan, R. (1991). *The Mycoherbicide Approach with Plant Pathogens*. New York, Chapman and Hall.
- Charudattan R (1999). Current status of biological control of weeds. *Proceedings of the International Conference on Emerging Technologies in IPM*, St. Paul, MN
- Crawley, M. J. (1983). *Herbivory - The Dynamics of Animal-Plant Interactions*. London, Blackwell.
- Crawley, M. J. (1997). *Plant Ecology*. Oxford, Blackwell Scientific Publications.
- Cronk, Q., C. B. and Fuller, J. L. (1995). *Plant invaders: the threat to natural ecosystems*. London, Chapman and Hall.
- Crutwell McFadyen, R. E. C. (1998) Biological control of weeds. *Annu. Rev. Entomol.* 43, 369-393.
- Cullen, J. M. and Kable, P. F. (1973) Epidemic spread of rust imported for biological control. *Nature* 244, 462-464.
- Doeleman, J. A. (1989) Biological control of *Salvinia molesta* in Sri Lanka: an assessment of costs and benefits. *ACIAR Technical Report 12*,
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (1997) Code of Conduct for the Import and Release of Exotic Biological Control Agents. *Biocontrol News and Information* 18, 119-124.
- Frantzen, J. and Hatcher, P. E. (1997) A fresh view on the control of the annual plant *Senecio vulgaris*. *Integrated Pest Management Reviews* 2, 77-85.
- Frantzen, J. and Müller-Schärer, H. (1998) A theory relating focal epidemics to crop-weed interactions. *Phytopathology* 88, in print.
- Gassmann, A. and Evans, H. C. (1998). *The role of biological control in integrated weed management strategies in tropical smallholder farming system*. Proc. Proceedings of the Workshop on Integrated Weed Management, Yahounde, Cameroon. IITA/HFS, pp. in print.
- Goeden, R. D. (1988) A capsule history of biological control of weeds. *Biocontrol News & Information* 9, 55-61.
- Greaves, M. P., Auld, B. A. and Holloway, P. J. (1998). Formulation of microbial herbicides. In: Burges, D (ed), *Formulation of Microbial Biopesticides, Beneficial Microorganisms and Nematodes*. Chapman and Hall, London, pp. in print.
- Gressel, J., Amsellem, Z., Warshawsky, A., Kampel, V. and Michaeli, D. (1996) Biocontrol of weeds: overcoming evolution for efficacy. *Journal of Environmental Science and Health Part B* 31, 399-404.

- Harley, K. L. S. and Forno, O. W. G. (1992). *Biological control of weeds: a handbook for practitioners and students*. Melbourne, Australia, Inkata Press.
- Hasan, S. and Ayres, P. G. (1990) The control of weeds through fungi: principles and prospects. *New Phytologist* 115, 201-222.
- Hoffmann, J. H. (1995). Biological control of weeds: the way forward, a South African perspective. In: Stirton, C H (ed), *Weeds in a changing world*. British Crop Protection Council, Surrey, UK, pp. 77-89.
- Holden, A. N. G., Fowler, S. V. and Schroeder, D. (1992) Invasive weeds in amenity land in the UK: Biological control - The neglected alternative. *Aspects of Applied Biology* 29, 325-332.
- Holm L, Doll F, Helm E, Dancho G & Herberger G (1997) *Senecio vulgaris L.* In: *World Weeds. Natural Histories and Distribution*, pp. 740-750. John Wiley & Sons, New York.
- Hurle, K. (1997) Concepts in weed control - how does biocontrol fit in ? *Integrated Pest Management Reviews* 2, 87-89.
- Julien, M. H. (1991). *Biological control of weeds. A world catalogue of agents and their target weeds*. Wallingford, UK, CAB International.
- Julien M. H. and Griffiths M. W. (1998). *Biological Control of Weeds. A World Catalogue of Agents and their Target Weeds*. CABI Publishing, Wallingford, UK.
- Louda, S. M. (1997) Ecological effects of an insect introduced for the biological control of weeds. *Science* 277, 1088-1090.
- Müller-Schärer, H. (1991) The impact of root herbivory as a function of plant density and competition: survival, growth and fecundity of *Centaurea maculosa* (Compositae) in field plots. *Journal of Applied Ecology* 28, 759-776.
- Müller-Schärer, H. (1995). *Weeding with insects and pathogens - prospects for European crops*. Proc. 9th EWRS Symposium - Challenges for Weed Science in a Changing Europe, Budapest. European Weed Research Society, pp. 21-27.
- Müller-Schärer, H. and Schroeder, D. (1993) The biological control of *Centaurea* spp. in North America: do insects solve the problem? *Pesticide Science* 37, 343-353.
- Müller-Schärer, H. and Wyss, G. S. (1994) Das Gemeine Kreuzkraut (*Senecio vulgaris* L.): Problemunkraut und Möglichkeiten der biologischen Bekämpfung. *Zeitschrift für Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz, Sonderheft XIV*, 201-209.
- Müller-Schärer, H. and Frantzen, J. (1996) An emerging system management approach for biological weed control in crops: *Senecio vulgaris* as a research model. *Weed Research* 36, 483-491.
- Müller-Schärer, H. and Scheepens, P. C. (1997) Biological control of weeds in crops: a coordinated european research programme (COST-816). *Integrated Pest Management Reviews* 2, 45-50.

- Müller-Schärer, H. and Rieger, S. (1998) Epidemic spread of the rust fungus *Puccinia lagenophorae* and its impact on the competitive ability of *Senecio vulgaris* in celeriac during early development. *Biocontrol Science and Technology* 8, 59-72.
- Müller-Schärer H, Scheepens P. C. and Greaves M. (2000). Biological control of weeds in European crops: recent achievements and future work. *Weed Research* 40 (in press).
- Paton, R. (1992). *Legislation and its administration in the approval of agents for biological control in Australia*. Proc. 8th International Symposium on Biological Control of Weeds, Canterbury, New Zealand. DSIR/CSIRO, pp. 653-658.
- Paul, N. D. and Ayres, P. G. (1987) Effects of rust infection of *Senecio vulgaris* on competition with lettuce. *Weed Research* 27, 431-441.
- Paul, N. D., Ayres, P. G. and Hallett, S. G. (1993) Mycoherbicides and other biocontrol agents for *Senecio* spp. *Pesticide Science* 37, 323-329.
- Phatak, S. C., Summer, D. R., Wells, H. D., Bell, D. K. and Glaze, N. C. (1983) Biological control of yellow nutsedge with the indigenous rust fungus *Puccinia canaliculata*. *Science* 219, 1446-1447.
- Schroeder, D. (1984) Problemunkräuter im Grünland und Möglichkeiten ihrer biologischen Bekämpfung. *Mitteilungen für die Schweizerische Landwirtschaft* 32, 18-24.
- Schroeder, D. (1990) Biologische Unkrautbekämpfung - Möglichkeiten und Begrenzungen. *Z. für PflKrankh. PflSchutz Sonderheft XII*, 19-41.
- Schroeder, D. and Goeden, R. D. (1986) The search for arthropod natural enemies of introduced weeds for biological control: in theory and practice. *Biocontrol News and Informations* 7, 147-155.
- Schroeder, D., Müller-Schärer, H. and Stinson, C. S. A. (1993) A European weed survey in 10 major crop systems to identify targets for biological control of weeds. *Weed Research* 33, 449-459.
- Sharon, A., Amsellem, Z. and Gressel, J. (1992) Glyphosate suppression of an elicited defence response. Increased susceptibility of *Cassia obtusifolia* to a mycoherbicide. *Plant Physiology* 98, 654-659.
- Sheley, R. L., Svejcar, T. J. and Maxwell, B. D. (1996) A Theoretical Framework for Developing Successional Weed Management Strategies on Rangeland. *Weed Technology* 10, 766-773.
- Shrum, R. D. (1982). Creating Epiphytotics. In: Charudattan, R and Walker, H L (ed), *Biological Control of Weeds with Plant Pathogens*. John Wiley & Sons, Inc., New York, pp. 113-135.
- Simberloff, D. and Stiling, P. (1996) How risky is biological control. *Ecology* 77, 1965-1974.

- Smith, P. (1993). Control of floating water weeds in Botswana. In: Greathead, A and de Groot, P (ed), *Control of Africa's floating water weeds*. Commonwealth Science Council, London, pp. 31-39.
- Smith, R. J., Jr. (1986) Biological control of northern jointvetch (*Aeschynomene virginica*) in rice (*Oryza sativa*) and soybeans (*Glycine max*) - a researcher's view. *Weed Science* 34, 17-23.
- TeBeest, D. O., Templeton, G. E. and Smith, R. J. (1978) Temperature and moisture requirements for development of anthracnose on Northern jointvetch. *Phytopathology* 68, 389-393.
- Templeton, G. E., TeBeest, D. O. and Smith, R. J. (1984) Biological weed control in rice with a strain of *Colletotrichum gloeosporioides* (Penz.) Sacc. used as a mycoherbicide. *Crop Protection* 3, 409-422.
- UNCED (1992). *Promoting sustainable agriculture and rural development; Integrated pest management and control in agriculture*. Proc. Proceedings of the United Nations Conference on Environment and Development, Rio de Janeiro. Agenda, pp. Chapter 14-I.
- Van Driesche, R. G. and Bellows, T. S. J. (1996). *Biological Control*. Chapman & Hall.
- Waage, J. K. (1996). *Using biodiversity to protect biodiversity: biological control, conservation and the biodiversity convention*. Booklet produced by the Secretariat, Convention on Biological Diversity, CAB International, Wallingford.
- Wapshere, A. J. (1989) A testing sequence for reducing rejection of potential biological control agents for weeds. *Ann. appl. Bio.* 114, 515-526.
- Watson, A. K. (1988). *Progress and prospects of bioherbicide development in Canada*. Proc. Proceedings of the Canadian Pacific-Cape Symposium on Biotechnology, McGill University. pp. 48-65.
- Watson, A. K. (1993). *Biological Control of Weeds Handbook*. Weed Science Society of America.
- Watson, A. K. and Wymore, L. A. (1989). *Biological control, a component of integrated weed management*. Proc. VII. International Symposium of Biological Control of Weeds, Rome, Italy. Ist. Sper. Patol. Veg. (MAF), pp. 101-106.
- Weidemann, G. J. and TeBeest, D. O. (1990) Biology of host range testing for biocontrol of weeds. *Weed Technology* 4, 465-470.
- Wyss G. S. Müller-Schärer H. (1999). Infection process and resistance in the weed pathosystem *Senecio vulgaris* L.- *Puccinia lagenophorae* Cooke, and implications for biological control. *Canadian Journal of Botany* 77, 361-369.
- Zimdahl, R. L. (1993). *Fundamentals of Weed Science*. London, Academic Press, Inc.